

Robert Jandl · Ulrike Tappeiner
Cecilie Birgitte Foldal · Karl-Heinz Erb *Hrsg.*

APCC Special Report: Landnutzung und Klimawandel in Österreich

powered by klima energie fonds

OPEN ACCESS

Springer Spektrum

APCC Special Report: Landnutzung und Klimawandel in Österreich

Robert Jandl · Ulrike Tappeiner ·
Cecilie Birgitte Foldal · Karl-Heinz Erb
(Hrsg.)

APCC Special Report: Landnutzung und Klimawandel in Österreich

Springer Spektrum

Hrsg.
Robert Jandl
Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft (BFW)
Wien, Österreich

Cecilie Birgitte Foldal
Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft (BFW)
Wien, Österreich

Ulrike Tappeiner
Universität Innsbruck
Innsbruck, Österreich
Eurac Research
Bozen-Bolzano, Italien

Karl-Heinz Erb
Universität für Bodenkultur Wien
Wien, Österreich



ISBN 978-3-662-67863-3 ISBN 978-3-662-67864-0 (eBook)
https://doi.org/10.1007/978-3-662-67864-0

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über http://dnb.d-nb.de abrufbar.

Springer Spektrum
© Der/die Herausgeber bzw. der/die Autor(en) 2024
Open Access Dieses Buch wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.
Die in diesem Buch enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.
Das Werk einschließlich aller seiner Teile ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung, die nicht ausdrücklich vom Urheberrechtsgesetz zugelassen ist, bedarf der vorherigen Zustimmung des Verlags. Das gilt insbesondere für Vervielfältigungen, Bearbeitungen, Übersetzungen, Mikroverfilmungen und die Einspeicherung und Verarbeitung in elektronischen Systemen.
Die Wiedergabe von allgemein beschreibenden Bezeichnungen, Marken, Unternehmensnamen etc. in diesem Werk bedeutet nicht, dass diese frei durch jedermann benutzt werden dürfen. Die Berechtigung zur Benutzung unterliegt, auch ohne gesonderten Hinweis hierzu, den Regeln des Markenrechts. Die Rechte des jeweiligen Zeicheninhabers sind zu beachten.
Der Verlag, die Autoren und die Herausgeber gehen davon aus, dass die Angaben und Informationen in diesem Werk zum Zeitpunkt der Veröffentlichung vollständig und korrekt sind. Weder der Verlag noch die Autoren oder die Herausgeber übernehmen, ausdrücklich oder implizit, Gewähr für den Inhalt des Werkes, etwaige Fehler oder Äußerungen. Der Verlag bleibt im Hinblick auf geografische Zuordnungen und Gebietsbezeichnungen in veröffentlichten Karten und Institutionsadressen neutral.

Einbandabbildung: © BFW 2016

Planung/Lektorat: Simon Shah-Rohlfs und Bettina Saglio
Springer Spektrum ist ein Imprint der eingetragenen Gesellschaft Springer-Verlag GmbH, DE und ist ein Teil von Springer Nature.
Die Anschrift der Gesellschaft ist: Heidelberger Platz 3, 14197 Berlin, Germany

Das Papier dieses Produkts ist recyclebar.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung für Entscheidungstragende 1
A. Einleitung: Landnutzung, Klimawandel und gesellschaftliches Wohlergehen 2
B. Gegenwärtige Situation und zukünftige Entwicklungen in Österreich 2
C. Anpassung 9
D. Klimaschutz 13
E. Synergien und Trade-offs von Maßnahmen 19
F. Umsetzung der Strategien und Maßnahmen zum Klimaschutz und der Klimawandelanpassung 19

Technische Zusammenfassung 29
Kapitel 1: Ziele, Herangehensweise und Kontext 30
Kapitel 2: Auswirkungen der Landnutzung und -bewirtschaftung sowie naturnaher Ökosysteme auf den Klimawandel: biophysikalische Effekte, Treibhausgasemissionen und Kohlenstoffspeicher 31
Kapitel 3: Sozio-ökonomische und klimatische Treiber der Änderung der Landnutzung in Österreich 33
Kapitel 4: Anpassungsoptionen in der Landnutzung an den Klimawandel 37
Kapitel 5: Minderung des Klimawandels 41
Kapitel 6: Landnutzungsentscheidungen: Klimawandelrelevante Strategien, Steuerungsinstrumente und Managementansätze 47
Kapitel 7: Raumplanung und Klimawandel 49
Kapitel 8: Landnutzung und Klimawandel im Kontext der nachhaltigen Entwicklungsziele 51
Kapitel 9: Synopsis – Synergien, Zielkonflikte und Umsetzungsbarrieren von Klimaanpassungs- und Klimaschutzmaßnahmen 55

Kapitel 1. Ziele, Herangehensweise und Kontext 57
1.1 Rahmen, Inhalte und Ziele des Österreichischen Sonderberichts „Landnutzung und Klimawandel“ 58
1.2 Klima und Landnutzung in Österreich 60
1.3 Zukünftige Herausforderungen 69
1.4 Querschnittsthema Biodiversität 79
1.5 Institutionelle Rahmenbedingungen 85
1.6 Ansatzpunkte in der Politik: Instrumente und Maßnahmen 89
1.7 Aufbau des Berichts 94
Literatur 94

Kapitel 2. Auswirkungen der Landnutzung und -bewirtschaftung sowie naturnaher Ökosysteme auf den Klimawandel: Biophysikalische Effekte, Treibhausgasemissionen und Kohlenstoffspeicher 107
2.1 Einleitung 108
2.2 Treibhausgasbilanz der Landnutzung und Landwirtschaft in Österreich 109

2.3 Effekte durch Landnutzung, Landmanagement und Landnutzungsänderungen auf die Energieflüsse zwischen Boden und Atmosphäre 130
2.4 Die Rolle ausgewählter naturnaher Ökosysteme für den Klimawandel 135
2.5 Kohlenstoffbestände und Speicherpotenziale in Böden und Vegetation und deren Dynamik bei unterschiedlicher Nutzung 139
2.6 Energieeinsatz in Land- und Forstwirtschaft 145
2.7 THG-Emissionen aus Landnutzung und Landnutzungsänderung, die durch den österreichischen Konsum im In- und Ausland verursacht werden („Carbon Footprint“) 147
Literatur 152

Kapitel 3. Sozioökonomische und klimatische Treiber der Änderung der Landnutzung in Österreich 163
3.1 Einleitung 164
3.2 Landwirtschaft 164
3.3 Forstwirtschaft 180
3.4 Siedlungen und Infrastruktur 187
3.5 Auswirkungen auf die Ökosystemleistungen 195
Literatur 202

Kapitel 4. Anpassungsoptionen in der Landnutzung an den Klimawandel 217
4.1 Einleitung 218
4.2 Anpassungsmaßnahmen in der Landwirtschaft 221
4.3 Forstwirtschaft 238
4.4 Siedlungsraum 250
Literatur 252

Kapitel 5. Mitigation des Klimawandels 275
5.1 Bodenbedeckung und Landnutzungssysteme 276
5.2 Bioökonomie und relevante Minderungsoptionen 296
5.3 Nachfrageseitige Minderungsoptionen 306
5.4 Forschungsbedarf und Ausblick 315
Literatur 317

Kapitel 6. Landnutzungsentscheidungen: Klimawandelrelevante Strategien, Steuerungsinstrumente und Managementansätze 339
6.1 Einleitung 340
6.2 Landnutzungsentscheidungen, Barrieren und Interessenkonflikte 341
6.3 Politische Ziele und Rahmenbedingungen für klimaorientierte Landnutzung 342
6.4 Kompetenzverteilung in Österreich und staatliche Instrumente 350
6.5 Nichtstaatliche Ansätze, um Adaptations- und Mitigationsmaßnahmen zu unterstützen 359
6.6 Raumplanung und Verkehrsplanung 361
6.7 Forschungsbedarf: Szenarienansätze für die Entwicklung und Prüfung von Landnutzungsstrategien 369
6.8 Fazit 369
Literatur 370

Kapitel 7. Raumplanung und Klimawandel 381
7.1 Einleitung 381
7.2 Strategien und Akteur_innen 391
7.3 Bewertung des Ordnungsrahmens 395
7.4 Bewertung der Steuerungsinstrumente 397

7.5 Ausblick auf das zukünftige, klimawandelrelevante Instrumentarium der Raumplanung . . . 399
Literatur . . . 400

Kapitel 8. Landnutzung und Klimawandel im Kontext der Nachhaltigen Entwicklungsziele . . . 407
8.1 Einleitung . . . 408
8.2 Die SDGs: eine umfassende, unteilbare Agenda . . . 411
8.3 Landnutzung und Klimawandel und die Umsetzung der SDGs in Österreich . . . 413
8.4 Eingangspforten für Transformation . . . 421
8.5 Hebel zur Transformation . . . 442
Literatur . . . 450

Kapitel 9. Synopsis – Synergien, Zielkonflikte und Umsetzungsbarrieren von Klimaanpassungs- und Klimaschutzmaßnahmen . . . 469
9.1 Einleitung . . . 470
9.2 Übersicht und Strukturierung der Maßnahmen . . . 470
9.3 Wirkungspotenziale, Synergien, Trade-offs und Barrieren der Umsetzung . . . 471
9.4 Zusammenschau . . . 483
9.5 Identifikation und Umsetzung von geeigneten Maßnahmen . . . 486
9.6 Regionale Unterschiede und lokaler Kontext . . . 487
9.7 Zeitdimension der Mitigationseffekte . . . 487
9.8 Folgen verspäteten Handelns . . . 487
Literatur . . . 488

Glossar . . . 491

Zusammenfassung für Entscheidungstragende

Inhaltsverzeichnis

A. Einleitung: Landnutzung, Klimawandel und gesellschaftliches Wohlergehen . . . 2

B. Gegenwärtige Situation und zukünftige Entwicklungen in Österreich . . . 2
B.1 Größenordnungen, Trends und Szenarien . . . 2
B.2 Die Treibhausgasbilanz Österreichs . . . 5
B.3 Klimawandelauswirkungen, sozio-ökonomische Treiber und Herausforderungen in der österreichischen Landnutzung . . . 7
B.4 Ökosystemleistungen und Biodiversität in Österreich . . . 8

C. Anpassung . . . 9
C.1 Anpassungsstrategien . . . 9
C.2 Landwirtschaft . . . 10
C.3 Forstwirtschaft . . . 11
C.4 Siedlungen . . . 11
C.5 Naturschutz . . . 12

D. Klimaschutz . . . 13
D.1 Potenziale . . . 13
D.2 Landwirtschaft . . . 14
D.3 Forstwirtschaft . . . 15
D.4 Naturschutz . . . 16
D.5 Substitution, Bioenergie und Bioenergie mit CO_2-Abscheidung (BECCS) . . . 16
D.6 Konsum und Prozesskette . . . 18

E. Synergien und Trade-offs von Maßnahmen . . . 19

F. Umsetzung der Strategien und Maßnahmen zum Klimaschutz und der Klimawandelanpassung . . . 19
F.1 Landnutzungsentscheidungen . . . 19
F.2 Barrieren und Möglichkeiten der Umsetzung . . . 23
F.3 Raum- und Verkehrsplanung . . . 25
F.4 Akteur_innen und Interessenskonflikte . . . 25
F.5 Nachhaltigkeitsziele und globale Dimensionen . . . 26

Leitautor_innen:
Karl-Heinz Erb[1], Ulrike Tappeiner[2,3], Robert Jandl[4], Andreas Baumgarten[5], Hartmut Dumke[6], Tatjana Fischer[1], Herbert Formayer[1], Veronika Gaube[1], Michael Getzner[6], Simone Gingrich[1], Georg Gratzer[1], Willi Haas[1], Friedrich Hinterberger[7], Jill Jäger[8], Charlotte Kottusch[9], Florian Kraxner[9], Katharina Lapin[4], Ina Meyer[10], Thomas Schinko[9], Kyoko Shinozaki[11], Stefan Schneider[12], Silvio Schüler[4], Gernot Stöglehner[1], Erich Tasser[3], Thomas Thaler[1], Peter Weiss[13], Walter Wenzel[1], Werner Zollitsch[1]

Nachwuchswissenschafter_innen:
Paula Bethge[1], Bastian Bertsch-Hörmann[1]

Zitiervorschlag:
APCC (2024): Zusammenfassung für Entscheidungstragende. [Erb, K.-H., U. Tappeiner, R. Jandl, A. Baumgarten, H. Dumke, T. Fischer, H. Formayer, V. Gaube, M. Getzner, S. Gingrich, G. Gratzer, W. Haas, F. Hinterberger, J. Jäger, C. Kottusch, F. Kraxner, K. Lapin, I. Meyer, T. Schinko, S. Schneider, S. Schüler, K. Shinozaki, G. Stöglehner, E. Tasser, T. Thaler, P. Weiss, W.- Wenzel, W. Zollitsch]. In: APCC Special Report: Landnutzung und Klimawandel in Öster-

© Der/die Autor(en) 2024

R. Jandl et al. (Hrsg.), *APCC Special Report: Landnutzung und Klimawandel in Österreich*,
https://doi.org/10.1007/978-3-662-67864-0_1

reich [Jandl, R., Tappeiner, U., Foldal, C. B., Erb, K.-H. (Hrsg.)]. Springer Spektrum: Berlin/Heidelberg, S. 1–28.

[1] Universität für Bodenkultur Wien
[2] Universität Innsbruck
[3] Eurac Research
[4] Bundesforschungszentrum für Wald
[5] Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH
[6] Technische Universität Wien
[7] Universität für angewandte Kunst Wien
[8] privat
[9] Internationales Institut für Angewandte Systemanalyse (IIASA)
[10] Österreichisches Institut für Wirtschaftsforschung
[11] Paris Lodron Universität Salzburg
[12] GeoSphere Austria
[13] Umweltbundesamt GmbH

A. Einleitung: Landnutzung, Klimawandel und gesellschaftliches Wohlergehen

Die Landnutzung stellt eine Grundlage der Befriedigung menschlicher Bedürfnisse dar [hohe Konfidenz]. Die Bereitstellung von Nahrung, Wasser und anderen Ressourcen ist eine nicht ersetzbare, essenzielle Funktion der Landnutzung, ebenso wie die Raumfunktion für Siedlungen und Infrastruktur, die Schutzfunktion (z. B. vor Muren, Lawinen, Überschwemmungen), sowie viele weitere regulierende, unterstützende und kulturelle Funktionen (z. B. Bodenbildung, Bestäubung, Erholung). Die biologische Vielfalt ist eng mit diesen Funktionen verknüpft. Die Funktionen und deren Interaktion werden durch den Klimawandel maßgeblich beeinflusst. Gleichzeitig ist die Landnutzung, global und auch in Österreich, ein wesentlicher Treiber der Erderhitzung wie auch des Biodiversitätsverlusts [hohe Konfidenz]. {Abschn. 1.1; 1.2; 1.4}

A.1 Landökosysteme spielen eine Schlüsselrolle beim Austausch von Energie, Wasser und Aerosolen zwischen der Landoberfläche und der Atmosphäre [hohe Konfidenz]. Landökosysteme sind – wie auch die biologische Vielfalt – in unterschiedlichem Maße vom Klimawandel betroffen sowie anfällig gegenüber Wetterextremen. Eine nachhaltige Landnutzung kann dazu beitragen, die negativen Auswirkungen des Klimawandels und von Wetterextremen auf Ökosysteme und auf die Gesellschaft zu reduzieren [hohe Konfidenz]. Anpassungspotenziale sind jedoch beschränkt [hohe Konfidenz]. {Abschn. 1.1.2; 1.2.2; 1.4; 3.5; 4.2; 4.3}

A.2 Landökosysteme wirken, in Abhängigkeit von Landnutzung und Klima(-wandel), als Quellen oder als Senken für Treibhausgase. Zudem können Veränderungen der Landnutzung wesentlich zur Emissionsminderung beitragen, etwa durch die Bereitstellung oder den Ausbau von Kohlenstoffsenken. Emissionsminderungspotenziale sind aber beschränkt und gekennzeichnet durch Ziel- und Interessenskonflikte, z. B. zwischen Nahrungsmittelproduktion, Energieproduktion, Siedlungsentwicklung und Naturschutz [hohe Konfidenz]. {Abschn. 1.1.2; 1.2.4; 2.2; 2.5; 5.1; 5.2; 6.2; 6.3; 8.4.1.2}

A.3 Zukünftige klimawandelbedingte Herausforderungen der Landnutzung stehen in engem Zusammenhang mit Entwicklungen in anderen Sektoren, wie z. B. Industrie, Energiebereitstellung und Verkehr [hohe Konfidenz]. Während späte oder geringe Emissionsminderungen in diesen Sektoren den Anpassungsdruck in der Landnutzung und die Nachfrage nach landbasierten Minderungsoptionen erhöhen, können zügige Emissionsminderungen und Reduktionen der Nachfrage diese abschwächen. Hier besteht ein hohes Potenzial, bestehende Ziel- und Interessenskonflikte zwischen Anpassung, Emissionsminderung und anderen Funktionen der Landnutzung zu verschärfen oder abzuschwächen [hohe Konfidenz]. {Abschn. 1.1; 6.2; 9.5}

B. Gegenwärtige Situation und zukünftige Entwicklungen in Österreich

B.1 Größenordnungen, Trends und Szenarien

In Österreich werden 33 % der Fläche als Landwirtschaftsflächen genutzt, 48 % der Flächen sind Waldflächen, etwa 7 % der Fläche sind Siedlungsraum (Stand 2020), 2 % Oberflächengewässer und Feuchtgebiete (Abb. ZfE.1), nur etwas mehr als 10 % der meist im Hochgebirge gelegenen Fläche sind noch weitgehend naturnah. Während landwirtschaftliche Flächen abnehmen, nehmen Wald- und Infrastrukturflächen zu. Die klimawandelbedingte Erwärmung liegt in Österreich über dem globalen Durchschnitt und wird sich mindestens bis zur Mitte des 21. Jahrhunderts fortsetzen [hohe Konfidenz]. {Abschn. 1.2.1; 1.2.2; 1.2.3}

B1.1 Eine klimawandelbedingte Erwärmung der Landökosysteme ist für die nächsten Jahrzehnte unvermeidbar und neben dem Temperaturanstieg mit einer Zunahme von Extremereignissen (Dürre, Starkregen) verbunden [hohe Konfidenz]. Der Mitteltemperaturanstieg betrug in Österreich seit der vorindustriellen Periode mehr als 2 °C (global: ca. 1 °C; Abb. ZfE.2) und betrifft alle Jahreszeiten. Die Zunahme hat sich in den letzten

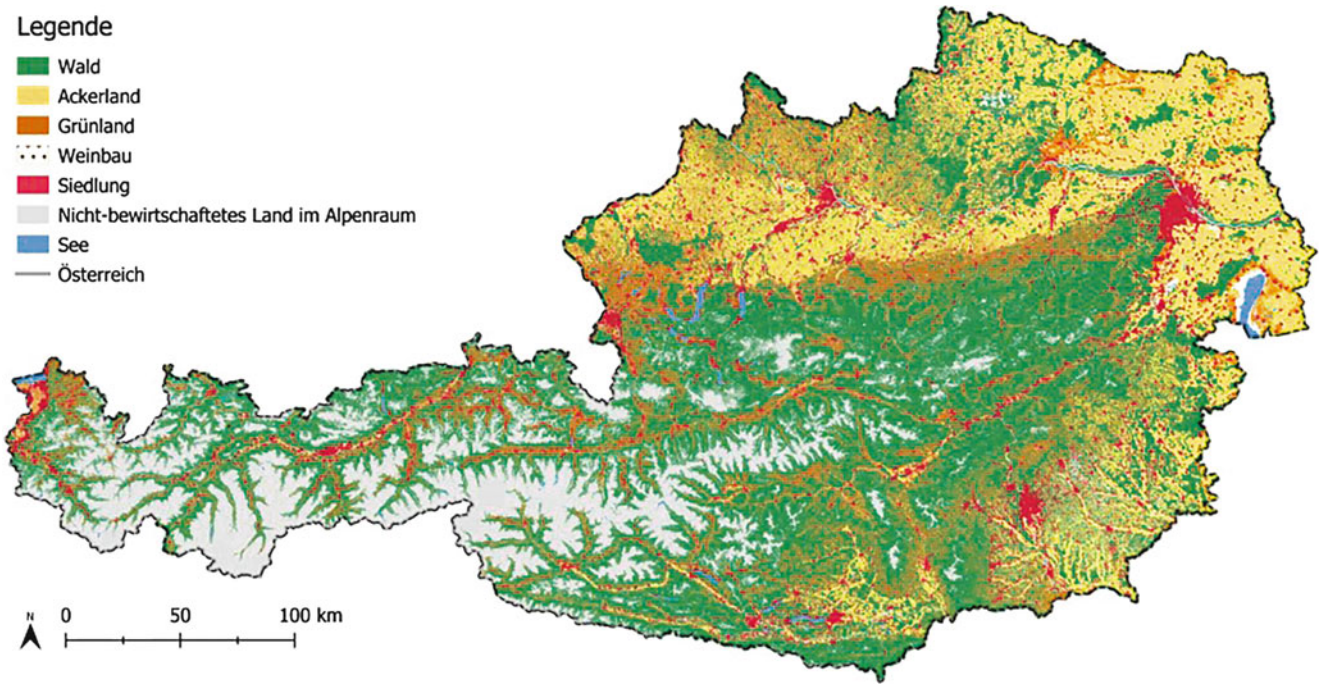


Abb. ZfE.1 Landnutzung in Österreich. (Quelle: eigene Darstellung [Abschn. 1.2.2])

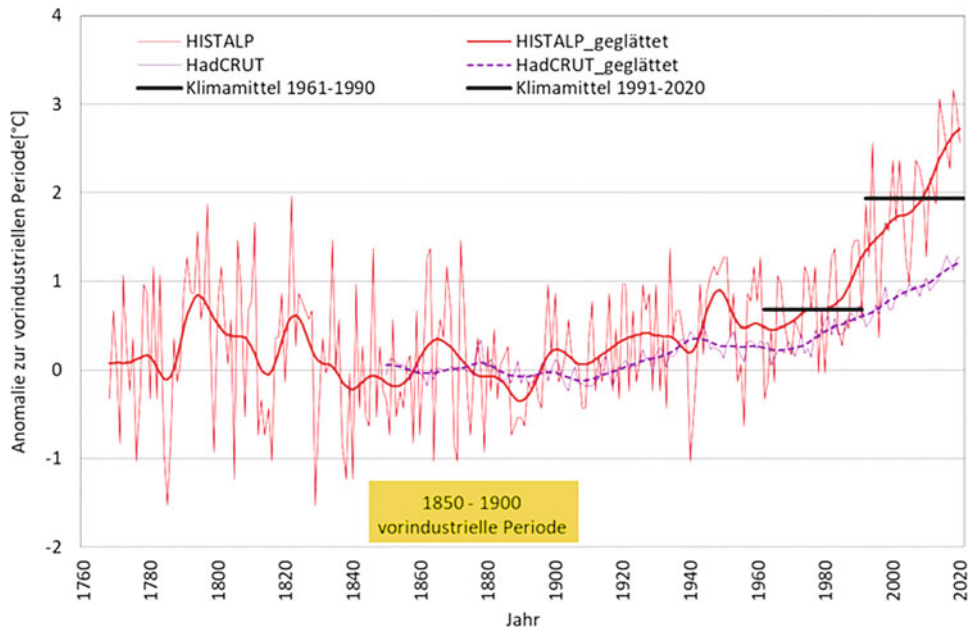


Abb. ZfE.2 Entwicklung der globalen Mitteltemperatur (*lila Linie*) seit 1850 und der österreichischen Mitteltemperatur (*rote Linie*) seit 1760. Beide dargestellt als Abweichung (Anomalie) bezogen auf den Zeitraum 1850 bis 1900. (Quelle: Chimani et al., 2021)

Jahrzehnten verstärkt [hohe Konfidenz]. Die weitere Entwicklung in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts hängt stark vom menschlichen Verhalten ab. Beim Einhalten des Pariser Klimaschutzabkommens stabilisiert sich die Temperatur im Bereich der natürlichen Schwankungen, werden keine Klimaschutzmaßnahmen ergriffen, setzt sich die Erwärmung mit mehr als 3 °C fort [mittlere Konfidenz]. {Abschn. 1.2.1; 1.3.1}

B1.2 Die Siedlungs- und die Waldflächen in Österreich wurden in den letzten Jahrzehnten ständig größer, während landwirtschaftliche Flächen abnahmen [hohe Konfidenz]. Dies kann als Ausdruck eines landwirtschaftlichen Strukturwandels, der durch eine Intensivierung

der landwirtschaftlichen Betriebe, Abnahme der ländlichen Bevölkerung, und Zunahme der Verbuschung gekennzeichnet ist, gewertet werden. {Abschn. 1.2.3; 3.4.2; 3.5.4}

B1.3. Die Siedlungs- und Verkehrsflächen haben in den letzten Jahrzehnten in Österreich stark zugenommen. Täglich werden rund 11,5 ha Fläche versiegelt [hohe Konfidenz]. Im Jahr 2019 sind insgesamt 5729 km^2, das sind 7 % der Landesfläche, Siedlungen und Infrastrukturflächen. Die nachteiligen ökologischen und sozialen Folgen (wie z. B. Biodiversitätsverluste, Verlust von Bodenfunktionen, Hitzeinseln, Kosten für die Instandhaltung von Infrastruktur, Verlust zusammenhängender Freiflächen, hoher Ressourcenverbrauch und damit zusammenhängende Umweltbelastungen) sind gut dokumentiert [hohe Konfidenz]. {Abschn. 1.2.2; 1.2.3; 3.4.1; 3.4.2; 3.4.3}

B1.4 Wie in anderen Europäischen Ländern setzte auch in Österreich – nach einer langen Phase des Waldflächenrückgangs – im 19. Jahrhundert eine Trendumkehr und Ausdehnung der Waldfläche ein. Diese ist auf den Wandel von landwirtschaftlicher Subsistenz zu einer industrialisierten Volkswirtschaft zurückzuführen. Durch den Ersatz von Brennholz und Holzkohle durch fossile Energieträger, Änderungen in der Waldbewirtschaftung und die Wiederbewaldung von landwirtschaftlichen Grenzertragsböden und Almen hat sich der Zustand der Wälder im 20. Jahrhundert verbessert, bis durch Luftverunreinigungen und den Klimawandel die österreichischen Wälder wieder unter Druck kamen [hohe Konfidenz]. Die Daten der Österreichischen Waldinventur zeigen, dass seit den 1960er-Jahren die Waldfläche von 3,69 auf derzeit 4,02 Mio. ha zugenommen hat. Die Waldflächenzugänge befinden sich hauptsächlich im bäuerlichen Kleinwaldbesitz [hohe Konfidenz]. {Abschn. 1.2.2; 1.2.3; 3.2; 3.3.1}

B1.5 Nicht alle Landnutzungstypen stellen in gleichem Ausmaß Ökosystemleistungen zur Verfügung. Landwirtschaftliche Nutzflächen stellen vorwiegend Versorgungsleistungen bereit (Produktion von Nahrungs- und Futtermitteln), aber auch andere Ökosystemleistungen, wie z. B. Bodenfruchtbarkeit, Bestäubung und kulturelle Identität. Ökosystemleistungen von Wäldern umfassen Versorgungsleistungen (z. B. Sägerund- und Brennholz), Regulierungsleistungen (z. B. Kohlenstoffbindung, Schutz vor Naturgefahren, Regulierung des Wasser- und Nährstoffkreislaufs) und kulturelle Leistungen (z. B. Erholungsraum, Landschaftsbild). Eine Versiegelung des Bodens durch Siedlungsbau führt grundsätzlich zu einem Verlust von regulierenden Ökosystemleistungen. Grünanlagen, Friedhöfe und Gärten spielen heute eine bedeutende Rolle für den Erhalt der Biodiversität, ein günstiges Stadtklimas oder die Verbesserung der Luftqualität. Grüne Infrastruktur erfüllt zudem in hohem Ausmaß kulturelle Ökosystemleistungen (z. B. Umweltbildung, Treffpunkte verschiedener Gesellschaftsschichten). In welchem Ausmaß dabei die unterschiedlichen Ökosystemleistungen bereitgestellt werden, hängt von der Form und Intensität der Nutzung ab [hohe Konfidenz]. {Abschn. 3.3; 3.5.2}

B1.6 In Österreich ist der Wald Hauptlieferant von Bioenergie, die von besonderer Bedeutung für die regionale und dezentrale Energieversorgung ist: 14 % der im Inland produzierten erneuerbaren Energie entfallen auf Scheitholz, 40 % auf sonstige feste biogene Energieträger, die zum Großteil aus Waldbiomasse hergestellt werden [hohe Konfidenz]. Die energetische Holznutzung im Ausmaß von 25,5 Mio. m^3 pro Jahr wird hauptsächlich von Nebenprodukten der Holzverarbeitung, inkl. Rinde (10,4 Mio. m^3) und Papierherstellung (Laugen; 4,5 Mio. m^3), aus der Verarbeitung von importiertem und heimischem Holz und geringfügig aus Altholz (0,5 Mio. m^3) bedient. Dazu kommen etwa 3,5 Mio. m^3 Hackgut und 6,6 Mio. m^3 Brennholz aus dem österreichischen Einschlag für die direkte energetische Nutzung. Rechnerisch stammt mehr als ein Drittel der energetisch genutzten Waldbiomasse aus Importen [hohe Konfidenz]. {Abschn. 1.3.2; 2.7; Box 3.4}

B1.7 Österreichs Selbstversorgungsgrad (SVG) ist bei Fleisch und Milchprodukten im Generellen hoch (Konsummilch 177 %, Rindfleisch 145 %). Bei Eiern, Getreide, Käse, Hühnerfleisch und Schweinefleisch, Bier und Wein ist die Bilanz annähernd ausgeglichen. Netto-Importe finden sich bei Butter (SVG 73 %) und Putenfleisch (44 %). Bei Futtermitteln fällt der SVG unterschiedlich aus: klassische Futtergetreide und Körnermais liegen bei 84 und 96 %, proteinreiche Futtermittel (Nebenprodukte der Pflanzenölerzeugung) unter 50 % [hohe Konfidenz]. {Abschn. 3.2.2}

B1.8 Auf der land- und forstwirtschaftlich genutzten Fläche wurden 2018 1,3 % der Brutto-Wertschöpfung Österreichs erwirtschaftet. Die wirtschaftliche Bedeutung der Land- und Forstwirtschaft ist vor allem in ländlichen Räumen überdurchschnittlich. Neben der Verarbeitung der Primärproduktion spielt die Veredelungswirtschaft (Erzeugung und Import von Biomasserohstoffen und Export von hochverarbeiteten Gütern) in Österreich eine wichtige Rolle. Der Klimawandel kann in Österreich zu geringeren Erntemengen aufgrund zunehmender Extremwetterereignisse sowie zu höheren Produktionskosten (insbesondere im Osten, z. B. durch Bewässerung) führen [mittlere Konfidenz]. Der Zentralalpenraum ist davon hingegen weniger betroffen,

in höheren Lagen kann der Klimawandel sogar zu Produktionssteigerungen führen [mittlere Konfidenz]. {Abschn. 1.2; 1.2.2; 1.3.3; 1.3.4}

B.2 Die Treibhausgasbilanz Österreichs

Insgesamt stellt der in der Treibhausgasinventur definierte Sektor Landwirtschaft, Forstwirtschaft und andere Landnutzungen (engl. abgekürzt „AFOLU") im Jahr 2020 eine Netto-Emissionsquelle in Österreich in der Größenordnung von 5,7 Mio. t CO_2e/Jahr (8 % der Gesamtemissionen) dar [mittlere Konfidenz]. Die (zuletzt kleiner gewordene) Senke, welche Wälder und der Holzproduktepool bilden, wird dabei durch die Emissionen aus der Landwirtschaft wieder ausgeglichen und überstiegen [mittlere Konfidenz]. Verkehrs- und Gebäudeemissionen haben ebenfalls Landnutzungsbezug und verursachen rund 40 % der Treibhausgasgesamtemissionen Österreichs (Stand 2020). Sie stellen aber einen anderen Sektor gemäß Treibhausgasinventur dar (Abb. ZfE.3). {**Abschn. 2.2.3.1; 2.2.3.2; 2.2.3.3; 7.1; 7.1.3**}

B2.1 Der Großteil (54 %) der rund 7,0 Mio. t CO_2e/Jahr Emissionen in der Landwirtschaft entfällt auf Methan-Emissionen aus dem Verdauungstrakt von Viehbeständen, v. a. Rindern, 15 % auf Wirtschaftsdüngereinsatz und 29 % auf direkte und indirekte Emissionen aus dem Boden [hohe Konfidenz]. Emissionen aus diesem Bereich nahmen seit 1990 stetig ab (−14 %). {Abschn. 2.2.3.1; 2.2.3.2; 2.2.3.3; 2.6.1}

B2.2 Der AFOLU-Bereich Landnutzung, Landnutzungswechsel und Forstwirtschaft (engl. abgekürzt LULUCF) stellt im Jahr 2020 – anhand von mehrjährigen Mittelwerten berechnet – eine Kohlenstoffsenke mit rund −1,4 Mio. t CO_2e/Jahr dar [mittlere Konfidenz]. Diese beruht hauptsächlich auf Waldflächenausweitung (65 %), gefolgt von Erhöhungen der Holzvorräte im Wald (28 %) und aus österreichischem Holz produzierten Produkten (7 %; Tab. ZfE.1; mittlere Konfidenz). Seit dem Senken-Peak von rund 19 Mio. t CO_2e/Jahr im Jahr 1999 nimmt die jährliche Senke im Wald kontinuierlich ab (−87 % seit 1999), unter anderem bedingt durch eine Zunahme der Ernte (teilweise störungsbedingt) bei gleichzeitiger Abnahme des Holzzuwachses im Wald. Der allgemeine Trend der Senkenabnahme zeigt sich im langjährigen Mittel (neue Inventurergebnisse zeigen beträchtliche jährliche Schwankungen) und wird sich ohne gegensteuernde Maßnahmen wahrscheinlich fortsetzen und der LULUCF-Bereich zu einer Quelle werden [mittlere Konfidenz]. {Abschn. 2.2.3; Box 2.2}

B2.3 Die aktuelle C-Senke in Österreichs Ökosystemen ist auf die Wirkung von vergangenen und gegenwärtigen Landnutzungen und -bewirtschaftungen zurückzuführen und die dadurch verursachte Differenz zwischen aktuellem und potenziellem Kohlenstoffbestand in der Landschaft. Der potenzielle Kohlenstoffbestand bezieht sich auf jene Vegetation, die sich ohne Landnutzung etablieren würde, und stellt mit 0,8 Gt C – das ist das rund 40-Fache der jährlichen Emissionen Österreichs [mittlere Konfidenz] – das hypothetische Maximum des Kohlenstoffspeicherpotenzials der Vegetation dar. Drei Viertel dieser Differenz kommt durch die landwirtschaftliche Nutzung zustande, durch die potenzieller Waldbestand durch Agrarökosysteme ersetzt wird. Ein Viertel der Differenz ist auf reduzierte Kohlenstoffbestände in genutzten Wäldern gegenüber unbewirtschafteten Wäldern zurückzuführen. Die Realisierung von vergleichsweise großen Emissionsminderungpotenzialen ist bereits bei einer mäßigen Verkleinerung dieser Differenz zwischen aktuellem und potenziellem Kohlenstoffbestand in der Vegetation möglich. Die entsprechende Realisierung würde aber einen tiefgreifenden Landnutzungswandel bedingen und damit Zielkonflikte zwischen Landnutzungsinteressen (Versorgung mit Rohstoffen) und Emissionsminderung erzeugen [hohe Konfidenz]. {Abschn. 2.2.2}

B2.4 Die UNFCCC-Treibhausgasbilanz ist territorial bzw. an einer Produktionsperspektive orientiert und stellt daher nur Emissionen dar, die direkt im jeweiligen Land anfallen. Unter Berücksichtigung der Außenhandelsbeziehungen, also bei einer konsumorientierten Betrachtung, wird deutlich, dass im Bereich Ernährung der „Fußabdruck" um 60–120 % größer ist als jener der territorialen Bilanz [mittlere Konfidenz]. Dies ist ein Hinweis auf eine geografische Auslagerung von Umweltbelastungen und Treibhausgasemissionen in andere Länder [hohe Konfidenz]. Industrieländer, wie auch Österreich, in denen der Holzvorrat im Wald zunimmt, importieren zusehends landwirtschaftliche Produkte aus Regionen mit Netto-Abholzung [mittlere Konfidenz]. Für die Holzwirtschaft liegen keine vergleichbaren Berechnungen vor. Diese Forschungslücke ist insofern schwerwiegend, da Österreich ein relevanter globaler Handelspartner in Bezug auf Holz und Holzprodukte ist und Importe sich auf rund die Hälfte des im Inland geschlägerten Rundholzes belaufen [hohe Konfidenz]. {Abschn. 1.3.2; 2.7; 3.3.3}

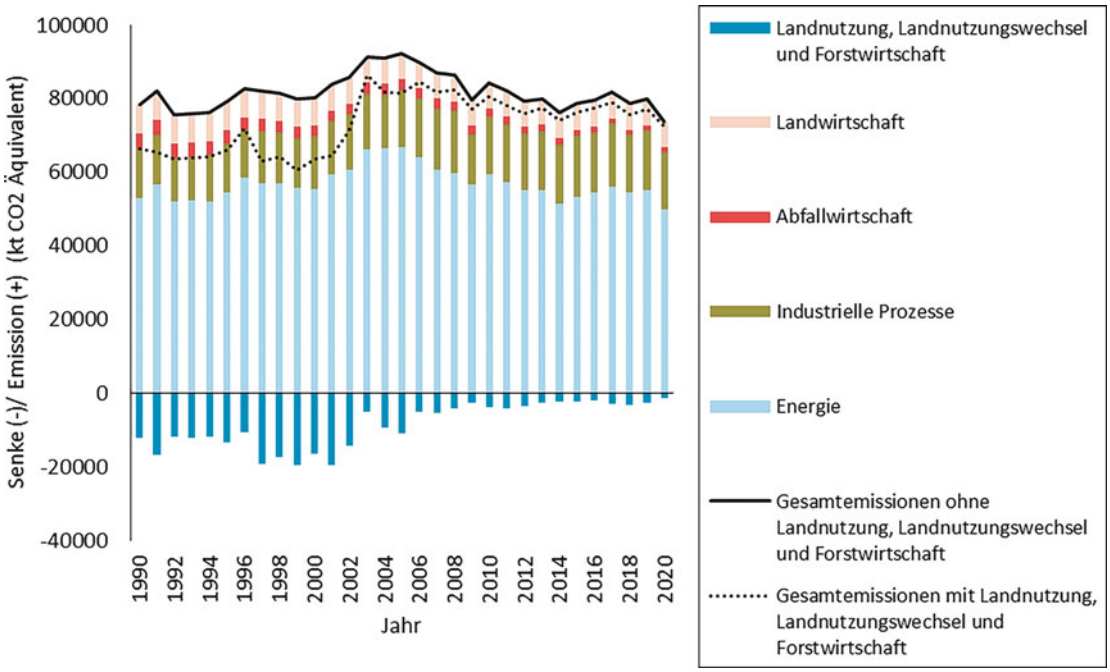


Abb. ZfE.3 Treibhausgasinventur Österreich 1990–2020, basierend auf den Ergebnissen 2022 (für den Bereich Landnutzung, Landnutzungswechsel und Forstwirtschaft – LULUCF, anhand von langjährigen Mitteln errechnet). Zum Zeitpunkt der Fertigstellung des Berichts lag eine neue Berechnung der LULUCF-Emissionen vor, die methodenbedingt deutlich größere jährliche Schwankungen aufweist. (Box 2.2)

Tab. ZfE.1 Treibhausgasemissionen und -senken des Landnutzungssektors (AFOLU: Landwirtschaft, Forstwirtschaft und andere Landnutzungen) Österreichs 1990, 2000, 2018, 2019 und 2020. Angaben in kt CO_2-Äquivalenten (CO_2e) für Kohlendioxid (CO_2), Lachgas (N_2O) und Methan (CH_4) pro Jahr. Positive Zahlen: Emissionen; negative Zahlen: Senken. (Quelle: Umweltbundesamt 2022)

	THG	1990	2000	2018	2019	2020
Gesamtemissionen Österreich in kt CO_2e/Jahr	**CO_2, CH_4, N_2O**	**78.423**	**80.085**	**78.558**	**79.741**	**73.592**
Sektor Landwirtschaft						
Verdauung in Rindermägen	CH_4	4513	4191	3819	3764	3733
Wirtschaftsdünger-Management (CH_4 und N_2O)	CH_4, N_2O	1137	993	1097	1085	1079
Düngung landwirtschaftlicher Böden	N_2O	2381	2101	2018	1985	2003
Sonstige	CO_2, CH_4, N_2O	88	91	155	151	149
Summe Sektor Landwirtschaft	**CO_2, CH_4, N_2O**	**8119**	**7376**	**7090**	**6985**	**6964**
% der Gesamtemissionen		10 %	9 %	9 %	9 %	9 %
Sektor Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft (LULUCF)						
Wald	CO_2, CH_4, N_2O	−10.874	−15.994	−2434	−2427	−2420
Davon im bestehenden Wald	CO_2, CH_4, N_2O	*−7864*	*−13.629*	*−734*	*−733*	*−732*
Davon Neubewaldung	CO_2, N_2O	*−3009*	*−2365*	*−1701*	*−1694*	*−1688*
Acker	CO_2, N_2O	326	108	343	361	407
Grünland	CO_2, CH_4	649	471	333	331	329
Feuchtgebiete	CO_2	42	36	66	60	59
Siedlungsraum	CO_2, N_2O	455	326	226	241	295
Sonstiges Land	CO2, N_2O	458	381	296	267	250
Holzprodukte	CO_2	−3122	−1889	−1969	−1462	−173
Summe Sektor LULUCF	**CO_2, CH_4, N_2O**	**−12.065**	**−16.561**	**−3139**	**−2629**	**−1253**
% der Gesamtemissionen		−15 %	−21 %	−4 %	−3 %	−2 %
Summe Landwirtschaft und LULUCF (i.e. AFOLU)		**−3946**	**−9186**	**3951**	**4355**	**5711**
% der Gesamtemissionen		−5 %	−11 %	5 %	5 %	8 %

B.3 Klimawandelauswirkungen, sozio-ökonomische Treiber und Herausforderungen in der österreichischen Landnutzung

Sozioökonomische Faktoren (z. B. Einkommenssteigerungen und damit verbundene wachsende Konsumausgaben), demografische und soziale Entwicklungen (z. B. Altersstruktur, soziale Veränderungen, Ernährungsgewohnheiten), politische Rahmenbedingungen (Agrar-, Energiepolitik oder Raumordnung), technische Entwicklungen sowie klimatische Treiber bedingen gemeinsam die Landnutzung. Dabei spielt die Erderhitzung eine immer größere Rolle. In der Vergangenheit und Gegenwart sowie bis 2050 haben die sozio-ökonomischen Treiber noch einen größeren Einfluss auf Landnutzungsentscheidungen als klimawandelbedingte Treiber [mittlere bis hohe Konfidenz]. Nach 2050 wird sich dieses Verhältnis bei unzureichender oder zu langsamer Emissionsminderung umdrehen (je nach Emissionsminderungsszenario und in Abhängigkeit von sozio-ökonomischen Entwicklungen früher oder später) [mittlere Konfidenz]. Dies hat weitreichende Folgen für Österreichs Landnutzung, wobei die Auswirkungen räumlich sehr unterschiedlich ausfallen [mittlere Konfidenz]. Wesentlich für zukünftige Entwicklungen sind Anpassungs- und Minderungsmaßnahmen in der Landnutzung. {**Abschn. 3.2–3.4**}

B3.1 Die agrarpolitischen und wirtschaftlichen Entwicklungen, inklusive der fortschreitenden Integration in die Weltmärkte, führten in der Vergangenheit zu einer Erhöhung der Produktivität (produzierte Biomasse pro Fläche) und Kapitalisierung der landwirtschaftlichen Produktion in Österreich [hohe Konfidenz]. Dabei kam es zu einer Zunahme der Betriebsgröße bei gleichzeitiger Abnahme der Anzahl der Betriebe und der Anbauflächen. Durch gezielte Maßnahmen in den 1990er-Jahren wurde eine Extensivierung und Abschwächung negativer Umweltauswirkungen erzielt (Bodenfruchtbarkeit, Stickstoffemissionen) [mittlere Konfidenz]. Allerdings stagniert dieser Trend seit den 2000er-Jahren. {Abschn. 3.2.2}

B3.2 Durch klimawandelbedingt steigende Temperaturen sowie sich verändernde Muster und Häufigkeiten von Niederschlägen (und darauffolgendem Schädlingsbefall) und Extremereignissen (z. B. Trockenheit, Frostrisiko) verändern sich Potenziale und Risiken im Anbau von spezifischen Nutzpflanzen. Beispielsweise kann sich durch Ertragseinbußen bei den Kulturarten Weizen, Körnermais und Kartoffeln der Selbstversorgungsgrad 2036–2065 von derzeit über 100 % auf deutlich unter 100 % reduzieren – also Netto-Importe notwendig werden [mittlere Konfidenz]. Die durch den Klimawandel bedingten Auswirkungen auf die Landwirtschaft sind jedoch durch das komplexe Zusammenspiel von vielen Faktoren (Wetterextremereignissen, Schädlingsbefall, Dürreperioden oder Effekten von Ozon und CO_2 auf das Pflanzenwachstum sowie Anpassungsmaßnahmen, wie neue Kulturarten) nicht eindeutig prognostizierbar und regional sehr unterschiedlich. Trockenheit bzw. Niederschlagsverfügbarkeit sind wesentlich für die räumliche Heterogenität [hohe Konfidenz], aber die hohe Bandbreite an möglichen Niederschlagsszenarien bedingt eine geringe Konfidenz in Prognosen der Auswirkungen. {Abschn. 3.2.1}

B3.3 Der Klimawandel hat große Auswirkungen auf Praktiken und Einkommen in der Landwirtschaft, wie z. B. zusätzliche Investitionen in Anbautechniken (z. B. Bewässerungsanlagen), Änderung der Anbaumuster und Fruchtfolgen oder die Nutzung neuer (adaptierter) Nutzpflanzenarten und -sorten [mittlere Konfidenz]. Steigende Temperaturen und die Verlängerung der Vegetationsperiode ermöglichen in Regionen mit genügend Niederschlag eine Intensivierung der Grünlandbewirtschaftung (Erhöhung der jährlichen Schnitthäufigkeit) oder eine Umwandlung von Grünland in Ackerland. Dies kann allerdings Konflikte mit dem Erhalt der Biodiversität erzeugen. {Abschn. 2.3.3}

B3.4. Klimawandelbedingte Störungen im Wald, durch Dürre, extreme Schneefallereignisse, Sturm und darauffolgende Borkenkäfervermehrungen haben in den letzten Jahrzehnten zugenommen [hohe Konfidenz]. Die künftige Rolle dieser Störungen, sowie von Waldbrand, dürfte zunehmen. Das Ausmaß der resultierenden Waldschäden ist jedoch noch nicht verlässlich beurteilbar. Die Bereitstellung von Ökosystemleistungen in Österreichs Wäldern (z. B. Schutzwirkung für Siedlungen und Infrastruktur) wird durch Störungen jedenfalls reduziert [hohe Konfidenz]. Besonders betroffen sind (a) die arten- und strukturarmen sogenannten „sekundären Fichtenwälder“ in Tieflagen, (b) die Wälder in sommerwarmen Gebieten, die vermehrt von Dürreschäden betroffen sind und (c) zunehmend auch Bergwälder. {Abschn. 3.3.2; 3.3.4}

B3.5 Von besonderer Bedeutung ist auch der Effekt von Störungen der Bestandsstruktur auf das Mikroklima, welches dadurch in seiner Funktion als Puffer für größere Klimaveränderungen behindert wird, denn ein intaktes Kronendach bspw. gleicht Temperaturschwankungen aus [hohe Konfidenz]. Nachhaltige Strategien zum Umbau von Wäldern umfassen daher nicht nur Kohlenstoffspeicherung und -stabilität, sondern auch andere Faktoren, wie z. B. das Mikroklima, die Schutzfunktion vor Naturgefahren oder auch den Wasserhaushalt. {Abschn. 3.3.2; 3.5.2; Box 3.6; Abschn. 4.3.2; 5.1.2; 8.4.6}

B3.6 Auch Städte sind von den Konsequenzen des Klimawandels betroffen. Dazu zählen vor allem häufigere Hitzewellen und Hochwasserereignisse, darüber hinaus auch Massenbewegungen (Muren, Lawinen) für Städte im alpinen Raum [hohe Konfidenz]. Die Auswirkungen des Klimawandels stellen daher auch die Stadtbewohner_innen vor zunehmend große Herausforderungen, wobei arme und armutsgefährdete Personen und ältere Menschen besonders gefährdet sind [hohe Konfidenz]. {Abschn. 3.4.1}

B3.7 Die kontinuierliche Ausweitung von Siedlungs- und Verkehrsflächen ist eine Begleiterscheinung des steigenden Wohlstands infolge des Bevölkerungs- und Wirtschaftswachstums und der damit einhergehenden Veränderungen der Ansprüche an den Raum [hohe Konfidenz]. Dies wiederum geht Hand in Hand mit einem erhöhten Ressourcen- und Energiebedarf [hohe Konfidenz]. {Abschn. 3.2}

B3.8 Die verstärkten Hitzeinseleffekte durch Bodenversiegelung und die erhöhte Schadstoffbelastung der Luft durch verstärkten motorisierten Individualverkehr wirken sich negativ auf die Gesundheit der Bevölkerung Österreichs aus [hohe Konfidenz]. {Abschn. 8.4.5; 8.4.5.1–8.4.5.2}

B.4 Ökosystemleistungen und Biodiversität in Österreich

Landnutzung und Landnutzungsänderungen führten und führen zu Veränderungen des Landschaftsbildes, der Landschaftsvielfalt und damit auch der Biodiversität sowie zu einer Veränderung – im Allgemeinen eine Abnahme – bei der Erbringung von bereitstellenden, regulierenden und kulturellen Ökosystemleistungen in Österreich [hohe Konfidenz], einhergehend mit einer Abnahme der Ökosystem- und Artenvielfalt [hohe Konfidenz]. Der Klimawandel beeinflusst zusätzlich sowohl die Vulnerabilität von Ökosystemen als auch die Resilienz der Bereitstellung von Ökosystemleistungen [hohe Konfidenz]. {Abschn. 3.5.1 bis Abschn. 3.5.4}

B4.1 Der Verlust der biologischen Vielfalt ist beispiellos in Ausmaß und Geschwindigkeit. Im globalen Durchschnitt sind etwa 25 % der bewerteten Tier- und Pflanzenarten bedroht, in Österreich zeigen sich im Vergleich dazu überdurchschnittliche Bedrohungen. 45 % der Säugetierarten, 57 % der Brutvogelarten, 100 % der Kriechtiere und Lurche, 33 % der Farn- und Blütenpflanzen und 29 % der Pilzarten sind in Österreich gefährdet, die Populationen von Wirbeltieren sind in den letzten 30 Jahren um 40 % zurückgegangen [hohe Konfidenz]. Zudem ist die Hälfte der für Österreich ausgewiesenen 488 Biotoptypen gefährdet [hohe Konfidenz]. Die Datenlage in Bezug auf Artenverluste bei Insekten ist für Österreich schlecht. (Intensive) Landnutzung, gefolgt von Klimawandel und invasiven Arten, sind die Haupttreiber von Biodiversitätsverlust [hohe Konfidenz]. {Abschn. 8.4.6.1–8.4.6.3}

B4.2 Der Klimawandel und der Strukturwandel in der Landwirtschaft der vergangenen Jahrzehnte führte zu einer zunehmenden räumlichen Differenzierung in Hinblick auf die Erbringung von Ökosystemleistungen [hohe Konfidenz]. In der Zukunft wird es aufgrund des weiter fortschreitenden Klimawandels, unter der Annahme gleichbleibender Trends in den sozio-ökonomischen Entwicklungen (u. a. Zuzug in Stadtregionen und Stadtumlandgebieten, Konzentrierung von Produktions- und Dienstleistungsunternehmen entlang hochrangiger Infrastruktur, Abwanderungen aus peripheren ländlichen Regionen, boomende Tourismusregionen), zu einer Fortsetzung dieses Trends kommen. Regulierende und kulturelle Ökosystemleistungen werden dabei als Folge der Reduzierung der landwirtschaftlichen Nutzung und der damit einhergehenden Ausbreitung der Waldfläche in höheren Lagen, anders als in bestehenden Waldflächen (siehe A3.4), weit weniger stark abnehmen, während die bereitstellenden Ökosystemleistungen flächendeckend zurückgehen werden [hohe Konfidenz]. {Abschn. 3.4; 3.5; 4.3.4; 8.4.6.1–8.4.6.3}

B4.3 Kulturelle Ökosystemleistungen, die stark von der Art der Landnutzung sowie der Landschaftszusammensetzung und -vielfalt abhängen (wie z. B. ästhetische und symbolische Werte oder Erholungsfunktionen) könnten durch die zunehmende Vereinheitlichung der Landschaft, etwa durch die Bewaldung von zuvor arten- und strukturreichen Wiesenlandschaften (Almen o. ä.), die Intensivierung der Landwirtschaft (bspw. durch Monokulturen) und einer Ausweitung von Siedlungs- und Infrastrukturflächen weiter zurückgehen [hohe Konfidenz]. Dementsprechend sind die Reduktion der Nutzungsintensität, ein Gegensteuern zur Vereinheitlichung und der Erhalt von vielfältigen Kulturlandschaften zentrale zukünftige Herausforderungen für eine nachhaltige und resiliente Entwicklung. {Abschn. 3.5.1; 3.5.4}

B4.4 Änderungen in der Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung haben Auswirkungen auf die Ökosystemleistungen und die Biodiversität [hohe Konfidenz]. Häufig führt die Maximierung von bereitstellenden Ökosystemleistungen (z. B. die erhöhte Bereitstellung von Nahrungsmitteln durch landwirtschaftliche Intensivierung) zu einem Biodiversitätsverlust und zu Rückgängen der regulierenden und kulturellen Ökosystemleistungen, da diese von der Biodiversität abhängig sind [hohe Konfidenz]. Intensive Landwirtschaft kann

bei gleichbleibender Produktion zwar die Flächenkonkurrenz reduzieren und damit die Möglichkeit der Renaturierung von landwirtschaftlichen Flächen eröffnen („land sparing“), allerdings führt eine Intensivierung auch zu einer Abnahme der Resilienz der Böden (Bodenerosion, Degradierung) und damit langfristig zu Produktionseinbußen [mittlere Konfidenz]. Methoden des „land sharing“ (wie z. B. allgemeine Extensivierung, Biolandwirtschaft, Permakultur oder Agroforstsysteme) hingegen führen kurzfristig zu Produktionseinbußen (im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft), sorgen aber langfristig für resilientere Ökosysteme und damit für stabile Produktionsverhältnisse [mittlere Konfidenz]. {Abschn. 3.5.1}

B4.5 Die Art der Waldbewirtschaftung hat Auswirkungen auf die Resilienz von Waldbeständen gegenüber den zunehmenden Störungen im Klimawandel [hohe Konfidenz]. Ein Waldumbau hin zu Laub- und Mischbeständen trägt dazu bei, die Resilienz der Wälder zu erhöhen und verbessert, neben mehr Totholzvorräten, die Bereitstellung von regulierenden Ökosystemleistungen und die Waldbiodiversität [hohe Konfidenz]. {Abschn. 3.3.2; 4.3.1}

B4.6 Eine anhaltende Flächenversiegelung erhöht den Bedarf nach regulierenden Leistungen wie Hitze-, Hochwasser-, Steinschlag- und Windschutz, um die durch den Klimawandel verursachten Gefahren und Schäden für die Gesundheit und die Umwelt zu reduzieren [hohe Konfidenz]. Gleichzeitig führt Bodenversiegelung grundsätzlich zum Verlust von regulierenden Ökosystemleistungen, beeinflusst aber auch kulturelle und versorgende Ökosystemleistungen negativ [mittlere Konfidenz]. Grüne Infrastruktur in Städten (wie z. B. Grünanlagen, Gärten und offene Flussläufe) ist deshalb nicht nur für regulierende Ökosystemleistungen und die Biodiversität wichtig, sondern auch für kulturelle und versorgende Ökosystemleistungen [hohe Konfidenz]. Die Schaffung von Grüner Infrastruktur ist ein zentrales Element der Raumentwicklung. {Abschn. 3.5.3; 7.1.2; 7.2.1}

C. Anpassung

C.1 Anpassungsstrategien

Eine vorrausschauende, „proaktive“ Anpassung an die zunehmenden klimabedingten Veränderungen, wie z. B. Trockenheit, Hitze oder invasive Arten, die auf Resistenz, Resilienz und Anpassungsfähigkeit (siehe Abb. ZfE.4) gleichermaßen achtet, ist vorteilhafter als eine ausschließlich reaktive Anpassung [hohe Konfidenz]. Anpassungsmaßnahmen in Land- und Forstwirtschaft werden



Abb. ZfE.4 Die Erhöhung und Erhaltung von Resilienz, Resistenz und Anpassungsfähigkeit sind drei strategische Ziele von Anpassungsmaßnahmen. (Quelle: eigene Darstellung)

bereits bei einem Temperaturanstieg unter 1,5–2 °C notwendig; in Österreich ist demnach bei der aktuellen Erwärmung von 2 °C schon Handlungsbedarf gegeben. Besondere Bedeutung kommt dabei standortangepassten Maßnahmen, beispielsweise im Bereich der Düngung oder Bewässerung, dem Schutz der Bodenfunktionen und der Biodiversität, sowie konsumseitigen Maßnahmen, wie z. B. einer Ernährungsumstellung hin zu einer überwiegend pflanzlichen Ernährung, zu. Diese tragen dazu bei, die Vulnerabilität der Ökosysteme zu reduzieren, die Bereitstellung von Ökosystemleistungen aufrechtzuerhalten oder auszubauen und Zielkonflikte abzuschwächen [hohe Konfidenz]. {Abschn. 1.3; 4.1; 5.1.2; 8.1; 8.4; 9.3}

C1.1 Eine vorrausschauende Planung und systematische Erfassung potenzieller Anpassungsmaßnahmen der Land- und Forstwirtschaft an den Klimawandel unter Berücksichtigung der existierenden Unsicherheiten kann helfen, negative Auswirkungen von Anpassungsmaßnahmen zu vermeiden [hohe Konfidenz]. Es stehen zahlreiche Informationen und Ansätze zur frühzeitigen, proaktiven und langfristigen Klimawandelanpassung zur Verfügung, beispielsweise auch mit den Klimawandelanpassungsstrategien von Bund und Ländern. In der nominellen und funktionellen Raumordnung fehlen diese Planungen [hohe Konfidenz]. {Abschn. 4.1; 4.2; 7.2.3; 7.3}

C1.2 Aufgrund kleinräumiger und vielfältiger Topografien und einer dadurch bedingten Diversität der österreichischen Landnutzungssysteme ist die Vulnerabilität gegenüber dem Klimawandel regional sehr unterschiedlich. Die Entwicklung und Anwendung von Anpassungsstrategien, welche lokale naturräumliche Standortseigenschaften sowie regionale sozio-ökonomische Bedingungen, aber auch Auswirkungen auf die Treibhausgasemissionen berücksichtigen, ist daher erforderlich [hohe Konfidenz]. Die Verfügbarkeit und Qualität von Wasser spielt hierbei eine Schlüsselrolle, insbesondere in der Landwirtschaft [hohe Konfidenz]. Dabei kann es auch zu Zielkonflikten kommen, wenn z. B. durch einen sinkenden Grundwasserspiegel aufgrund

von Bewässerung bei Trockenheit der Nitratgehalt im Wasser ansteigt. {Abschn. 4.1.1; 4.2.1; 4.2.4.1; 4.2.4.2}

C1.3 Der Schutz und Erhalt der Biodiversität sichert Ökosystemleistungen und hat eine Schlüsselfunktion für effektive und nachhaltige Anpassungsmaßnahmen in der Landnutzung [hohe Konfidenz]. Entscheidende Faktoren für den Schutz der Biodiversität sind eine standortangepasste, nicht zu intensive Flächennutzung, die Größe, Qualität und räumliche Verteilung von Ausgleichsflächen inner- und außerhalb von Schutzgebieten sowie das Vorhandensein und die Erhaltung von Korridoren und Trittsteinbiotopen zur Vernetzung der Populationen [hohe Konfidenz]. Anpassungsmaßnahmen, die keinen Biodiversitätsschutz beinhalten, sind weniger erfolgsversprechend [mittlere Konfidenz]. {Abschn. 4.1; 4.1.2; 4.3.3; 4.3.4}

C.2 Landwirtschaft

Klimabedingte Störungen umfassen zunehmende Trockenheit und die Ausbreitung von Schadorganismen und können zu Verschärfungen der Flächenkonkurrenz führen. Anpassungsmaßnahmen sind vorhanden und werden teilweise bereits umgesetzt, sind aber mit erheblichen Kosten verbunden [hohe Konfidenz]. Synergien zwischen Klimawandelanpassung und Zielen wie dem Biodiversitätsschutz können hergestellt werden, allerdings sind Anpassungsmaßnahmen in einigen Bereichen beschränkt [hohe Konfidenz]. {**Abschn. 4.1.2; 4.2.1**}

C2.1 Die natürliche Wasserverfügbarkeit wird, bedingt durch stärkere Trockenperioden, für den Pflanzenbau zu einem zunehmend ertragslimitierenden Faktor, dem zumindest in manchen Regionen durch Bewässerung, den Umstieg auf trockenresistentere Sorten oder die räumliche Verlagerung der Produktionsgebiete begegnet werden kann [hohe Konfidenz]. Diese Optionen sind oft mit beträchtlichen Kosten verbunden. Die Wassernutzungseffizienz kann auch durch ackerbauliche Maßnahmen wie z. B. Mulchsaat erhöht werden. Alle Maßnahmen bedürfen dabei einer lokalen Beurteilung, um die Standortverhältnisse bestmöglich zu berücksichtigen und zu nutzen [hohe Konfidenz]. {Abschn. 4.2.1}

C2.2 Ein zentraler Hebel der Klimawandelanpassung in der Landwirtschaft ist die nachhaltige Sicherung der Bodenfunktionen, insbesondere die langfristige Stabilisierung eines optimalen Humusgehaltes [hohe Konfidenz]. Eine abwechslungsreiche Fruchtfolge, Gründüngung, Zwischenfruchtanbau, Mischkulturen, Untersaaten, Agroforstsysteme und Biodiversitätsflächen erhöhen die Widerstandskraft des landwirtschaftlichen Systems gegen extreme Wetterbedingungen sowie gegen Unkraut- und Schädlingsdruck und tragen positiv zur Biodiversität und zum Klimaschutz bei [hohe Konfidenz]. {Abschn. 4.2.1}

C2.3 Der Klimawandel und globale Handelsströme verändern die Ausbreitungsmuster und das Schadenspotenzial von Schadorganismen und Pflanzenkrankheiten, was angepasste Pflanzenbaumethoden, effizienten Pflanzenschutz und gezielte Resistenzzüchtung erfordert [mittlere Konfidenz]. Dem vermehrten Auftreten von Schadorganismen und Pflanzenkrankheiten kann mit Pflanzenschutzmethoden, z. B. der Etablierung vielfältiger Fruchtfolgen, der Förderung von Nützlingen oder einer hohen biologischen Aktivität der Bodenorganismen, sowie mit gezielter Resistenzzüchtung entgegengewirkt werden [mittlere Konfidenz]. Der fortschreitende Klimawandel macht zudem die Prüfung und Etablierung neuer, angepasster Kulturarten oder Sorten notwendig, um Erträge zukünftig sicherstellen zu können [hohe Konfidenz]. Hier ist auch ein Wissens- und Erfahrungsaustausch mit Regionen, die jetzt schon andere Klimabedingungen haben, sinnvoll. Das Wissen über die Ausbreitungsmuster und ökologischen Wechselwirkungen von Schädlingen und Krankheiten ist noch spärlich. Konkrete Lösungen zur Eindämmung der Schadorganismen und Krankheiten erfordern Forschung und langfristiges Monitoring [mittlere Konfidenz]. {Abschn. 4.2.1}

C2.4 Die landwirtschaftliche Nutzfläche wird für die Produktion von Nahrungs- und Futtermitteln verwendet. Durch die hohe Nachfrage nach tierischen Lebensmitteln werden 60 % der Ackerflächen und 100 % des Grünlandes für die Erzeugung von Futtermitteln verwendet [hohe Konfidenz]. Unter sich verändernden Klimabedingungen, die die Möglichkeiten der Landbewirtschaftung einschränken, herrscht hier ein Zielkonflikt, hervorgerufen durch die Konkurrenz zwischen Futtermittelproduktion und pflanzlichen Nahrungsmitteln auf dem Ackerland. Ein Umbau der Produktionssysteme auf verstärkt pflanzliche Nahrungsmittel ist hier deutlich effizienter und klimaschonender, erfordert aber eine Umstellung der Ernährungsgewohnheiten [hohe Konfidenz]. {Abschn. 4.2.1; 5.3.2; 8.4.3}

C2.5 Im Dauergrünland sind die Anpassungsstrategien an den Klimawandel begrenzt: Die Wasserspeicherkapazität kann durch Humusaufbau nur geringfügig erhöht werden; die großflächige flächendeckende Bewässerung von Grünlandflächen ist derzeit aus ökonomischen Gründen und aufgrund zahlreicher Konflikte bei der Wassernutzung unrealistisch. Maßnahmen wie die Einhaltung einer Schnitthöhe von nicht unter 8 cm, die Erhöhung der Pflanzenartenvielfalt (bei optimalem Flachwurzler-Tiefwurzler-Verhältnis), die

Anpflanzung von Windschutzhecken und das Schließen von Lücken im Bestand tragen zu einer besseren Wassernutzungseffizienz bei [mittlere Konfidenz]. Unter dem Gesichtspunkt ansteigender Temperaturen und verringerter Niederschläge kommt dem Erhalt von Almflächen eine besondere Bedeutung zu, da dort mit einer verbesserten Produktivität zu rechnen ist. Der Vermeidung von Bodenverdichtungen kommt aus Sicht der Mitigation, aber auch der Erhaltung der Bodenfunktionen, große Bedeutung zu [hohe Konfidenz]. {Abschn. 4.2.2; 5.2.1.2}

C.3 Forstwirtschaft

In den österreichischen Wäldern häufen sich klimawandelbedingte Störungen, deren Auswirkungen (insb. eine erhöhte Baummortalität) von einer historischen, dem Standort nicht entsprechenden Baumartenwahl verstärkt werden [hohe Konfidenz]. Hohe Temperaturen und Trockenheit erhöhen die Anfälligkeit vieler Wälder gegenüber Schädlings- und Krankheitsbefall sowie zumeist menschlich verursachten Waldbränden [hohe Konfidenz]. Anpassungsmaßnahmen werden vorgenommen, um die Resistenz, Resilienz und Anpassungsfähigkeit der Wälder zu erhöhen, sodass die Wahrscheinlichkeit einer dauerhaften Bereitstellung vielfältiger Ökosystemleistungen trotz Klimawandel höher wird. {**Abschn. 3.3.2; 4.3.1**}

C3.1 Die Transformation von Nadelwaldreinbeständen in Mischwälder wird in Österreich seit etwa 30 Jahren forciert und reduziert die Gefährdung der Wälder durch Borkenkäfer und andere biotische Schäden. Durchforstungen erhöhen die Stabilität der Wälder gegen Dürre und Sturmschäden. Das Spektrum der möglichen Baumartenkombinationen wird durch Verbiss von Schalenwild beträchtlich verkleinert [hohe Konfidenz]. In Regionen, in welchen die heimischen Baumarten mit den erwarteten künftigen Standortsbedingungen nicht zu Rande kommen, ist neben standortsgerechter Provenienzwahl auch der Einsatz von im Forstgesetz genannten nichtheimischen Baumarten eine Option [hohe Konfidenz]. {Abschn. 4.3.1; 4.3.2}

C3.2 Die Anpassungsmaßnahmen verringern unter gegenwärtigen Rahmenbedingungen die betriebliche Wirtschaftlichkeit der Waldwirtschaft. Als Folge von unterlassenen Anpassungsmaßnahmen sind ungeplante Nutzungen von nicht hiebsreifen Beständen zu erwarten. Dies und der Verkauf von Schadholz sowie der verstärkte Schadholzanfall führen zu geringeren Preisen. Kurzfristige Destabilisierungen der Waldbestände nach Durchforstungen können durch häufigere Eingriffe geringeren Ausmaßes, die mit höheren Kosten verbunden sind, minimiert werden [hohe Konfidenz]. Für Szenarien einer starken Erwärmung liefert das forstliche Versuchswesen noch keine belastbaren Lösungsvorschläge. {Abschn. 4.3.2; 5.1.2}

C3.3 Die österreichische Holzwirtschaft hat sich als globaler Technologieentwickler mit hoher ökonomischer Relevanz etabliert. Die erwartete Veränderung des Holzaufkommens (Baumarten, Holzqualität) führt zu Veränderungen, welche die Holzwirtschaft proaktiv begleitet. Für die Holzwirtschaft besteht noch erheblicher Forschungsbedarf, um die künftige Nachfrage nach Holzprodukten mit den dann verfügbaren Holzmengen zu bedecken [mittlere Konfidenz]. {Abschn. 5.2.1}

C.4 Siedlungen

Zu den unmittelbar spürbaren Konsequenzen des Klimawandels in dicht bebauten Siedlungsstrukturen zählen u. a. die gesundheitlichen Belastungen vor allem vulnerabler Personengruppen während Hitzeperioden sowie Gebäudeschäden durch häufigere Extremwetterereignisse [hohe Konfidenz]. Dies trifft sowohl auf städtische als auch ländliche Siedlungsräume zu, wenngleich sich diese hinsichtlich der Verteilung und Häufigkeit der extremwetterspezifischen Betroffenheit unterscheiden. Klimaanpassungsmaßnahmen, wie die Renaturierung von Fluss- und Bachläufen, Begrünungen von Gebäuden und öffentlichen Räumen, Entsiegelungen, ein effizientes Wassermanagement, die Erhaltung und Schaffung von Frischluftschneisen sowie bauliche Anpassungsmaßnahmen (Gebäudeausrichtung, Beschattung, Wärmedämmung), gelten als effektive Instrumente zur Abmilderung der Auswirkungen des Klimawandels [hohe Konfidenz]. {**Abschn. 3.4.1; 3.4.3; 4.4**}

C4.1 Klimaanpassungsmaßnahmen im Gebäudebereich können die durch den Klimawandel wachsende gesundheitliche Beeinträchtigung durch Hitze, städtische Hitzeinseleffekte wie auch das Überschwemmungsrisiko mindern. Die Umsetzung derartiger Maßnahmen nimmt unterschiedliche Zeiträume in Anspruch. Die Änderung der Gebäudeausrichtung oder der Einbau konstruktiver Beschattungselemente bedingen Neu- bzw. Umbau, was kostenintensiver ist und längere Planungs- und Umsetzungshorizonte nach sich zieht, die vorab oft Änderungen in den Flächenwidmungs- und Bebauungsplänen erfordern. Das Wissen zur Anpassung von Gebäudestrukturen und -ausrichtung sowie Materialien ist vorhanden [hohe Konfidenz]. {Abschn. 4.4}

C4.2 Die Erhöhung des Anteils von Grünflächen (inkl. Dachterrassen, Hof- und Fassadenbegrünung) und die Öffnung von versiegelten Flächen können die wachsende Zahl an Hitzetagen und Tropennächten in dicht verbauten Siedlungsgebieten abmildern [hohe Konfidenz]. Auch Aufforstungen in Stadtrandbereichen oder entlang von Flüssen können die Funktion der Städte als Treibhausgassenke entwickeln. Begrünungsmaßnahmen schaffen ein ausgewogenes Verhältnis von versiegelten zu offenen, grünen Flächen und werden daher als Schlüsselelement der Klimawandelanpassung in Städten betrachtet [hohe Konfidenz]. {Abschn. 4.4}

C4.3 Die Wasserversorgung des städtischen Grüns während Hitzewellen und Trockenheit ist eine zentrale Anpassungsmaßnahme. Ein integriertes, nachhaltiges Wassermanagement, inklusive einer Implementierung von Retentionsmaßnahmen (z. B. „Schwammstadtprinzip“) und die Vergrößerung bzw. Öffnung von Wasserflächen können zudem den städtischen Hitzeinseleffekt mindern, Überflutungen reduzieren, Regenwasser in trockeneren Perioden verfügbar halten und die Wasserkörper vor Schadstoffimissionen schützen [hohe Konfidenz]. {Abschn. 4.4}

C4.4 Eine Verdichtung durch das Ausnutzen der maximal zulässigen Gebäudehöhen kann sich, abhängig von der Breite der Straße, durch die stärkere Beschattung der Straßen und Plätze tagsüber positiv auf die lokale Temperaturentwicklung auswirken und bewirkt einen geringeren Baulandbedarf [hohe Konfidenz]. Dabei ist jedoch darauf zu achten, dass eine nicht maßvolle Nachverdichtung kontraproduktiv sein kann. {Abschn. 4.4}

C4.5 Eine entsprechende Ausrichtung von Gebäuden und Straßenzügen sowie Platzierung von linearen Grünelementen zwischen Stadtrand (Gebieten mit nächtlichem Kaltluftbildungspotenzial) und Stadtzentrum in Hauptwindrichtung kann Frischluftschneisen und Kaltluftströme begünstigen und so lokale, bodennahe Zirkulationssysteme fördern [hohe Konfidenz]. {Abschn. 4.4}

C.5 Naturschutz

Der Erhalt bzw. die Erhöhung der Biodiversität ist ein zentrales Ziel, aber auch Mittel der Klimawandelanpassung. Es ist fraglich, ob bestehende Schutzgebiete unter dem Einfluss des Klimawandels ihre Schutzgüter (Zielarten) erhalten können [mittlere Konfidenz]. Der Verlust der Biodiversität kann mit Landnutzungsmaßnahmen, wie z. B. einer Anpassung der Schutzgebietsgrenzen, Renaturierungen oder dynamischen Schutzkonzepten, effizient aufgehalten oder zumindest verlangsamt werden; bestenfalls kann die Biodiversität sogar gesteigert werden, auch in einem sich ändernden Klima [mittlere Konfidenz]. Anpassungsmaßnahmen, welche die Biodiversität fördern, sind gut beschrieben und können unmittelbar eingesetzt werden [hohe Konfidenz]. {**Abschn. 4.1.2; 4.3.4**}

C5.1 Eine ausreichende Flächengröße und -konnektivität der Schutzgebiete sowie die rechtzeitige Identifizierung von Gebieten mit zukünftig idealen Lebensräumen für die Zielarten und von Möglichkeiten zur Renaturierung sind essenziell für erfolgreiche Anpassungsmaßnahmen [hohe Konfidenz]. Besondere Bedeutung kommt der Konnektivität von Schutzgebieten untereinander und mit anderen natürlichen und naturnahen Lebensräumen zu. Verbundene Schutzgebiete fördern die Erhöhung der Habitatqualität, gewährleisten einen genetischen Austausch zwischen Populationen und erlauben die klimabedingte Migration von Arten, die deren Überleben sichert [hohe Konfidenz]. Dies steigert die Anpassungsfähigkeit von Arten an sich verändernde Umweltbedingungen und reduziert somit Biodiversitätsverluste [hohe Konfidenz]. {Abschn. 4.3.4}

C5.2 Durch die Erweiterung des hoheitlichen Naturschutzes, der sich vor allem um die Bewahrung wertvoller Lebensräume und den Schutz von Arten kümmert, um einen dynamischen integrativen Biodiversitätsschutz, der aktiv Lebensraumqualitäten verbessert und flexibel auf klimatische Veränderungen reagiert, ergeben sich neue Handlungsmöglichkeiten. Angesicht des Klimawandels und der daraus resultierenden Verschiebung von Lebensräumen ist ein Fokus auf den Schutz der Lebensräume außerhalb von Schutzgebieten sowie auf die nachhaltige Nutzung der biologischen Ressourcen zielführend [hohe Konfidenz]. Eine biodiversitätsfördernde Anpassungsmaßnahme in Agrar- und Waldökosystemen ist die Erhöhung der Habitatqualitäten außerhalb von Schutzgebieten durch standortangepasste Reduktion der Bewirtschaftungsintensität (z. B. Reduktion der Schnitte im Grünland, der Düngemenge oder der Pestizidgaben) und durch Diversifizierung der Nutzung, wodurch zusätzlich Lebensräume für viele Zielarten geschaffen werden [hohe Konfidenz]. Allerdings kann extensive oder ausbleibende Pflege landwirtschaftlicher Flächen (z. B. in Steillagen oder auf Almen) mittelfristig zur Wiederbewaldung und damit zum Verlust von Agrarökosystemen führen. Beheimaten solche Agrarökosysteme eine hohe Biodiversität, besonders gefährdete Arten oder sind sie wichtig für das Landschaftsbild oder den Schutz wertvoller Biotope, so wirken sich diese Entwicklungen negativ auf den Biodiversitätserhalt einer Region aus. Es kommt zu einem Zielkonflikt zwischen Klimaschutz und Biodiversitätsschutz [hohe Konfidenz]. {Abschn. 1.1; 3.2; 6.3.3}

C5.3 Ein wichtiger Beitrag zum Naturschutz ist der Erhalt der Agrodiversität. Der Anbau von alten Kulturarten und -sorten sowie die Züchtung von gefährdeten einheimischen Nutztierrassen stellen dabei nicht nur einen naturschutzfachlichen und kulturhistorischen Mehrwert dar, sondern dieser Genpool kann auch zur Entwicklung neuer, angepasster Kultursorten und Nutztierrassen in laufenden Zuchtprogrammen verwendet werden [mittlere Konfidenz]. {Abschn. 4.1}

C5.4 Eine wesentliche Ursache für den Verlust von Biodiversität in Österreich ist die Fragmentierung von Lebensräumen [hohe Konfidenz]. Diese resultiert vor allem aus den bisherigen Siedlungsentwicklungen (Zersiedelung der offenen Kulturlandschaft, Suburbanisierung, der signifikante Ausbau von Verkehrsinfrastruktur), welchen durch Maßnahmen wie Nachverdichtung, Innenentwicklung und Entsiegelung sowie Rückbau entgegengewirkt werden kann. Bei an landwirtschaftlichen Flächen angrenzenden Schutzgebieten ist die Einrichtung von Pufferzonen eine Schlüsselmaßnahme, sie kann beispielsweise eine Verbreitung von Agrochemikalien in Schutzgebiete unterbinden [hohe Konfidenz]. {Abschn. 3.4.2; 3.5.4; 4.1.2; 4.3.3; 4.3.4}

C5.5 Waldbauliche Maßnahmen zur Vermeidung von Habitatfragmentierung beinhalten die Erhaltung bzw. Förderung von Totholzinseln, Habitatbäumen und die Einrichtung von Trittsteinbiotopen [hohe Konfidenz]. Da frühe und sehr späte sukzessionale Entwicklungsstadien im Wald die höchste Biodiversität aufweisen [hohe Konfidenz], solche Flächen im Wald aber nur in geringem Ausmaß vorhanden sind, kann eine deutliche Erhöhung des Anteils von Wäldern, in denen keine Nutzungen und keine Aufarbeitung von Störungsflächen durchgeführt werden, die Biodiversität im Wald allgemein und besonders von seltenen Arten erhöhen [hohe Konfidenz]. {Abschn. 3.5.2; 3.5.4; 4.3.2; 4.3.3; 8.4}

C5.6 Ein dynamisch-integratives Schutzgebietsmanagement, welches nach Schutzgebietskategorien und den jeweiligen Erhaltungszielen variiert, kann dazu beitragen, die Herausforderungen fortschreitender Klimaveränderungen, von Umweltverschmutzungen und steigenden Besucherfrequenzen zu meistern [hohe Konfidenz]. Dies beinhaltet beispielsweise ein aktives und kontinuierliches Monitoring von invasiven nichtheimischen Arten sowie deren Zurückdrängung, oder die Erhaltung der Lebensräume von gefährdeten regionalen (besonders endemischen) Pflanzenarten. {Abschn. 4.3.4}

C5.7 Gegen Maßnahmen zur Minderung der Biodiversitätskrise insgesamt, besonders gegen die Einrichtung von Ökoflächen, formiert sich unter anderem auch in Europa zunehmend Widerstand von politisch vernetzten und finanziell gut ausgestatteten Gruppen [hohe Konfidenz]. Für Österreich wurde dies noch nicht wissenschaftlich analysiert. {Abschn. 8.5}

D. Klimaschutz

D.1 Potenziale

Eine Vielzahl von landbasierten Klimaschutzmaßnahmen existiert, sie umfassen (a) Maßnahmen der Substitution Treibhausgasemissions-intensiver Produkte und Dienstleistungen, (b) effizienzsteigernde Maßnahmen durch z. B. eine Reduktion des Ressourceneinsatzes pro Produkt oder Dienstleistung, (c) Suffizienzmaßnahmen, z. B. die Reduktion oder Veränderung der Nachfrage nach landbasierten Produkten und Dienstleistungen, und (d) die Bewahrung oder Erhöhung von langlebigen Kohlenstoffbeständen in Biomasse, Boden und der Gesellschaft (Senken). Potenziale finden sich in allen Landökosystemen, werden in Österreich bisher jedoch nur teilweise ausgeschöpft, da die einzelnen Maßnahmen oft mit Ziel- und Interessenskonflikten verbunden sind [hohe Konfidenz]. {**Abschn. 5.1**}

D1.1 Das gemeinsame Potenzial landbasierter Emissionsminderung ist im Verhältnis zu den gesamten Treibhausgasemissionen klein, insbesondere auch wegen der vielfältigen negativen ökologischen Auswirkungen und negativen Wechselwirkungen mit anderen Dienstleistungen (z. B. Landnutzungskonkurrenz mit Ernährungssicherheit oder Biodiversität) bei einer großskaligen Implementierung [hohe Konfidenz]. Sie kann aber – einen umsichtigen Einsatz vorausgesetzt – einen wichtigen Beitrag in der Transformationsphase zu einem C-emissionsfreien Produktions- und Energiesystem leisten [hohe Konfidenz]. {Abschn. 5.1; 5.3; 9.3}

D1.2 Das Mitigationspotenzial der Landnutzung ist abhängig von Standortfaktoren (ökologische Funktionen wie Nährstoffzyklus oder Biodiversität) und von der gegenwärtigen und vergangenen Inanspruchnahme von Ökosystemleistungen (z. B. Differenz zwischen aktuellem und potenziellem Kohlenstoffbestand in Boden und Biomasse) durch die Gesellschaft. Die Umsetzung von Mitigationsmaßnahmen stellt für die agrarische und forstliche Praxis – wegen der Notwendigkeit von Änderungen etablierter Prozesse und möglicher Interessenskonflikte – häufig große Herausforderungen dar [hohe Konfidenz]. {Abschn. 5.1; 9.3}

D1.3 Die Effekte von Mitigationsmaßnahmen in Land- und Forstwirtschaft können durch räumliche bzw. sektorale Verlagerung von Treibhausgasemissionen („carbon leakage“, „Spill-over“-Effekte) oder indirekte Land-

nutzungsänderungen reduziert werden, verloren gehen oder zu Netto-Emissionen führen [hohe Konfidenz]. Ein wesentlicher Grund dafür ist, dass die Märkte für agrarische und forstliche Produkte weitgehend globalisiert sind und Österreichs Wirtschaft auf die Veredelung von Biomasseprodukten (Import von Rohstoffen, Export von Fertigwaren) spezialisiert ist [hohe Konfidenz]. Diese Verlagerungen erschweren die Erstellung von robusten Emissionsbilanzen und die Überprüfbarkeit von lokalen Maßnahmen hinsichtlich ihrer globalen Wirksamkeit [hohe Konfidenz]. {Abschn. 2.7; 5.3}

D.2 Landwirtschaft

In der agrarischen Landnutzung kommt dem Boden eine große Bedeutung für die Vermeidung und Bindung von Treibhausgasemissionen zu [hohe Konfidenz]. Mitigationsmaßnahmen bedürfen einer systemischen Optimierung, die die Intensität der Landnutzung, die Gestaltung von Anbausystemen, die Fruchtfolge, das Düngemanagement und die Nutztierhaltung umfasst [hohe Konfidenz]. {**Abschn. 5.1.1.1; 5.1.1.2**}

D2.1 Ackerböden sind infolge des Ernteentzugs und der wiederkehrenden Bearbeitung ärmer an Kohlenstoff als Grünland- und Waldböden [hohe Konfidenz]. Bewirtschaftungspraktiken, wie z. B. optimiertes Düngemanagement, standortangepasste Fruchtfolge oder Precision Farming, tragen sowohl zur Mitigation als auch zur Anpassung an den Klimawandel bei. Durch die Förderung humusaufbauender Maßnahmen, wie vielfältige Fruchtfolge und Zwischenfruchtanbau, organische Düngung oder reduzierte Bodenbearbeitung, werden der Kohlenstoffvorrat konserviert oder erhöht und gleichzeitig die Bodengesundheit gefördert [hohe Konfidenz]. An Standorten, an denen entsprechende Maßnahmen bereits langjährig umgesetzt wurden, ist das zusätzliche Kohlenstoff-Speicherpotenzial insbesondere für Ackerböden begrenzt [mittlere Konfidenz]. Parallel zur Kohlenstoffspeicherung können jedoch erhöhte Emissionen v. a. an Stickstoffoxiden und Methan entstehen [hohe Konfidenz]. Im Grünland sind die Anpassung der Bewirtschaftung an die Standortbedingungen und die Vermeidung von Bodenverdichtung die relevantesten Mitigationsmaßnahmen, wobei das Mitigationspotenzial aufgrund des hohen Kohlenstoffvorrats in Grünlandböden relativ gering ist [hohe Konfidenz]. {Abschn. 4.2.1; 5.1.1.2}

D2.2 Eine bodenschonende Bewirtschaftung trägt erheblich zum Mitigationspotenzial in der agrarischen Landnutzung bei. Eine besondere Bedeutung hat die sorgfältig geplante Anhebung des Humusgehalts in landwirtschaftlich genutzten Böden bis nahe an das standortspezifische Optimum [hohe Konfidenz]. Folgende Maßnahmen sind hierfür zuträglich: standortangepasste Fruchtfolge, reduzierte Bodenbearbeitung, optimiertes Düngemanagement. Zu anderen Ökosystemleistungen bestehen Synergieeffekte. {Abschn. 5.1.1.1; 5.1.1.2}

D2.3 Die Effekte von Maßnahmen, die auf eine Anreicherung von Kohlenstoff im Boden durch externe Kohlenstoffquellen wie Biokohle, Kompost oder Wirtschaftsdünger abzielen, stellen teilweise nur einen Transfer von Kohlenstoff zwischen Systemen dar. Insofern besteht in manchen Fällen kein direkter Bezug zur Reduktion des CO_2 in der Atmosphäre [mittlere Konfidenz]. Maßgeblich für den Emissionsminderungseffekt ist u. a. der Ursprung der Biomasse: kaskadische Nutzung oder die Nutzung von Restströmen zeigen positive Emissionsminderungseffekte [hohe Konfidenz], wogegen die Nutzung von Primärbiomasse nicht eindeutige Emissionsminderungseffekte aufweist. In jedem Fall wird jedoch eine Bodenverbesserung (z. B. Bodenstruktur, Wasserspeichervermögen) erreicht [hohe Konfidenz]. {Abschn. 2.5.1.5; 2.2.4.2; 5.2.2.2}

D2.4 In der Futtermittelproduktion ist aus pflanzenbaulicher Perspektive die Erhöhung der Anteile von Leguminosen (z. B. legumes Feldfutter) bei gleichzeitiger Reduktion des Silomaisanteils in der Fruchtfolge die effizienteste Maßnahme zur Reduktion des mineralischen Stickstoffeinsatzes und den damit verbundenen Emissionen [hohe Konfidenz]. Eine bedarfsgerechte Düngung zum richtigen Zeitpunkt und in der richtigen Form verringert zusätzlich die Emission von Treibhausgasen [hohe Konfidenz]. {Abschn. 4.2.1; 5.1.1}

D2.5 Die Verringerung von Nutztierpopulationen bietet bei entsprechender Koordination mit Maßnahmen zur Beeinflussung der Nachfrage nach tierischen Produkten ein erhebliches Minderungspotenzial [hohe Konfidenz]. Damit entstehen aber kurz- bis mittelfristig Interessenskonflikte v. a. zur Wirtschaftlichkeit, der Überlebensfähigkeit tierhaltender Betriebe, v. a. in ökonomisch benachteiligten Gebieten [mittlere Konfidenz]. Wegen der im internationalen Vergleich relativ günstigen Treibhausgasbilanz österreichischer Milch- und Rindfleischerzeugungssysteme ist bei einer Reduktion der Produktion sicherzustellen, dass keine Substitution durch importierte Milch- und Rindfleischprodukte erfolgt. Sozio-ökonomischen Nachteilen für die Produzent_innen kann durch eine Gewährleistung der längerfristigen Planbarkeit und die Sicherung einer Transformation zu Produktionsalternativen entgegengewirkt werden. Innerhalb der Nutztierhaltung können eine aus Mitigationssicht optimierte Zucht,

Haltung und Fütterung der Nutztiere sowie ein optimiertes (Wirtschaftsdünger-)Management ein mittleres Einsparungspotenzial erzielen [mittlere Konfidenz]. {Abschn. 5.1.1.2; 5.3}

D2.6 Die Weidehaltung von Rindern, Schafen und Ziegen stellt aus Sicht der Treibhausgasemissionen im Vergleich zur Stallhaltung ein günstigeres System dar und trägt auch mehr zum Tierwohl bei. Bei einer hohen Weideintensität (d. h. viele Tiere je ha Weidefläche), v. a. mit schweren Tieren und auf feuchten Böden, besteht allerdings das Risiko verminderter Bodenkohlenstoffgehalte und erhöhter N_2O-Emissionen [hohe Konfidenz]. Hier sind in der Regel, auch in Hinblick auf die Biodiversität, eine mittlere Nutzungsintensität und ein nachhaltiges Weidemanagement unter Berücksichtigung der Tragfähigkeit des Grünlands anzustreben. {Abschn. 5.1.1.2}

D2.7 Agroforstsysteme und die Integration von Bäumen, Sträuchern und Hecken in landwirtschaftliche Flächen tragen über die Bindung von relevanten Mengen an Kohlenstoff in der pflanzlichen Biomasse zur Kohlenstoffspeicherung bei [hohe Konfidenz]. Das Mitigationspotenzial unterschiedlichster Agroforstsysteme ist höher als bei konventioneller Ackerlandbewirtschaftung [hohe Konfidenz]. {Abschn. 5.2.1.1}

D.3 Forstwirtschaft

Der Wald kann zur Festlegung von Treibhausgasen und damit zur Minderung des Klimawandels auf vier Arten beitragen, durch (a) Maßnahmen der nachhaltigen Waldbewirtschaftung, (b) durch Nutzungseinschränkungen und Außer-Nutzung-Stellung, (c) durch die Produktion von langlebigen Holzprodukten und (d) durch die Substitution von Materialien mit einem höheren Treibhausgasintensität pro Serviceeinheit. {**Abschn. 5.1.2**}

D3.1 Die Zunahme des Kohlenstoffbestandes im österreichischen Wald und in den Holzproduktepools hat seit 1990 jährlich zwischen 26 % (1999) und 3,5 % (2020) der österreichischen Gesamtemissionen kompensiert. Wald und Holzprodukte vermögen über einen begrenzten Zeitraum einen Beitrag zur Minderung zu leisten, können aber die Klimakrise nicht lösen [hohe Konfidenz]. {Abschn. 1.2.4; 2.2.3}

D3.2 Emissionsminderungsmaßnahmen der nachhaltigen Waldbewirtschaftung, wie z. B. Erhöhung der Anteile von Mischbeständen, Durchforstungen, der Einsatz von Naturverjüngung und Wildstandsreduktion, sind weitgehend deckungsgleich mit den Anpassungsmaßnahmen [hohe Konfidenz]. {Abschn. 5.1.2.4}

D3.3 Die Speicherung von CO_2 aus der Atmosphäre durch den weiteren Aufbau des Holzvorrates im Wald wird vorgeschlagen. Nutzungseinschränkungen und Außer-Nutzung-Stellung erhöhen die Kohlenstoffvorräte in der Biomasse, im Totholz und in Waldböden stärker als Nutzung [hohe Konfidenz]. Der Vorratsaufbau, der durch eine Verringerung der Holznutzung erreicht wird, verringert den Kohlenstoffvorrat in Holzprodukten und dessen Substitutionswirkung [hohe Konfidenz]. Der Netto-Emissionsminderungseffekt hängt von den Waldökosystemen, den Störungsregimen, dem Zuwachs, der Nutzungsrate, der Verwendung des genutzten Holzes, der Lebensdauer der Holzprodukte sowie den durch Holzprodukte vermiedenen Emissionen ab. Außer-Nutzung-Stellung erfüllt wesentliche Leistungen für den Schutz der Biodiversität [hohe Konfidenz]. {Abschn. 5.1.2.3; Box 1.1}

D3.4 Die Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten (Schnittholz, Platte, Papier) kann erhöht werden, wenn die Nutzung der Wälder im Rahmen der Nachhaltigkeitskriterien erhöht, die Lebensdauer der Holzprodukte und die kaskadische Nutzung des Rohstoffs verlängert oder mehr Holz für langlebige Holzprodukte herangezogen werden [hohe Konfidenz]. {Abschn. 5.2.1.2}

D3.5 Als CO_2-bindendes Material dient Holz aus nachhaltiger Waldwirtschaft dem Klimaschutz als Substitutionsmaterial für Treibhausgas-intensivere Materialien. Durch die Entnahme von Holz akkumuliert zwar weniger Kohlenstoff im Wald, allerdings kann je nach Holzverwendung durch den Substitutionseffekt eine erhebliche Menge an Treibhausgasemissionen vermieden werden [hohe Konfidenz]. Bei nachhaltiger Waldwirtschaft ist die Substitution (Ersatz fossiler Rohstoffe durch Holzprodukte und die damit vermiedenen Emissionen) ein großer Hebel des waldbasierten Sektors für den Klimaschutz, dessen Bedeutung mit zunehmender Dekarbonisierung des Energiesystems abnimmt [hohe Konfidenz]. {Abschn. 5.2.1.2; Box 1.1}

D3.6 Große Unsicherheiten bestehen bei der durchschnittlichen Verweildauer von Kohlenstoff in Produkten, in Waldboden und in Totholz, sowie bei den Auswirkungen veränderter Störungsregimes auf den Kohlenstoffbestand im Wald. Diese Unsicherheiten stellen wesentliche Forschungslücken dar, deren Schließung Voraussetzung ist zur verlässlichen Quantifikation und Abwägung von waldbasierten Klimaschutzmaßnahmen [hohe Konfidenz]. {Abschn. 1.3.3; 2.5.1; 5.1.2.2}

D3.7 Kein Konsens herrscht in der wissenschaftlichen Gemeinschaft über den Beitrag der stofflichen und energetischen Nutzung von Waldbiomasse zur Mitigation des Klimawandels. Im Wesentlichen können zwei gegensätzliche Standpunkte unterschieden werden, die

sich hinsichtlich der Definition der Referenzlinie, die zur Beurteilung der CO_2-Neutralität von Holz herangezogen wird, unterscheiden: Im einen Fall wird als Referenzlinie die Balance von C-Aufbau und -Abbau im Wald betrachtet, im anderen Fall stellt die Referenzlinie die hypothetische Entwicklung der C-Bestände im Wald ohne die zu betrachtende Maßnahme oder ohne jegliche Bewirtschaftungseingriffe dar. Weitere Unterschiede beziehen sich auf die Einschätzung der relevanten Zeitskala oder die Bewertung der Substitution von z. B. fossilen Energieträgern durch Waldbiomasse. Gemeinsamkeiten liegen in der Favorisierung der stofflichen vor der energetischen Nutzung von Holzbiomasse sowie der energetischen Nutzung von Reststoffen, die bei der Produktion von wichtigen Holzdienstleistungen oder -produkten anfallen und nicht weiterhin für solche nutzbar sind, oder von unrezyklierbaren Holzprodukten am Ende der Lebensdauer. Diese Maßnahmen werden in beiden Standpunkten als Beiträge zum Klimaschutz angesehen und können daher als Grundlage von Entscheidungen herangezogen werden. {Box 1.1}

D.4 Naturschutz

Naturschutzflächen, Feuchtgebiete, ungenutzte Flächen und aquatische Ökosysteme bergen ein noch nicht ausreichend genutztes Treibhausgasminderungspotenzial [hohe Konfidenz]. Aufgrund der hohen gespeicherten Kohlenstoffmenge in den Böden kommt dabei kühlen, sauren oder feuchten Standorten eine besondere Bedeutung zu, also z. B. Mooren, Feuchtgebieten und alpinen Rasen [hohe Konfidenz]. Der Schutz dieser kohlenstoffreichen Ökosysteme bringt zwar aufgrund der geringen Biomassezuwächse nur ein geringes Minderungs- und Senkenpotenzial mit sich, sorgt aber dafür, dass nicht noch zusätzliche Treibhausgasemissionen erfolgen. {Abschn. 2.4; 5.1.3; 5.1.3.1; 5.1.3.2; 5.1.3.3; 5.2.2.4}

D4.1 Moore können – wenn sie wie in Österreich zum Großteil drainiert sind – hohe Mengen an Treibhausgasen freisetzen [hohe Konfidenz]. Daher stellen z. B. die Extensivierung der Nutzung, die Konservierung von Moorböden, der Verzicht auf Abtorfung und die Renaturierung von Mooren wichtige Mitigationsmaßnahmen dar [hohe Konfidenz]. Eine Anhebung des Wasserspiegels im Moor, z. B. durch Verringerung der Tiefe von Drainagegräben oder Schließung von Gräben, ist grundsätzlich mit landwirtschaftlicher Produktion, allerdings in modifizierter Form (z. B. Paludikulturen, d. h. die landwirtschaftliche Nutzung nasser Standorte), vereinbar [hohe Konfidenz] und führt zu einer Abschwächung der Treibhausgasfreisetzung [hohe Konfidenz]. Eine solche Maßnahme bedingt eine Umorientierung der Produktionsziele und fördert in der Regel die Biodiversität [hohe Konfidenz]. Die Effektivität und die Emissionsminderungspotenziale der Moorrenaturierung sind aufgrund der existierenden Wissenslücken in Österreich, insbesondere zu Ausmaß, Status und Bewirtschaftung der land- und forstwirtschaftlich genutzten Moorböden, nur mit großer Unsicherheit zu bewerten. {Abschn. 2.4.1; 5.1.3.3; 5.2.2.4}

D4.2 Eine Reduktion der Nährstofffracht (Stickstoff und Phosphor) in Gewässern, aber auch eine Verhinderung des Auftauens von Permafrostböden, führt zu einer Verringerung der Treibhausgasemissionen (v. a. Methan) [hohe Konfidenz]. Dasselbe gilt auch für die Reduktion der Fließgeschwindigkeit und die Unterbrechung von freien Fließstrecken durch Dämme und Stauhaltung bei Fließgewässern. Sie führen zu einer gesteigerten Treibhausgasproduktion und -emission [hohe Konfidenz]. Diese Maßnahmen sorgen zudem gleichzeitig für eine Steigerung der Wasserqualität [hohe Konfidenz]. {Abschn. 2.4.2; 2.4.3; 5.1.3; 5.1.3.2; 5.1.3.3}

D4.3 Biotopschutzmaßnahmen für Feuchtbiotope sind als Minderungs- und Anpassungsstrategie von Bedeutung. Sie unterstützen den Bodenschutz und die Nährstoffverfügbarkeit, und Gehölzstrukturen regulieren das lokale Klima [mittlere Konfidenz]. {Abschn. 5.1.3.3}

D.5 Substitution, Bioenergie und Bioenergie mit CO_2-Abscheidung (BECCS)

Die Substitution von treibhausgasintensiven Produkten durch Biomasse umfasst insbesondere die Bereitstellung von Bioenergie und von langlebigen Holzprodukten, etwa im Bausektor. Der Substitutionseffekt ist direkt vom Dekarbonisierungsgrad des Energiesystems abhängig [hohe Konfidenz]. Da für eine Ausweitung der Substitution mehr Holz benötigt wird im Vergleich zur aktuellen Situation, kann sie in Konflikt mit Aufbau und Erhalt von ökosystemaren Kohlenstoffbeständen stehen und kann zu negativen Wechselwirkungen mit Ernährungssicherheit und Biodiversität führen [hohe Konfidenz]. {Abschn. 1.3.2; 5.2.1.1; Box 1.1}

D5.1 Die tatsächliche Treibhausgasbilanz von Bioenergie ist wesentlich von einer Reihe von Faktoren abhängig: angefangen von den Emissionen bei der Produktion und der Umwandlungstechnologie über die Emissionen der Lieferkette bis hin zum tatsächlichen Substitutionsgrad von Fossilenergie, dem Dekarbonisierungsgrad des Energiesystems und den Kohlenstoff-Opportunitätskosten (z. B. verhinderte C-Senke) der

Biomasseernte [hohe Konfidenz]. Geringe Übereinstimmung herrscht bei der Gewichtung der einzelnen Faktoren und der Ziehung von Systemgrenzen, sodass ein realistisches Emissionsminderungspotenzial von Bioenergie nicht mit ausreichender Konfidenz angegeben werden kann. {Abschn. 1.3.2; 5.2.1.1; Box 1.1}

D5.2 Die Transition im Energiesystem ist verbunden mit dem vermehrten Einsatz von fluktuierenden Energieträgern, wie Photovoltaik- und Windenergie. Bioenergie kann zum Ausgleich solcher Energieangebotsschwankungen genutzt werden und einen Beitrag zur Stabilität des Energiesystems leisten [hohe Konfidenz]. Bei der Nutzung von erneuerbarer Energie ist dabei eine Abstimmung mit Fragen der Biodiversitätserhaltung und Ernährungssicherheit erforderlich [hohe Konfidenz]. Biogene, nachwachsende Ressourcen sind begrenzt. Eine kaskadische Nutzung von Biomasse – am Anfang stofflich und erst am Ende des Produktlebenszyklus und der Recyclingmöglichkeiten energetisch – ermöglicht eine effiziente Ressourcennutzung. Relevant für die Bioenergiebereitstellung ist somit insbesondere der Einsatz von organische Reststoffen [hohe Konfidenz]. {Abschn. 5.2.1.2; 8.4.4}

D5.3 Eine großflächige Ausweitung der Nutzung von Primärbiomasse für Bioenergie kann mit negativen Wechselwirkungen, etwa betreffend Ernährungssicherheit oder Biodiversität, verbunden sein [hohe Konfidenz]. Die Landwirtschaft ist dabei durch Flächenkonkurrenz gekennzeichnet, die Forstwirtschaft durch eine biodiversitätsgefährdende Erhöhung der Holzernte. Da bereits 89 % des Waldzuwachses in Österreich geerntet wird, sind einer Steigerung damit Grenzen gesetzt und diese geht nur dann ohne Bestandsverlust einher, wenn gleichzeitig der Zuwachs gesteigert wird. Höchstmögliche Effizienz in der Energieumwandlung, durch z. B. Kraft-Wärme-Kopplung in Bioenergiekraftwerken oder eine Weiterentwicklung biomassebasierter Treibstoffe, stellen einen Beitrag zur Verminderung dieser negativen Wechselwirkungen dar [hohe Konfidenz]. {Abschn. 5.2.1.1; 5.2.1.2}

D5.4 Österreich nutzt bereits große Teile der Reststoffe in kaskadischer Nutzung bzw. für die energetische Verwertung. In der Holzverarbeitungskette fallen kaum ungenutzte Reststoffe an, die Nutzung von Erntenebenprodukten (z. B. Stroh) steht in Konflikt zum Erhalt der Bodenfruchtbarkeit, dem Aufbau von Bodenkohlenstoff und der Nutzung als Einstreu. Der Ausbau der energetischen Nutzung von Wirtschaftsdünger zeigt ein Ausbaupotenzial [mittlere Konfidenz], ist aber durch logistische Herausforderungen limitiert und steht in Konflikt mit der C-Rücklieferung v. a. auf Ackerflächen, um dort den Humusgehalt zu stützen. {Abschn. 5.1.1; 5.1.2; 5.2.1.1; 5.2.1.2}

D5.5 Aus Treibhausgas-Minderungsperspektive sind die stoffliche Nutzung von Holzbiomasse in möglichst langlebigen Produkten, die Ausnützung der Möglichkeiten der Koppel- und Mehrfachnutzung sowie des Recyclings der Rohstoffe und die energetische Nutzung nach Ausschöpfen dieser Möglichkeiten bzw. am Ende der Produktlebensdauer deutlich vorteilhafter als die sofortige energetische Nutzung [hohe Konfidenz]. Speziell der Holzbau und verschiedene Anwendungen im Bereich der lignozellulosebasierten Bioraffinerie stellen gute Minderungsmaßnahmen dar [hohe Konfidenz]. Allerdings gibt es auch Holzsortimente bzw. Koppelprodukte der stofflichen Holznutzung, die derzeit aufgrund von ökonomischen Bedingungen und technologischen Grenzen nur energetisch verwertet werden. Der Einsatz dieser Sorten in langlebigen Produkten ist durchaus möglich, benötigt aber technische und logistische Transformationen in den holzverarbeitenden Gewerben [hohe Konfidenz]. {Abschn. 5.2.1.2}

D5.6 Das Emissionsminderungspotenzial von Holzprodukten fußt auf zwei Beiträgen: einerseits als Kohlenstoffbestand in der Gesellschaft (Produktepools), andererseits in der Substitution von emissionsintensiven Materialien, wie beispielsweise Beton und Stahl. Dabei überwiegt der Substitutionseffekt [hohe Konfidenz]. Bei einer hypothetisch vollständigen Dekarbonisierung des Energiesystems ist kein Substitutionseffekt mehr vorhanden. Holzprodukte wie Wald-C-Bestände halten Kohlenstoff von der Atmosphäre fern. Wenn Bestände zunehmen, entspricht dies einer bilanzmäßigen Kohlenstoffsenke, bei Abnahme einer -quelle. Für die Beurteilung des Gesamteffekts von Holzprodukten muss die Treibhausgasbilanz der Bewirtschaftung des Waldes mit Berücksichtigung aller wesentlichen Parameter (langfristige Veränderung der Kohlenstoffvorräte im Wald und in den Holzproduktepools und vermiedene Emission durch die Holzprodukte bzw. Treibhausgaseffekte einer notwendigen Ersatzdienstleistung für die entfallenden Holzprodukte) mit der Treibhausgasbilanz eines Szenarios einer Nicht-Bewirtschaftung bzw. -Nutzung, auch unter Betrachtung ihrer Unsicherheiten (D3.6), verglichen werden. {Abschn. 5.2.1.1; 5.2.1.2; 8.4.4; Box 1.1}

D5.7 Gegenwärtig werden verschiedene landnutzungsbasierte Konzepte und Technologien zur dauerhaften Entfernung von CO_2 aus der Atmosphäre („negative Emissionen“) durch Aufforstung, Bioenergie mit CO_2-Abscheidung und -Speicherung (engl. Abkürzung BECCS) oder „Direct Air Carbon Capture and Storage“ (DACCS) diskutiert und getestet. Sie weisen ein umstrittenes, potenziell durchaus hohes, aber stark kontextabhängiges Mitigationspotenzial auf [hohe Konfidenz]. Zudem sind Trade-offs, wie z. B. Flä-

chenkonkurrenz und Biodiversitätsverluste, möglich. Bei Aufforstung besteht – wie bei allen vorratsaufbauenden Minderungstechnologien – die Gefahr des Bestandsverlusts durch klimawandelbedingte Störungen [hohe Konfidenz], dessen Ausmaß aber derzeit nur schwer vorhergesagt werden kann (B3.4.). {Abschn. 5.2.2; 5.2.2.5; 5.2.2.6}

D.6 Konsum und Prozesskette

Strategien und Maßnahmen, die auf eine Veränderung der Nachfrage, beispielsweise bei Lebensmitteln, abzielen, wird aufgrund ihrer Effekte auf Prozessketten (Lagerung, Verarbeitung, Verpackung, Transport, Handel) und v. a. auch auf die Primärproduktion (Landwirtschaft und Forstwirtschaft, inkl. von Vorleistungen, z. B. Düngemittel, Energieeinsatz, Futtermittel) eine große Bedeutung in der Emissionsminderung zugesprochen [hohe Konfidenz]. Diesen Suffizienzstrategien (Reduktion des Ressourcenverbrauchs bei gleichzeitigem Erhalt des Wohlstandes) kommt eine größere Bedeutung zu, als es die derzeitige öffentliche und politische Debatte widerspiegelt [mittlere Konfidenz]. Diese größere Bedeutung begründet sich unter anderem in den vermiedenen Rebound-Effekten und einer reduzierten Flächenkonkurrenz, was zu Synergien mit KIimawandelanpassung und Biodiversitätsschutz führt [hohe Konfidenz]. {**Abschn. 5.3; 5.3.1; 5.3.2; 5.3.3**}

D6.1 Suffizienzstrategien können in Bereichen der Produktion (Angebot) und der Nachfrage, inklusive des Lebens- und insbesondere Ernährungsstils, angesiedelt sein. Sie umfassen beispielsweise die Umstellung auf eine gesunde Ernährung (weniger und weniger fleischlastig), die Reduktion des Bedarfs an Gebäuden und Infrastrukturen wie Straßen (z. B. durch mehr aktive Mobilität statt autozentrierten Personen- und straßenzentrierten Gütertransports), die Reduktion des Papierverbrauchs z. B. bei Werbematerial. Ordnungspolitische Instrumente und Anreize zur Verminderung des Ressourcenverbrauchs können vielfältig sein, wie z. B. spezifische Steuern und andere Anreizsysteme, Bildungsmaßnahmen, Maßnahmen der öffentlichen Beschaffung oder Informations-, Zertifizierungs- und Förderinstrumente (z. B. im Lebensmittelhandel, bei privaten Großküchen, Catering). Deren Emissionsminderungspotenziale sind kontextabhängig und, je nach Maßnahme, gering bis hoch. {Abschn. 5.3; 5.3.1; 5.3.2; 5.3.3}

D6.2 Auf Ebene der Verteilerketten (Handel), der Gastronomie (inkl. Großküchen und Gemeinschaftsverpflegung) und in den Haushalten (individueller Konsum) können die Reduktion und Vermeidung von Lebensmittelabfällen und stark industriell verarbeiteten Produkten maßgeblich zur Reduktion von konsumbasierten Treibhausgasemissionen beitragen. Die Verminderung von vermeidbaren Lebensmittelabfällen um 50 % (von der Produktion bis zum Konsum) ist möglich [mittlere Konfidenz] und spielt daher eine große Rolle in einem klimafreundlichen und nachhaltigen Ernährungssystem. {Abschn. 6.4; 5.3.2; 5.3.2.3}

D6.3 Die Änderung der Ernährungsgewohnheiten – weg von dem auch aus gesundheitlichen Gründen deutlich zu hohen Fleischkonsum hin zu einer vorwiegend auf pflanzlichen, biologisch erzeugten, weitgehend saisonal und regional bezogenen Produkten beruhenden Ernährung – reduziert deutlich die Flächenkonkurrenz, weist hohe Synergien mit dem Biodiversitätsschutz und der menschlichen Gesundheit auf und hätte erhebliche Treibhausgaseinsparungen zur Folge [hohe Konfidenz]. Beispielsweise kann die Umstellung auf eine primär pflanzliche Ernährung den erhöhten Flächenbedarf von Biolandbau leicht kompensieren [hohe Konfidenz]. Wird die Abstockung der Tierbestände begleitet von einer Optimierung der Haltungsverfahren für die verbleibenden Tiere, kommt dies außerdem dem Tierwohl zugute. {Abschn. 6.4; 5.3.1; 5.3.2; 5.3.2.1}

D6.4 Eine Reduktion der Transportentfernungen für landwirtschaftliche Produkte und Lebensmittel (z. B. über den Konsum regionaler Lebensmittel) und der Emissionen der Lebensmittelverarbeitung (bei Nicht-Convenience-Produkten) weist ein deutlich geringeres Mitigationspotenzial auf als die Umstellung auf stärker pflanzliche Lebensmittel [hohe Konfidenz]. Werden regionaler und saisonaler Lebensmittelkonsum kombiniert, erhöht sich das Mitigationspotenzial leicht. Die notwendige Transformation zur Erreichung der Klimaziele benötigt eine Treibhausgas-Emissionsreduktion auf allen Ebenen, unabhängig, ob die Beiträge kleiner oder größer sind, weshalb auch die Umsetzung dieser Maßnahmen relevant ist. {Abschn. 5.3.1; 5.3.2}

D6.5 Emissionsminderungspotenziale sind auch bei Suffizienzstrategien im Holzbereich vorhanden, bis dato jedoch kaum erforscht bzw. quantifiziert. Eine Reduktion der Nachfrage, beispielsweise nach Baumaterialien (Beton, Ziegel, Gipskartonplatten, Holz), die Reduktion des Raumwärmeeinsatzes durch beispielsweise effiziente Wärmedämmung, oder die Verlängerung der durchschnittlichen Lebenszeit von Holzprodukten (etwa durch eine Reduktion des Anteils von kurzlebigen Produkten) können ein wesentliches, unmittelbar verfügbares Mitigationspotenzial in sich bergen. {Abschn. 5.3.1}

D6.6 Gebäude nehmen im Kontext des Energiesystems eine zentrale Funktion ein, da sie derzeit einer der Hauptverbraucher von Energie sind. In den letzten

drei Jahrzehnten konnten die gesamten Treibhausgasemissionen aus der Raumwärme- und Warmwasserbereitstellung trotz der Zunahme des Gebäudebestandes leicht reduziert werden. Die Veränderung von Gebäuden von reinen Verbrauchern hin zu Energieproduzenten (z. B. durch Photovoltaik auf Dächern) und Energiespeichern ist relevant für eine Senkung des Energieverbrauchs und ein wesentlicher Eckpfeiler der Transition und Dekarbonisierung des Energiesystems [hohe Konfidenz]. Mit flexiblen und bidirektionalen Smart-Grid-Netzen kann durch die Interaktion der Gebäude mit dem (dezentralisierten) Energiesystem die Integration erneuerbarer Energien auf lokaler Ebene erleichtert werden [mittlere Konfidenz]. Die funktionale Mischung von Gebäudeblöcken, Quartieren und – in größerem Maßstab – ganzen Städten oder Regionen beeinflusst wesentlich, wie die Potenziale von Gebäuden zur Erzeugung und Speicherung verstärkt genutzt werden können [hohe Konfidenz]. {Abschn. 7.1.4}

E. Synergien und Trade-offs von Maßnahmen

Maßnahmen weisen unterschiedlich ausgeprägte Profile in Bezug auf Synergien und Zielkonflikte sowie die Umsetzbarkeit auf [hohe Konfidenz]. Viele Maßnahmen, besonders im Bereich der Nachfragereduktion und der Prozessketten, zeichnen sich durch eine Vielzahl von Synergien und wenige Trade-offs in den Bereichen Anpassung, langfristiges Emissionsminderungspotenzial, kurzfristiges Emissionsminderungspotenzial, Biodiversität, Wasserhaushalt aus. Wenn Trade-offs auftreten, dann häufig in Zusammenhang mit Biodiversität. Die meisten Maßnahmen sind durch erhebliche Barrieren in mindestens einem der drei Bereiche – Konfliktpotenzial, technische Umsetzbarkeit und Kosten – charakterisiert. Besonders der Bereich „Andere Ökosysteme und Schutzgebiete (ohne Schutzwald)“ weist starke Barrieren auf. {**Abschn. 9.3; 9.4; 9.5.1**}

E.1.1 Einige Maßnahmen bergen kaum Risiken und zeigen hohe Synergien, und das bei wenig Umsetzungsbarrieren (Tab. ZfE.2). Diese erhöhen die Resilienz der Ökosysteme und schaffen so neue Handlungsspielräume für die Emissionsminderung [hohe Konfidenz]. Diese Maßnahmen finden sich hauptsächlich im Bereich Ackerland, während die Grünlandwirtschaft wie auch der Konsum- und Prozesskettenbereich mit deutlich weniger Maßnahmen vertreten ist. Bei der Forstwirtschaft und im Siedlungsbereich findet sich hier nur jeweils eine Maßnahme. {Abschn. 9.5.1.2}

E.1.2 Einige Maßnahmen bringen viele Trade-offs mit sich, besonders bezüglich Biodiversitätserhalt und Wasserhaushalt. Negative Auswirkungen auf diese beiden Bereiche mindern auch die Resilienz der Ökosysteme und schränken in der Folge die Handlungsoptionen ein [hohe Konfidenz]. Zu diesen Maßnahmen, die nur ein sehr geringes Synergiepotenzial aufweisen und die zusätzlich auch von erheblichen Barrieren, insbesondere im Bereich Konfliktpotenzial, gekennzeichnet sind, zählen (1) Bioenergiebereitstellung aus Primärbiomasse, (2) Intensivierungsmaßnahmen, wie verstärkter Pestizideinsatz oder verstärkte Stallhaltung bei erhöhten Tierbeständen, (3) waldbauliche Maßnahmen wie die Außer-Nutzung-Stellung nicht angepasster Bestände und die Verkürzung der Umtriebszeit. Auch die Wiederbewaldung/Aufforstung von arten- und strukturreichen Agrarflächen findet sich in diesem Bereich. {Abschn. 9.5.1.3}

E1.3 Verspätet eingeführte Anpassungs- und Klimaschutzmaßnahmen verkleinern den Spielraum der möglichen Handlungsoptionen [hohe Konfidenz]. Unzureichende Emissionsminderungen in den Sektoren Energie, Verkehr und Industrie, aber auch innerhalb der Landnutzung, führen zu einem erhöhten Bedarf an Treibhausgassenken. Verspätetes Handeln verengt das Spektrum der Reaktionsoptionen und erhöht die betrieblichen und volkswirtschaftlichen Kosten des Einsatzes. Es besteht hohe Übereinstimmung, dass die landbasierten Emissionsminderungen nur einen begrenzten Teil der Gesamtemissionen ausgleichen können. {Abschn. 9.8}

F. Umsetzung der Strategien und Maßnahmen zum Klimaschutz und der Klimawandelanpassung

F.1 Landnutzungsentscheidungen

Jegliche Entscheidungen, wie Land genutzt werden soll, sind klimarelevant und haben langfristige Auswirkungen auf den Klimaschutz (Minderung), die Biodiversität und die Resilienz (Anpassung) der unterschiedlichen Sektoren (u. a. Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Naturschutz, Siedlungen, Verkehrswege, Tourismus) [hohe Konfidenz]. Entscheidungen zwischen verschiedenen Landnutzungsarten und -weisen sind erforderlich aufgrund der planetar begrenzten Bodenfläche und der damit verbundenen Verfügbarkeit von Ökosystemleistungen [hohe Konfidenz]. Allerdings können manche Entscheidungen zu Pfadabhängigkeiten führen und, bedingt durch die Vielzahl an beteiligten Akteur_innen, von Ziel- und Interessenskonflikten begleitet werden [hohe Konfidenz]. {**Abschn. 6.1; 6.2**}

Tab. ZfE.2 Trade-offs und Barrieren einzelner Maßnahmen. Synergien und Trade-offs beziehen sich auf die Beiträge der Maßnahmen zu Klimawandelanpassung, kurzfristiger Emissionsminderung, langfristiger Emissionsminderung sowie auf die Auswirkungen auf Wasserverfügbarkeit und -qualität und auf Biodiversität. Barrieren beziehen sich auf (i) das Konfliktpotenzial, also die gesellschaftliche Akzeptanz bzw. Umstrittenheit von Maßnahmen, (ii) die technische Umsetzbarkeit sowie (iii) die Kosten, also wirtschaftliche Barrieren der Umsetzung

	Kaum/wenige Barrieren	Mittlere Barrieren	Hohe/viele Barrieren
Hohes Snyergiepotenzial/wenige Trade-offs	Selektion heimischer, hitze-/dürreresistenter und robuster Sorten (auch verwandte Wildarten, alte Sorten)	Biolandbau (extensiv)	Künstliche Bewässerung[1] bei Steigerung der Wassereffizienz
	Vielfältige Fruchtfolgen und Zwischenfrüchte (v. a. mit Leguminosen)[2]	Gezielte/überlegte Standortwahl und -anpassung	Präzisionslandwirtschaft
	Ganzjährige Bodenbedeckung (Zwischenfrüchte, Zwischenbegrünung und Untersaat)[3]	Landschaftselemente wie Hecken, Steinmauern, Blühflächen und Alleen	
	Einarbeiten von Biokohle aus kaskadischer Biomasse		
	Einsatz von Kompostdünger und organischem Wirtschaftsdünger anstelle von Mineraldünger[4]		
	Reduzierte/keine/konservierende Bodenbearbeitung[5] (und Mulchsaat)		
	Mischkulturanbau		
	Erhalt von extensiv genutzten Grünflächen und Einhaltung der Tierbestandsobergrenzen	Satellitengestütztes Monitoring der Biomasseentwicklung	Extensivierung (verstärkte Freilandhaltung, erhöhter Weideanteil; verringerte Tierbestände/Fläche)
	Erweiterung des Arten- und Sortenspektrums	Verstärkte Nutzung von Almen (extensiv und moderat, dafür flächendeckend)	Abstockung der Tierbestände und Verminderung des Produktionsumfanges tierischer Lebensmittel
	Silvopastorale Systeme (nicht Waldweide)	Künstliche Bewässerung[1]	Ersatz kritischer Futtermittel (v. a. Sojaprodukten aus Südamerika) durch hofeigene Produktion
	Standortangepasste Bewirtschaftung: Schnitthäufigkeit und Düngungsintensität, Einschränkung der Nutzungsintensität bei Trockenheit	Legumer Feldfutteranbau, bei gleichzeitiger Reduktion des Silomaisanteils/Leguminosen-basierte Grasflächen	
	Mischbestände	Samenherkünfte/Assisted Migration	Auswahl von standorts- und klimaangepassten Baumarten (nichtheimische Laub- und Nadelbaumarten)
		Erhöhung der Strukturvielfalt und ungleichaltriger Waldaufbau	Außer-Nutzung-Stellung alter etablierter Wälder mit hoher Resilienz
			Wiederbewaldung/Aufforstung zuvor intensiv genutzter landwirtschaftlicher Flächen
			Wildtiermanagement
			Besseres Monitoring der Forstschutzsituation
	Erhalt natürlicher Retentionsflächen (Auen, etc.)	Förderung der Migration von Arten	Großflächige Renaturierung von Habitaten bzw. Erhöhung der Habitatqualität außerhalb von Schutzgebieten
		Vernetzung von Schutzgebieten	Reduktion des Intensivgrünlands mit tiefer Drainage auf Moorboden
		Rekultivierung von Mooren	Ausweitung natürlicher Retentionsflächen (Auen, etc.)
		Reduktion der Nährstofffracht (Stickstoff und Phosphor) in die Gewässer[6]	Monitoring und Evaluierung von Naturschutzmaßnahmen
		Erhalt ungenutzter/sehr extensiv genutzter Offenlebensräume durch aktive Landschaftspflege	Erweiterung der Schutzgebiete und Ausbau von Pufferzonen
			Neuausweisung und flächenmäßige Anpassung von Schutzgebieten, um klimatische Verschiebung bioklimatischer Verbreitungsgebiete zu berücksichtigen
			Wiederherstellung/Wiedervernässung von (landwirtschaftlich genutzten) Mooren und Feuchtgebieten

Tab. ZfE.2 (Fortsetzung)

	Kaum/wenige Barrieren	Mittlere Barrieren	Hohe/viele Barrieren
	Photovoltaik auf Häuserflächen	Entsiegelung und Nachverdichtung („die kompakte Stadt“) statt Zersiedelung	Schwammstadtprinzip und Retentionsmaßnahmen sowie „Blaue Infrastruktur“
		Begrünung von Gebäuden, Straßen und öffentlichen Flächen (Grüne Infrastruktur)	Thermische Sanierung und Erneuerung der Energiesysteme im Gebäudebestand (Reduktion des Heizenergiebedarfs und Umrüsten von Heiz- und Energiesystemen)
		Energieraumplanung und Sektorkopplung	
	Reduktion des vermeidbaren Lebensmittelabfalls	Ökolabels und Zertifikate	Suffizienzstrategien (weniger [ressourcenintensive] Güter, Energie oder Dienstleistungen konsumieren)
	Konsum von saisonalen Lebensmitteln	Substitution von mineralischen und metallischen Baustoffen durch Holzmaterialien in Gebäuden	Steuern und steuerliche Anreize (z. B.Carbon Pricing)
	Lokale Bottom-up-Initiativen in urbanen Räumen (Solawis, Food-Coops, Foodsharing, etc.)	Bereitstellung und vermehrter Einsatz von langlebigen Holzprodukten (aus Laub- und Nadelholz)	Reduktion des Fleischkonsums und tierischer Produkte
	Kaskadische Nutzung von Biomasse bzw. Holzprodukten	Ersatz von Erdöl-basierten hin zu kompostierbaren Verpackungen aus nachwachsenden Rohstoffen	Reduktion energieintensiver Produkte mit kurzer Lebensdauer wie z. B. hochverarbeitete und klein verpackte Produkte, Gewächshausgemüse, Süßigkeiten, etc.
			Zertifikate und Angebotsanpassung (pflanzlich, regional, bio, saisonal) in der Gastronomie
			Agrivoltaic (Photovoltaik auf landwirtschaftlichen Flächen, besonders Grünland)
Mittleres Synergiepotenzial/mittlere Trade-offs			
	Anpassung des Aussaattermins und der Düngung an Verschiebung der Jahreszeiten	Forschung und Monitoring zu Schädlingen und Krankheiten	Etablierung von Kulturarten aus anderen (wärmeren) Gegenden
	Optimierung des N-Managements (effiziente Stickstoffdüngung)	Züchtung neuer Kulturarten oder Sorten (hitze- und trockenheitstolerant)	Agroforstwirtschaft auf landwirtschaftlichen Flächen (inkl. dem Erhalt von Streuobstwiesen)
		Einarbeiten von Ernterückständen	
		Einarbeiten von Biokohle aus Primärbiomasse oder Biomassekategorien mit langen Verweilzeiten in der Biosphäre	
		Züchtung und Einsatz trockenresistenter und widerstandsfähiger Sorten	Monogastrische Tiere ersetzen Wiederkäuer[7]
		Alle Tierarten: emissionsarme Haltungs- und Wirtschaftsdünger-Systeme	Alle Nutztierarten: Senkung des Rohproteingehalts (Rationsoptimierung)
		Rinder: Erhöhung der Grundfutterqualität	Wiederkäuer: Futtermittelzusatzstoffe zur Verminderung der enterogenen CH_4-Bildung
			Milchkühe: Erhöhung der Lebenstagsleistung[8]
			Stalladaptation an Hitze (Kühlsysteme, Luftaufbereitung, etc.)
	Auswahl von standorts- und klimaangepassten Baumarten (heimischen Laub- und Nadelbaumarten)		Vorratsaufbau durch Nutzung < Zuwachs
	Stärkere Durchforstungen und Senkung der Bestandsdichte und Bestandsgrundflächen		
	Albedo erhöhen (Anpassung der Gebäudematerialien und Oberflächenfarben)	Verstärkt erneuerbare Energien integrieren (besonders Solar- und Windenergie)	
	Bioenergie aus Reststoffen der Holzproduktionskette	Konsum von Lebensmitteln aus der Region	
	Bioenergie aus landwirtschaftlichen Reststoffen		
	Bioenergie aus Wirtschaftsdünger (z. B. Biogas)		
		Enhanced Weathering	

Tab. ZfE.2 (Fortsetzung)

	Kaum/wenige Barrieren	Mittlere Barrieren	Hohe/viele Barrieren
Hohe/viele Trade-offs			Verstärkter Herbizid- und Pestizideinsatz
			Intensivierung (verstärkte Stallhaltung, höhere Tierbestände /Fläche)
			Außer-Nutzung-Stellung nicht angepasster, gefährdeter oder stark genutzter Bestände
			Verkürzung der Umtriebszeit
			Wiederbewaldung/Aufforstung von arten- und strukturreichen, landwirtschaftlichen Flächen (Almen, Magerwiesen, etc.)
			Bioenergie aus forst- und landwirtschaftlicher Primärbiomasse
			BECCS – Bioenergy with Carbon Capture Storage

[1] Die Effekte einer Bewässerung hängen von den Standortfaktoren ab. Der kritische Aspekt der Wasserquelle ist zu beachten, sowie die Konkurrenz mit anderen Wassernutzungen. Eine effiziente Nutzung mindert den Verbrauch. Bei Übernutzung sind die Auswirkungen auf Wasser und Biodiversität schlecht. Sollte nur als Überbrückung oder Anpassung und nicht zur Ertragsmaximierung dienen.
[2] Die Lachgas-Emissionen der Leguminosen sind hier zu beachten.
[3] Durch Grobporen im Boden kann es zur Verlagerung von Nähr- und Schadstoffen und somit zu einer Reduzierung der Filterfunktion des Bodens kommen. Bei Untersaat: Wasser- und Nährstoffkonkurrenz und potenzielle Ertragsverluste (bis zu 10 % der Hauptfrucht).
[4] Eine Überdüngung kann negative Auswirkungen auf die Wasserqualität haben.
[5] In der Praxis gehen pfluglose Varianten oft mit dem Einsatz von Herbiziden einher.
[6] Für oligotrophe Gewässer besonders wichtig.
[7] Diese Arten (Geflügel, Schwein, Fische, . . .) stehen allerdings in direkter Nahrungsmittelkonkurrenz zum Menschen.
[8] Benötigt proteinhaltigeres Futter, was wiederum emissionsintensiver ist und somit zu Rebound-Effekten führen kann.

F1.1 Landnutzungsentscheidungen zeigen eine langfristige Strukturwirkung und Trägheit in Hinblick auf Änderungen im Sinne der Emissionsminderung und Klimawandelanpassung, welche sich insbesondere aus Pfadabhängigkeiten ergeben (Lock-in-Effekte). Dies ist durch die Langlebigkeit von Strukturen (z. B. Siedlungen, Verkehrs- und Energieinfrastruktur) und die hohen Anfangsinvestitionen bedingt. Eine Überwindung und Änderung bestehender Landnutzungsstrukturen wird neben den technisch-ökonomischen Lock-in-Wirkungen auch durch verhaltensbezogene und institutionelle Pfadabhängigkeiten sowie allgemein einem Markt- und Institutionenversagen erschwert. Auch Strukturentscheidungen in der Land- und Forstwirtschaft sind langlebig und mit entsprechenden Lock-in-Effekten verbunden [hohe Konfidenz]. {Abschn. 6.2; 6.6}

F1.2 Um soziale, wirtschaftliche und ökologische Ziele zu erreichen, sind systemische, sektorübergreifende Ansätze zielführend. Szenarioanalysen und vor allem Analysen, die sozio-ökonomische Szenarien berücksichtigen, gibt es im Landnutzungssektor nicht. Dabei wären sie für die Entwicklung einer Klimaschutzstrategie im Bereich der Landnutzung Österreichs und für die Analyse möglicher Landnutzungskonflikte zwischen den Sektoren und deren vorausschauende Vermeidung von großer Bedeutung. {Abschn. 6.7}

F1.3 Zahlreiche Maßnahmen, die kurz- bis mittelfristig umgesetzt werden, können mittel- bis längerfristig Konflikte verursachen [hohe Konfidenz]: beispielsweise ist die Baumpflanzung kurzfristig zu realisieren, aber der mögliche Konflikt mit dem Naturschutz ein langfristiger. {Abschn. 6.2}

F1.4 Der größte Teil der nicht bereitstellenden Ökosystemleistungen (z. B. ästhetische Werte oder regulierende und unterstützende Funktionen) wird bei politischen oder privaten Planungs- und Investitionsentscheidungen bisher nicht angemessen berücksichtigt, weder monetär noch qualitativ [hohe Konfidenz]. Dies führt dazu, dass naturbasierte und potenziell kosteneffiziente Lösungen, etwa im Bereich der Anpassung, zu wenig Beachtung finden. {Box 1.2; Abschn. 6.4.2.2}

F1.5 Sensibilisierungs- und Prüfinstrumente, wie z. B. das Climate Proofing, können Raumplanungsentscheidungen unterstützen [hohe Konfidenz]. Ein umfassendes

Climate Proofing, d. i. die transparente Beweisführung über die Klimawirksamkeit von Instrumenten, fehlt derzeit in Österreich [hohe Konfidenz]. Zum Climate Proofing besteht erheblicher Forschungsbedarf, insbesondere um Ansätze zu entwickeln, die zeigen können, welche Fortschritte bei der Emissionsminderung und Anpassung an den Klimawandel durch die vorhandenen Raumplanungsinstrumente bereits gemacht wurden – oder künftig gemacht werden könnten [hohe Konfidenz]. {Abschn. 7.2.3}

F.2 Barrieren und Möglichkeiten der Umsetzung

Die Umsetzung von Strategien, Instrumenten und Maßnahmen zur klimafreundlichen Landnutzung in die Praxis ist oft mangelhaft [hohe Konfidenz]. Die zur Verfügung stehenden umweltpolitischen Instrumente (Abb. ZfE.5) werden nicht ausreichend eingesetzt, um eine klimaschonende Landnutzung zu gewährleisten. Es gibt Umsetzungsdefizite beispielsweise durch unzweckmäßige Kompetenzverteilung, Planungsversagen und fehlende, unwirksame oder umweltkontraproduktive Anreize. Die Umsetzung empirisch gut abgesicherter Maßnahmen(bündel) stellt für die agrarische und forstliche Praxis – wegen der Notwendigkeit grundlegender Änderungen etablierter Prozesse und möglicher Interessenskonflikte – häufig eine große Herausforderung dar [hohe Konfidenz]. Die auf Wirtschaftswachstum ausgerichteten Produktions- und Konsumweisen hemmen die Umsetzung von Maßnahmen und sind deshalb ein wichtiger Treiber der nicht-nachhaltigen Flächennutzung [hohe Konfidenz]. {**Abschn. 5.1; 6.8**}

F2.1 In Österreich findet sich eine zersplitterte Kompetenzverteilung, in der die drei Gebietskörperschaften Bund, Länder und Gemeinden z. T. widersprüchliche Ziele verfolgen [hohe Konfidenz]. Der Austausch zwischen den verschiedenen Entscheidungsebenen ist hier von zentraler Bedeutung für die Beachtung und den Ausgleich von Konfliktfeldern. Konflikte werden oft zuerst auf der lokalen Ebene erkannt, eine Vermeidung oder Minderung würde aber Entscheidungen auf der übergeordneten Ebene erfordern. Ein hohes Potenzial zur Überwindung dieser Barriere kommt der konsequenten Umsetzung des Berücksichtigungsprinzips zu [hohe Konfidenz]. Dieses verpflichtet die Gebietskörperschaften zur gegenseitigen Rücksichtnahme bei der Entwicklung von künftigen, klimarelevanten Strategien. {Abschn. 6.2; 6.4; 6.8}

F2.2 Im Bereich der Landnutzung sind unzählige umwelt- und wirtschaftsrechtliche Regelungen, wie sie beispielsweise im Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz (UVP-G), Wasserrechtsgesetz (WRG), Abfallwirtschaftsgesetz (AWG), in der Gewerbeordnung (GewO), im Forstgesetz (ForstG), in den Raum- und Bauordnungen, aber auch in den Naturschutzgesetzen sowie in etlichen konkretisierenden Verordnungen statuiert sind, einschlägig. Ist demnach ein bestimmtes klimaschädliches Verhalten nicht gewollt, kann dem mit entsprechenden (sanktionsbewehrten) Verboten begegnet werden. Ist hingegen klimafreundliches Verhalten erwünscht, kann auf dieser Ebene mit Geboten reagiert werden. In der Regel sieht die Rechtsordnung dabei zwangsbewehrte Mechanismen zur Durchsetzung dieser rechtlichen Vorgaben vor. Namhafte strategische Planungen gibt es vor allem im Forstrecht (Waldentwicklungsplan) und Wasserrecht (u. a. wasserwirtschaftliche Rahmenpläne und Rahmenverfügungen), während z. B. das gesamte Energie- oder Verkehrsrecht keine verbindliche, hoheitliche, strategische Planung vorsieht [hohe Konfidenz]. {Abschn. 6.3.3; 7.2.1; 7.4; 7.5}

F2.3 Ökonomische Instrumente zielen darauf ab, wirtschaftliche Anreize für umweltfreundliches Verhalten zu setzen. Hierbei geht es vor allem um eine Annäherung an die sogenannte „Internalisierung" von Umweltkosten (externe Kosten) zur Behebung von Marktversagen und negativen externen Effekten. Im Bereich der Marktkräfte sollen die Preise die vollen Kosten widerspiegeln, die der Gesellschaft durch Produktion und Verbrauch entstehen, einschließlich der Umweltkosten. Demnach kann der Staat – innerhalb eines umweltpolitischen Instrumentenmixes – Steuern vorschreiben, die Betroffene durch drohende Mehrkosten zu alternativen, umweltfreundlichen Handlungsweisen animieren sollen. Über diesen Weg kann er auch zu als positiv erachteten Handlungen anreizen, wenn er etwa das gewünschte Verhalten mit steuerlichen Begünstigungen versieht. Daneben steht dem Staat das förderpolitische Instrument der Subvention zur Verfügung. Hierbei verpflichtet sich der Subventionsempfänger in der Regel zu einem entsprechenden (ökologischen bzw. klimafreundlichen) Verhalten und erhält dafür eine meist geldwerte Gegenleistung vom Staat (z. B. Umweltförderungsgesetz, ÖPUL). {Abschn. 1.6.1; 6.4.2.2}

F2.4 Es gibt nach wie vor Subventionen, die gegen eine klimaschonende Landnutzung wirken [hohe Konfidenz], wie z. B. niedrigere Steuersätze oder Steuerbefreiungen und -ermäßigungen für bestimmte Nutzergruppen (z. B. Verwendung von Dieselkraftstoff in der Landwirtschaft oder der Fischerei) und bestimmte Produktgruppen wie Fleisch- oder Milcherzeugnisse (stickstoffintensive landwirtschaftliche Erzeugnisse). Insbe-

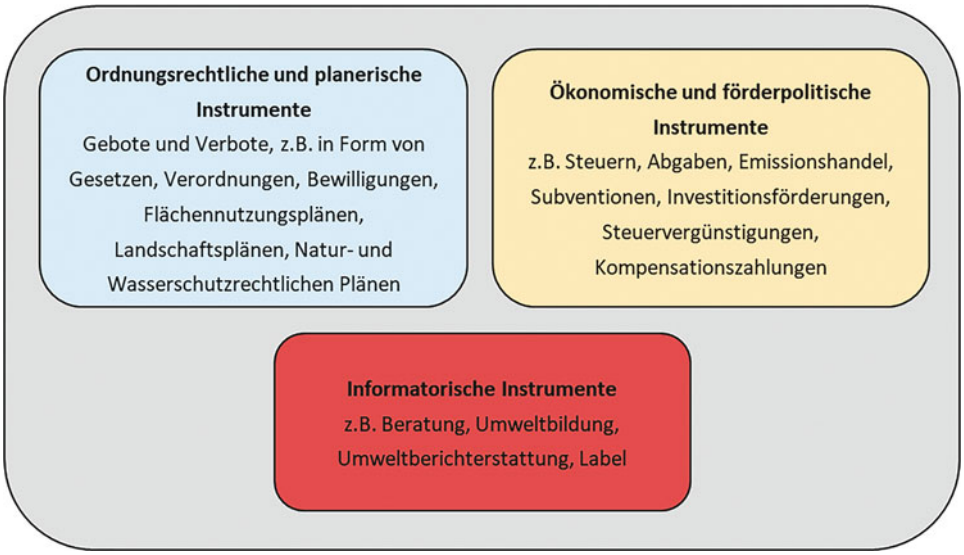


Abb. ZfE.5 Übersicht über umweltpolitische Instrumente. (Quelle: SRU 2015, geändert)

sondere die Subventionen für fossile Brennstoffe führen zu wirtschaftlichen, ökologischen und sozialen Problemen. Für Österreich wurde ein durchschnittliches jährliches umweltkontraproduktives Fördervolumen von 3,25 Mrd. Euro berechnet [mittlere Konfidenz]. {Abschn. 6.4; 6.4.2.2; 7.1.2}

F2.5 Die bestehenden finanziellen Anreizsysteme wie die Wohnbauförderung oder Pendlerpauschale sind derzeit nicht in einer Form gestaltet, dass sie effizient für den Klimaschutz und für die Klimawandelanpassung wirken würden [hohe Konfidenz]. Eine Reform dieser Steuerungsmaßnahmen hat ein hohes Potenzial, die Belastung für die Umwelt durch Verkehrsaufkommen sowie die Bodenversiegelung durch den Siedlungs- und Straßenbau wesentlich zu reduzieren. Maßgeblich ist zudem auch der Ausbau des öffentlichen Nahverkehrs, um eine Förderung des motorisierten Individualverkehrs zu verhindern. {Abschn. 6.4; 6.6; 8.5.3}

F2.6 Agrarumweltzahlungen haben großen Einfluss auf Landnutzungsentscheidungen und sind daher wichtige Hebel der Transformation. Ein Beispiel für eine Abgabe, die direkt die Art des Landmanagements im Agrarbereich beeinflussen kann, ist die Düngemittel- oder Stickstoffsteuer. Eine Düngemittelsteuer erhöht den Preis des Stickstoffeinsatzes und soll dadurch den übermäßigen Einsatz dieses Inputs sowie die diffusen Stickstoffemissionen in die Umwelt verringern. {Abschn. 3.2.3; Box 6.6}

F2.7 CO_2-Steuern (CO_2-Bepreisungen) werden zunehmend in vielen Ländern zur Erreichung klimapolitischer Ziele eingesetzt, weil sie ein wirksames Instrument zur Emissionsreduktion darstellen [hohe Konfidenz]. Durch die Einführung einer CO_2-Steuer erhöhen sich die Kosten für die Nutzung fossiler Rohstoffe, was einen Anreiz zur Verminderung der Emissionen darstellt. Eine höhere Besteuerung von Treibstoffen kann auch zu einer Eindämmung der Zersiedelung beitragen, indem durch die höheren Kosten ein Anreiz gegen lange Wegstrecken gesetzt wird [mittlere Konfidenz]. Insofern gehen von der CO_2-Bepreisung auch Effekte auf die Landnutzung aus. Zu den Effekten der 2022 in Österreich eingeführten CO_2-Bepreisung liegen noch keine umfassenden Analysen vor. Aufgrund des niedrigen Preisniveaus ist von relativ geringen Lenkungseffekten auszugehen. {Abschn. 1.6.1.1; 6.4}

F2.8 Informationskampagnen sind ein populäres, aber meist wenig wirksames Instrument (im Vergleich zu staatlichen strukturellen Eingriffen), um Verhaltensänderungen unter Konsument_innen herbeizuführen [hohe Konfidenz]. Wesentlich für eine erhöhte Wirksamkeit ist die Bereitstellung von zielgruppenspezifischen Informationen, die an die Werte oder Ziele der Empfängergruppe angepasst sind. Partizipative Ansätze sind herkömmlichen linearen Modellen der „Informationsweitergabe“ dabei weit überlegen [hohe Konfidenz]. Gütesiegel spielen ebenfalls eine wichtige Rolle in der Informationsvermittlung, aber die Anzahl und Bandbreite dieser Gütesiegel ist derzeit für Konsument_innen verwirrend [hohe Konfidenz]. Maßnahmen in diesem Bereich werden kaum auf ihre Wirksamkeit hin getestet. {Abschn. 6.4.2}

F.3 Raum- und Verkehrsplanung

Der Raum- und der Verkehrsplanung kommen Schlüsselrollen sowohl bei der Klimawandelanpassung als auch beim Klimaschutz zu [hohe Konfidenz], zum einen aufgrund der Klimarelevanz der hohen Material- und Energieströme, die durch Erweiterungen und Nutzung des Siedlungsraumes und des Straßennetzes ausgelöst werden, und zum anderen durch die gleichzeitige Verringerung der Treibhausgas-Absorptionspotenziale durch die Versiegelung des Bodens. Das (Steuerungs-)Potenzial der Raumplanungsinstrumente wird in der Planungspraxis allerdings nicht voll ausgeschöpft [hohe Konfidenz]. Zudem schränken die Zersiedelung und Zerschneidung der offenen Landschaft durch Gebäude und Straßen die Interventionsmöglichkeiten der Raum- und Verkehrsplanung aufgrund von Lock-in-Effekten zusehends ein. {**Abschn. 6.6**}

F3.1 Die hohe Flächeninanspruchnahme für Siedlungs- und Verkehrszwecke (Abb. ZfE.6) hat eine Reihe von u. a. sozio-ökonomischen sowie rechtlich-institutionellen Ursachen. Diese liegen unter anderem in der nicht ausreichenden Effektivität der bestehenden Instrumente und deren inhaltlicher Ausgestaltung und Anwendung [hohe Konfidenz]. Darüber hinaus sind fehlende Anreize, die vorhandene Kompetenzzersplitterung sowie die politische Ökonomie der kommunalen Flächenwidmung nicht förderlich für eine flächensparende Landnutzung [hohe Konfidenz]. {Abschn. 6.4.1; 6.6.2; 7.4}

F3.2 Die zunehmende Zersiedelung steht auch einer Reduktion des Verkehrsaufkommens inklusive Reduktion von Energieverbrauch und Emissionen entgegen [hohe Konfidenz]. Eine auf Verkehrsreduktion ausgerichtete Raumorganisation (z. B. die „Stadt der kurzen Wege“) wird als wirksames Mittel gesehen, die Wege im motorisierten Individualverkehr (MIV) mit Fuß- und Radverkehr bzw. durch die Nutzung des öffentlichen Verkehrs (ÖV) zu ersetzen [mittlere Konfidenz]. Auch der gezielte Einsatz finanzieller Mittel für Infrastrukturbauten des öffentlichen Nahverkehrs kann Verhaltensänderung in Richtung verstärkte ÖV-Nutzung steuern. {Abschn. 6.6}

F3.3 Energieeffiziente Raum- und Siedlungsstrukturen, die sich durch Funktionsmischung, maßvolle Dichte und Kompaktheit auszeichnen, können nicht nur Energieeinsparungen, sondern auch eine effizientere Energieversorgung mit einem zunehmenden Versorgungsanteil erneuerbarer und/oder dekarbonisierter Energieträger ermöglichen [hohe Konfidenz]. Die Ausschöpfung des Nachverdichtungspotenzials leistet dafür einen wesentlichen Beitrag [hohe Konfidenz]. Der Bereich der Energieraumplanung, der darauf abzielt, Aspekte des Klima- und Bodenschutzes in die Raumplanung zu integrieren, hat hier ein großes Potenzial [hohe Konfidenz]. {Tab. 6.1; Abschn. 6.6; 7.2; 7.2.2; 7.3}

F3.4 Das Potenzial, im Wege der Raum- und Verkehrsplanung zum Klimaschutz und zur Klimawandelanpassung beizutragen, ist derzeit nicht ausgeschöpft, obwohl entsprechende Instrumente vorhanden sind [hohe Konfidenz]. Dieses „Umsetzungsversagen“ ist mit dafür verantwortlich, dass sich klimaschädigende Verhaltensweisen perpetuieren [hohe Konfidenz]. {Abschn. 6.6; 7.2}

F.4 Akteur_innen und Interessenskonflikte

Eine flächendeckende erfolgreiche Umsetzung von Klimaschutz- und Anpassungsstrategien in der Landnutzung ist möglich, bedingt aber die Auseinandersetzung mit Ziel- und Interessenskonflikten sowie die breite Einbeziehung verschiedener Akteur_innen. Landnutzer_innen und Konsument_innen orientieren sich nicht nur an finanziellen Anreizen und Preisen. Daher ist ein Mix an Politiken, Handlungs- und Unternehmensstrategien, die diverse Werte und Framings ansprechen, vielversprechend. {**Abschn. 6.8; 8.5.2**}

F4.1 Der Großteil der landnutzungsbezogenen Anpassungsentscheidungen auf lokaler bzw. betrieblicher Ebene wird von Land- und Forstwirt_innen getroffen. Private Unternehmen (entlang der gesamten Wertschöpfungskette) spielen eine wichtige Rolle bei der Umsetzung von Mitigations- und Anpassungsmaßnahmen [hohe Konfidenz]. Die Berücksichtigung zugrunde liegender sozialer Prozesse (Wissen, Eigenverantwortung, Akzeptanz der erhöhten Kosten) erlaubt eine erfolgreiche Implementierung [hohe Konfidenz]. So zeigen Informationsstrategien, die explizit regionale und betriebstypspezifische Bedürfnisse und Herausforderungen benennen, ein hohes Erfolgspotenzial. Qualitätssicherung und eine gute Kommunikation, die den in der Regel höheren Preis nachvollziehbar macht, sowie Fairness entlang der gesamten Wertschöpfungskette (u. a., indem auch Landwirt_innen ein höherer Preis geboten wird) sind zusätzliche wichtige Erfolgskriterien [hohe Konfidenz]. {Abschn. 4.2.1; 6.5}

F4.2 In Österreich herrscht derzeit eine hohe Konzentration von Marktmacht bei den der Landwirtschaft vor- und nachgelagerten Unternehmen vor sowie bei den Unternehmen im Lebensmitteleinzelhandel [hohe Konfidenz]. Der mangelnde Zugang anderer Akteur_innen zu Risikokapital, Boden, Wissen und Netzwerken stellt eine Barriere zur Etablierung von innovativen Landnutzungssystemen dar [hohe Konfidenz]. Das Potenzial,

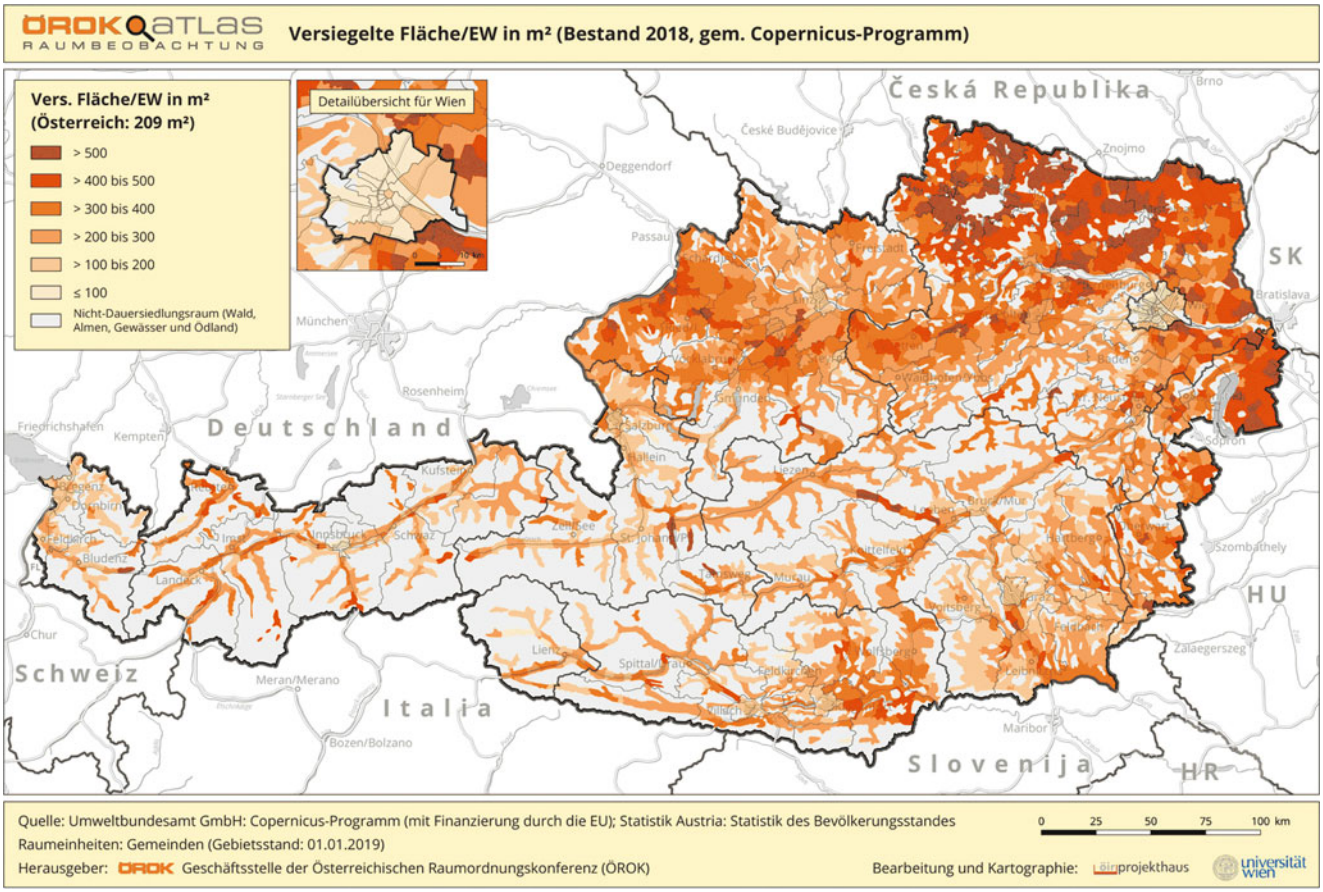


Abb. ZfE.6 Versiegelte Fläche pro Einwohner_in in m^2. (Quelle: ÖROK (2018))

über selbständige Initiative von Landwirt_innen, Unternehmer_innen und Bürger_innen zum Klimaschutz beizutragen, ist sehr hoch [hohe Konfidenz]. Die Sicherung ausreichender Freiräume seitens der rechtlichen Rahmenbedingungen unterstützt diese Initiativen. Ein Beispiel ist das Alternativfinanzierungsgesetz, das die Finanzierung von Initiativen durch Crowdfunding ermöglicht. Öffentliche Fördertöpfe, die kleine Beträge als „Risikokapital" für neue Initiativen und Vernetzungsprojekte zur Verfügung stellen, können innovative Projekte zusätzlich fördern. {Abschn. 6.4.2.2; 8.5.3}

F4.3 Kooperationen entlang der Wertschöpfungskette, die für die Umsetzung von Maßnahmen wesentlich sind, entstehen auch zwischen Landwirt_innen und Konsument_innen. Dadurch entstehen unterschiedliche alternative Produktions- und Vermarktungsinitiativen, wie z. B. die „solidarische Landwirtschaft", Food-Coops, Nachbarschafts- und Gemeinschaftsgärten oder auch Selbsterntefelder. Diese zivilgesellschaftlichen Initiativen sind häufig klein und agieren vorwiegend lokal, tragen aber zur Schaffung eines Problembewusstseins bei und erarbeiten Lösungsansätze, die zu einer Transformation des Lebensmittelsystems beitragen können [hohe Konfidenz]. Indem sie mit alternativen Organisationsformen und Kooperationsmodellen sowie mit umwelt- und klimafreundlichen Produktions- und Vermarktungsalternativen experimentieren, stellen sie Erfahrungswerte bereit, auf die, im Sinne eines Upscalings, zurückgegriffen werden kann [hohe Konfidenz], auch wenn es für solche Nischen dennoch schwer bleibt, den etablierten Mainstream zu verändern [hohe Konfidenz]. {Abschn. 6.5}

F.5 Nachhaltigkeitsziele und globale Dimensionen

Landnutzung in Österreich hat Anteil an der Verursachung und ist betroffen von multiplen, miteinander vernetzten Krisen (Klimakrise, Biodiversitätskrise, Wirtschaftskrisen, globale soziale und humanitäre Krisen), die sich auf globaler, nationaler und lokaler Ebene manifestieren. Systemische, sektoren- und disziplinenübergreifende Ansätze können diese Krisen adressieren und zu ihrer Bewältigung beitragen [hohe Konfidenz]. Die Ziele für nachhaltige Entwicklung (SDGs) der UN bieten

dafür einen politischen Handlungsrahmen für Österreich [hohe Konfidenz]. Ohne entsprechende Maßnahmen besteht ein großes Potenzial, die Transformation hin zu einer nachhaltigen und gerechten Ökonomie zu gefährden, da beispielsweise die zunehmende Konkurrenz um Land die Nahrungsmittelpreise erhöhen und zu einer nicht nachhaltigen Intensivierung (z. B. Düngemittel- und Wassernutzung) mit negativen Auswirkungen auf die Wasser- und Luftverschmutzung und dem weiteren Verlust der Biodiversität führen könnte [mittlere Konfidenz]. {**Abschn. 8.1**}

F5.1 Die 17 Ziele für nachhaltige Entwicklung, die von 193 UN-Mitgliedsstaaten, u. a. auch Österreich, als „Agenda 2030" verabschiedet wurden, bieten einen breit legitimierten Handlungsrahmen zur umfassenden Bewältigung der Krisen im Spannungsfeld von Landnutzung und Klimawandel, von der lokalen bis zur globalen Ebene (Abb. ZfE.7) [hohe Konfidenz]. Die stringente analytische Verknüpfung der ökologischen Dimension mit der sozialen und der ökonomischen Dimension globaler Entwicklung kann dabei zu einer neuen Qualität von nachhaltiger Entwicklung führen [hohe Konfidenz]. {Abschn. 1.5.1; 8.1; 8.2}

F5.2 Maßnahmen zur Klimawandelanpassung und Emissionsminderung in der Landnutzung und Ressourcennutzung können in Einklang mit der Agenda 2030 gesetzt werden, wenn sowohl individuelle Ansätze als auch grundlegende Änderungen in der Governance, im Wirtschafts- und Finanzwesen, im kollektiven Handeln sowie in Wissenschaft und Technik verfolgt werden [hohe Konfidenz]. Individuelles Engagement und verantwortungsvoller Konsum sind zwar wichtige Stellschrauben für eine Transformation hin zu einer nachhaltigeren Landnutzung, jedoch alleine nicht ausreichend [hohe Konfidenz]; es braucht umfassende, vernetzte Lösungsansätze auf allen Ebenen. {Abschn. 8.5.1}

F5.3 Ein sorgsamer Umgang mit Grund und Boden – sowohl in direkter (Land- und Forstwirtschaft, Wohnen, Gewerbe, Verkehr) als auch indirekter (Tourismus, Mobilität, Arbeit, Kultur) Verantwortung – ist eine Grundbedingung für eine nachhaltige sozialökologische Transformation und die Generationengerechtigkeit [hohe Konfidenz]. Eine Entkopplung von Bodennutzungs- und Profitinteressen wäre hierfür förderlich. {Abschn. 8.5.1}

F5.4 Es gibt keine gesamtstaatliche kohärente Strategie der österreichischen Bundesregierung zur Umsetzung der nachhaltigen Entwicklungsziele (SDGs). Defizite bei den konkreten Zielsetzungen, bei der Koordination der Maßnahmen in den einzelnen Politikbereichen und

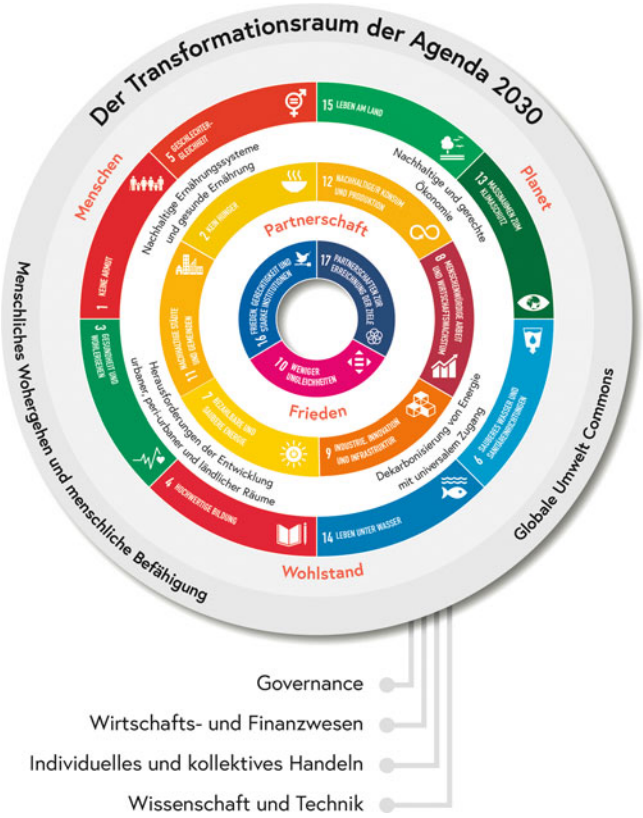


Abb. ZfE.7 Die SDGs („Sustainable Development Goals", als Icons), die großen Themen der Agenda 2030 (*in roter Schrift*), die Eingangspforten zur Transformation (*in schwarzer Schrift*) und die Hebel zur Umsetzung der Agenda 2030. (Quelle: Independent Group of Scientists appointed by the Secretary-General (2019))

bei der Berücksichtigung der globalen Dimension der SDGs führen zu Problemen beim Monitoring sowie bei der Überprüfung der Fortschritte bzw. der Zielerreichung der SDGs [hohe Konfidenz]. {Abschn. 8.3; 8.3.1}

F5.5 Österreich liegt im jährlichen SDG-Monitoring-Bericht (Eurostat) in den Bereichen „Kein Hunger" und „Nachhaltige Landwirtschaft" (SDG 2), „Energie" (SDG 7), „Klima" (SDG 13) und „Terrestrische Ökosysteme" (SDG 15) unter dem EU-Durchschnitt, mit nur geringen Fortschritten zur Zielerreichung. Dagegen liegt Österreichs Status bei den Zielen zu „Nachhaltige Städte und Gemeinden" (SDG 11) sowie „Nachhaltiger Konsum- und Produktionsmuster" (SDG 12) etwas über dem EU-Durchschnitt, mit mäßig positiven Trends [mittlere Konfidenz]. {Box 8.1}

F5.6 Soziale Aspekte beeinflussen die erfolgreiche und nachhaltige Umsetzung von landnutzungsbasierten Emissionsminderungs- oder Anpassungsmaßnahmen wesentlich [hohe Konfidenz]. „Transport Poverty" oder „Mobility Poverty" betreffen beispielsweise mehrfach benachteiligte Bevölkerungsgruppen (auch Kin-

der) mit geringem Einkommen [hohe Konfidenz]. Klimawandel- und klimapolitikbedingte Veränderungen in landwirtschaftlichen Produktionsprozessen (höherer Arbeitsbedarf, Diversifizierung, höherer Technologisierungsgrad) haben außerdem bei gleichbleibend traditionell geschlechtsspezifischen Arbeits- und Lebensbedingungen und ohne gezielte kompensierende Maßnahmen negative Auswirkungen auf die Geschlechtergerechtigkeit [mittlere Konfidenz]. Im globalen wie auch österreichischen Kontext sind die Forst- und Agrarwirtschaft zudem häufig durch saisonale, zumeist prekäre Beschäftigung mit hoher Exposition gegenüber klimatologischen Faktoren (z. B. Hitzestress) gekennzeichnet [hohe Konfidenz]. Mit zunehmend steigenden Temperaturen und länger anhaltenden Hitzeperioden in Österreich wird es auch hierzulande zielgerichteter Anpassungsmaßnahmen bedürfen, um menschenwürdige Arbeitsbedingungen im landwirtschaftlichen Sektor aufrecht zu erhalten [mittlere Konfidenz]. {Abschn. 7.1.3; 8.4.1.3; 8.4.2.1–8.4.2.3}

F5.7 Die Konkurrenz um Land verstärkt sich durch die Zersiedelung, aber auch durch klimapolitikbedingte Landnutzungsänderungen im Rahmen von Anpassungs- und Mitigationsmaßnahmen (z. B. erhöhter Flächenbedarf für Bioenergie, Ertragsminderungen durch Ökologisierungsmaßnahmen) [hohe Konfidenz]. Bei gleichbleibender, auf tierischen Nahrungsmitteln basierender Ernährungsweise kann es zu einer zunehmenden internationalen Verlagerung landwirtschaftlicher Produktion [hohe Konfidenz], zu einer Erhöhung globaler Nahrungspreise [mittlere Konfidenz] oder zu einer nicht nachhaltigen Intensivierung der Landnutzung kommen, mit negativen Auswirkungen auf Wasser- und Luftqualität und auf die Biodiversität [mittlere Konfidenz]. Neben der nachhaltigkeitsorientierten Ausgestaltung des nationalen Steuer- und Fördersystems spielt auch die internationale Koordination eine zentrale Rolle im Umgang mit diesen Herausforderungen. Hier gilt die Gemeinsame Agrarpolitik der EU als zentrale Stellschraube. {Abschn. 6.3.2.5; 8.4.2.3; 8.5.3}

F5.8 Neuen Arten der Wissensproduktion, die auf Transdisziplinarität, problemorientierten und partizipativen Ansätzen beruhen, wird die Kapazität zugeschrieben, vernetzte Probleme zu erfassen, zu analysieren und näher an die Umsetzung zu bringen [hohe Konfidenz]. Der reiche Wissensstand und die Kapazitäten der Natur-, Ingenieurs-, Sozial- und Geisteswissenschaften sind hier für eine effektive Verfolgung der SDGs noch nicht ausgeschöpft [hohe Konfidenz]. Land- und Forstwirt_innen stellen die wichtigsten Entscheidungsträger in Hinblick auf die Veränderungsprozesse im Kontext der Landnutzung und des Klimawandels dar, weshalb es für eine nachhaltige und gerechte wirtschaftliche Entwicklung von entscheidender Bedeutung ist, zu verstehen, wie diese Akteur_innen als Reaktion auf den Klimawandel sowie auf klimapolitische Maßnahmen ihr Landnutzungsverhalten ändern [hohe Konfidenz]. {Abschn. 8.4.2.1; 8.5.4}

Open Access Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.
Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.



Technische Zusammenfassung

Inhaltsverzeichnis

Kapitel 1: Ziele, Herangehensweise und Kontext 30

Kapitel 2: Auswirkungen der Landnutzung und -bewirtschaftung sowie naturnaher Ökosysteme auf den Klimawandel: biophysikalische Effekte, Treibhausgasemissionen und Kohlenstoffspeicher 31

Kapitel 3: Sozio-ökonomische und klimatische Treiber der Änderung der Landnutzung in Österreich 33

Kapitel 4: Anpassungsoptionen in der Landnutzung an den Klimawandel 37

Kapitel 5: Minderung des Klimawandels 41

Kapitel 6: Landnutzungsentscheidungen: Klimawandelrelevante Strategien, Steuerungsinstrumente und Managementansätze 47

Kapitel 7: Raumplanung und Klimawandel 49

Kapitel 8: Landnutzung und Klimawandel im Kontext der nachhaltigen Entwicklungsziele 51

Kapitel 9: Synopsis – Synergien, Zielkonflikte und Umsetzungsbarrieren von Klimaanpassungs- und Klimaschutzmaßnahmen 55

Koordination:
Ulrike Tappeiner, Karl-Heinz Erb, Robert Jandl

Unterstützung:
Paula Bethge

Zitiervorschlag:
APCC (2024): Technische Zusammenfassung. [Tappeiner, U., Erb, K.-H., Jandl, R., Anderl, M., Baumgarten, A., Bethge, P., Bohner, A., Borsky, S,. Bruckman, V. J., Bruckner, M., Díaz-Pinés, E., Dobernig, K. Dumke, H., Eitzinger, J., Fischer, T., Formayer, H., Freudenschuss, A., Gaube, V., Getzner, M. Gingrich, S., Glatzel, S., Gratzer, G., Haas, W., Hörtenhuber, S., Jäger, J., Kirchner, M., Kitzler, B., Koch, A., Kottusch, C., Kraxner, F., Lapin, K., Leitinger, G., Lexer, M. J., Lindenthal, T., Loibl, W., Mehdi-Schulz, B., Meyer, I., Miloczki, J., Obrovsky, M., Penker, M., Sandén, T., Scharler, M., Schauberger, G., Schaumberger, A., Schindlbacher, A., Schinko, T., Shinozaki, K., Schirpke, U., Schmid, C., Schneider, S., Schöner, W., Schüler, S., Sinabell, F., Spiegel, H., Stöglehner, G., Stumpp, C., Sturmbauer, C., Tasser, E., Thaler, T., Theurl, M., Tötzer, T., Weber, G., Weber, K., Weiss, P., Wenzel, W., Zessner-Spitzenberg, M., Zoboli, O., Zollitsch, W., Zuvela-Aloise, M.]. In: APCC Special Report: Landnutzung und Klimawandel in Österreich [Jandl, R., Tappeiner, U., Foldal, C. B., Erb, K.-H. (Hrsg.)]. Springer Spektrum: Berlin/Heidelberg, S. 29–56.

[1] Universität für Bodenkultur Wien
[2] Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft
[3] HBLFA Raumberg-Gumpenstein
[4] Österreichisches Institut für Wirtschaftsforschung
[5] Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH
[6] Universität Innsbruck
[7] Eurac Research
[8] Umweltbundesamt GmbH
[9] Wirtschaftsuniversität Wien
[10] Universität Graz
[11] GeoSphere Austria
[12] privat
[13] Veterinärmedizinische Universität Wien

© Der/die Autor(en) 2024

R. Jandl et al. (Hrsg.), *APCC Special Report: Landnutzung und Klimawandel in Österreich*,
https://doi.org/10.1007/978-3-662-67864-0_2

[14] Technische Universität Wien
[15] Internationales Institut für Angewandte Systemanalyse (IIASA)
[16] Österreichische Akademie der Wissenschaften
[17] Universität Wien
[18] Austrian Institute of Technology GmbH
[19] Fachhochschule Wiener Neustadt
[20] Paris Lodron Universität Salzburg
[21] Österreichische Forschungsstiftung für Internationale Entwicklung (OEFSE)

Kapitel 1: Ziele, Herangehensweise und Kontext

Herbert Formayer[1], Robert Jandl[2], Andreas Bohner[3], Josef Eitzinger[1], Karl-Heinz Erb[1], Willi Haas[1], Ina Meyer[4], Heide Spiegel[5], Ulrike Tappeiner[6,7], Erich Tasser[7]

Nachwuchswissenschafter_innen:
Paula Bethge[1] und Bastian Bertsch-Hörmann[1]

Landnutzung ist eine Grundlage zur Befriedigung unterschiedlichster menschlicher Bedürfnisse [vollständige Übereinstimmung]. Aufgrund der Vielzahl von Interessen und gesellschaftlichen Akteur_innen entstehen Zielkonflikte, die durch den Klimawandel verstärkt werden [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Zielkonflikte und Landnutzungskonkurrenz treten zwischen der Produktion von Biomasse und dem Flächenbedarf für Infrastruktur, Siedlungen und regulierenden und kulturellen Ökosystemleistungen auf. Der Klimawandel verändert die Bereitstellung von unterschiedlichen Ökosystemleistungen und die Möglichkeiten der Landnutzung [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Landnutzung kann zur Emissionen von Treibhausgasen führen, die den Klimawandel verstärken. Landnutzung bietet aber auch die Möglichkeit der Emissionsminderung und der Schaffung und Erhaltung von Kohlenstoffsenken, die den Klimawandel abschwächen können [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 1.2; 1.3; 1.4}

Die Erwärmung liegt in Österreich über dem globalen Durchschnitt und wird sich bis zur Mitte des 21. Jahrhunderts fortsetzen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Während die globale Mitteltemperatur um rund 1 °C gegenüber vorindustriellen Zeiten angestiegen ist, beträgt die Erwärmung in Österreich bereits mehr als 2 °C. Die Erwärmung findet zu allen Jahreszeiten statt und hat sich in den letzten Jahrzehnten verstärkt [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die weitere Entwicklung hängt vom menschlichen Verhalten ab. Beim Einhalten des Pariser Klimaschutzabkommens (RCP 2.6) stabilisiert sich die Temperatur, werden keine Klimaschutzmaßnahmen ergriffen (RCP 8.5) setzt sich der Erwärmungstrend mit mehr als 3 °C fort [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Die jährlichen Niederschläge werden gleich bleiben bzw. im Winterhalbjahr leicht zunehmen [geringe Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Die Niederschlagsintensität bei kleinräumigen Starkniederschlägen wird aus physikalischen Gründen um rund 10 % pro Grad Temperaturerhöhung zunehmen [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. {Abschn. 1.1.1; 1.2.1}

In Österreich werden 81 % der Fläche für Land- und Forstwirtschaft genutzt, etwa 7 % der Fläche sind Siedlungsraum und Verkehrsflächen (Stand 2018). Österreich ist etwa zur Hälfte bewaldet. Ackerbau und Grünlandwirtschaft nehmen etwa ein Drittel der Landesfläche ein. Die Land- und Forstwirtschaft sind wesentliche Wirtschaftsfaktoren des Ländlichen Raumes. Neben der Verarbeitung der Primärproduktion spielt die Veredelungswirtschaft eine wichtige Rolle [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 1.2.2}

Ein essenzieller Aspekt der globalen Umweltkrise, der eng mit Klimawandel und Landnutzung verknüpft ist, ist das Voranschreiten des Biodiversitätsverlustes (nahezu gesichert). In Europa ist fast ein Viertel der wild lebenden Arten vom Aussterben bedroht, und der Zustand vieler Ökosysteme hat sich in den vergangenen Jahrzehnten so weit verschlechtert, dass sie nicht mehr in der Lage sind, ihre Leistungen zu erbringen. Für Österreich sind dazu keine umfassenden Daten vorhanden. Eng an die Biodiversität geknüpft ist die Bereitstellung von Versorgungs-, Regulierungs- und kulturellen Ökosystemleistungen [robuste Evidenz, hohe Übereistimmung], deren Zusammenhang zueinander (Synergien und Trade-offs) durch den Klimawandel zusehends verändert wird [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Gesetzliche Instrumente und Rahmenbedingungen sind in Österreich definiert, ohne jedoch der Biodiversitätskrise adäquat zu begegnen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 1.4; Box 1.2}

Die IPCC-Sektoren Landwirtschaft (v. a. N_2O- und CH_4-Emissionen aus Düngung und Tierhaltung) und Forstwirtschaft und andere Landnutzungen (v. a. CO_2-Emissionen und -Senken aus der Änderung der Biomasse-, Boden- und Holzprodukte-Kohlenstoffvorräte) zusammen sind in Österreich seit 2006 eine Netto-Quelle von Treibhausgasen, davor ab Betrachtungszeitraum 1990 eine Netto-Senke (Stand 2020). Besonders die Tierhaltung, und zu einem geringeren Teil die Düngung verursachen THG-Emissionen (7 Millionen Tonnen CO_2-Äquivalente [Mio. t CO_2e] im Jahr 2020, das sind 9,7 % der gesamten THG-Emissionen Österreichs) [hohe Evidenz]. Der Sektor Landnutzung, Landnutzungswechsel und Forstwirtschaft (LULUCF) war dagegen eine THG-Senke (rd. −1 Mio. t CO_2e im Jahr 2020) [mittlere Evidenz]. Wälder und Holzprodukte waren seit zumindest 1960 eine Senke von Treibhausgasen. Die Senkenleistung des Waldes ist

zunehmend variabel. Im langjährigen Schnitt (1990–2020) kompensierte diese LULUCF-Senke rund 11 % der Gesamt-THG-Emissionen Österreichs [mittlere Evidenz]. Ursachen für die Senkenwirkung sind, dass die jährliche Holznutzung niedriger ist als der jährliche Zuwachs, die Zunahme der Waldfläche und des Holzproduktepools. Der Holzproduktebestand nimmt ebenfalls zu und kompensierte im Schnitt 1990–2020 3 % der Gesamtemissionen Österreichs [mittlere Evidenz]. {Abschn. 1.2.4}

Kein Konsens herrscht in der wissenschaftlichen Gemeinschaft über den Beitrag der stofflichen und energetischen Nutzung von Waldbiomasse zur Minderung des Klimawandels. Im Wesentlichen können zwei gegensätzliche Standpunkte unterschieden werden, die sich hinsichtlich der Definition der Referenzlinie, die zur Beurteilung der CO_2-Neutralität von Holz herangezogen wird, unterscheiden: Im einen Fall wird als Referenzlinie die Balance von C-Aufbau und -Abbau im Wald betrachtet, im anderen Fall stellt die Referenzlinie die hypothetische Entwicklung der C-Bestände im Wald ohne die zu betrachtenden Maßnahmen oder ohne jegliche Bewirtschaftungseingriffe dar. Weitere Unterschiede beziehen sich auf die Einschätzung der relevanten Zeitskala oder die Bewertung der Substitution von z. B. fossilen Energieträgern durch Waldbiomasse. Gemeinsamkeiten liegen in der Favorisierung der stofflichen vor der energetischen Nutzung von Holzbiomasse sowie der energetischen Nutzung von Reststoffen, die bei der Produktion von wichtigen Holzdienstleistungen oder -produkten anfallen und nicht weiterhin für solche nutzbar sind, oder von nicht rezyklierbaren Holzprodukten am Ende der Lebensdauer. Diese Maßnahmen werden in beiden Standpunkten als Beiträge zum Klimaschutz angesehen und können daher als Grundlage von Entscheidungen herangezogen werden. {Box 1.1}

Die Landnutzung ist in Österreich im Wandel. Die Siedlungs- und die Waldflächen werden größer auf Kosten der landwirtschaftlich genutzten Böden [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Flächen-Inanspruchnahme wird durch die Raumplanung reguliert. Die Umsetzung der Planungen ist durch die Vielzahl der Interessen und die Fragmentierung der Zuständigkeiten gekennzeichnet. Die Netto-Zunahme der Waldfläche auf früher landwirtschaftlich genutztem Land ist Ausdruck eines strukturellen Wandels in Österreich und vor allem auf den Rückgang von landwirtschaftlicher Fläche durch die Aufgabe von Grenzertragsflächen und die gestiegenen Möglichkeiten der Einkommenserzielung außerhalb der Landwirtschaft und den vermehrten Import an Biomasse zurückzuführen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 1.2.3; 1.3.5; 1.6.2}

Ökonomische Instrumente wie Emissionshandel und CO_2-Steuern werden für den Klimaschutz als Korrektur von Marktversagen seit den 1990er-Jahren eingesetzt (Kyoto-Protokoll). Die Umsetzung erfolgt bisher sektorspezifisch (EU-Emissionshandel für Industriesektoren) und zumeist ohne direkten Bezug zur Landnutzung [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Palette der eingesetzten klimapolitischen Instrumente hat sich seit Beginn der 2000er-Jahre erweitert und umfasst zunehmend Politikansätze im Bereich grüne Innovationen und Industriepolitik (Förderungen, Subventionen). Der Einsatz von klimapolitischen Instrumenten in der Landnutzung findet in Sektorpolitiken (Agrarpolitik, Forstpolitik, Biodiversitätsstrategie und Naturschutzpolitik) statt. Eine kohärente Ausgestaltung von Sektorpolitiken, Programmen und Politikinstrumenten im Sinne eines systemischen Ansatzes kann zu einer erfolgreichen Anpassung und Emissionsminderung in Landsystemen führen und deren Senkenfunktion stärken [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 1.6.1}

Kapitel 2: Auswirkungen der Landnutzung und -bewirtschaftung sowie naturnaher Ökosysteme auf den Klimawandel: biophysikalische Effekte, Treibhausgasemissionen und Kohlenstoffspeicher

Simone Gingrich[1], Peter Weiss[8], Walter Wenzel[1], Michael Anderl[8], Martin Bruckner[9], Eugenio Díaz-Pinés[1], Stefan Hörtenhuber[1], Barbara Kitzler[2], Andreas Schindlbacher[2], Wolfgang Schöner[10]

Insgesamt stellen die IPCC-Sektoren Landwirtschaft (v. a. Tierhaltung, Düngung) und Landnutzung (v. a. Veränderung der Kohlenstoffvorräte in Biomasse und Boden aller Landnutzungskategorien sowie in Holzprodukten) zusammen im Mittel über die letzten zehn Jahre eine Netto-Emissionsquelle in Österreich dar, die bei einem Business-as-usual-Szenario auch künftig erhalten bleibt [hohe Evidenz]. Gemäß der Treibhausgas- (THG-)Inventur war der Sektor Landwirtschaft in Österreich im Jahr 2020 für 7 Mio. t CO_2e oder 9,5 % der österreichischen THG-Emissionen verantwortlich (54 % davon entfallen auf Methanemissionen aus dem Verdauungstrakt von Viehbeständen, v. a. Rindern) [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Der Sektor Landnutzung war hingegen zumeist eine Netto-Senke, die im Zeitraum von 1990 bis 2020 zwischen 2 und 25 % der jährlichen Gesamt-THG-Emissionen Österreichs kompensiert hat [hohe Evidenz]. Der absolute Beitrag des österreichischen Waldes (v. a. Biomasse) und der Holzprodukte am THG-Ergebnis des Landnutzungssektors Österreichs liegt um eine Größenordnung höher als jener der anderen Sektoren (Ackerland, Grünland, Feuchtgebiete, Siedlungsraum, Sonstiges Land) [hohe Evidenz], ist maßgeblich durch Bewirtschaftung und klimatische Effekte (Schäden durch Sturm oder Borkenkäfer, Einflüsse auf das Biomassewachstum) geprägt und stellt die Ursache für die Netto-Senke

des Sektors Landnutzung dar. Allerdings sind durch die THG-Inventur nicht alle Senken und Quellen der Landschaft erfasst; natürliche, vom Menschen unbeeinflusste Systeme (z. B. nicht bewirtschaftete Moore und Feuchtgebiete) sowie Systeme, für die noch keine robusten Methoden vorliegen (z. B. neuangelegte Gewässer), werden in der THG-Inventur nicht berichtet. {Abschn. 2.2.3.2; 2.2.3.3}

Die C-Senke in Österreichs Ökosystemen kommt auch dadurch zustande, dass sich die österreichischen Ökosysteme derzeit von den Effekten historischer Landnutzung erholen [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Seit dem 19. Jahrhundert haben Österreichs Ökosysteme kontinuierlich C angereichert (von 1,04 Gt C im Jahr 1830 stieg der C-Bestand in Vegetation und Boden auf 1,29 Gt C im Jahr 2010). Der Beitrag der Wälder an diesem Bestand stieg dabei von 52 auf 70 %, was sowohl auf eine Zunahme der Waldflächen als auch der Biomassedichte im Wald zurückzuführen ist, wohingegen die Dynamik im Boden weniger stark ausgeprägt, aber auch mit größeren Unsicherheiten behaftet ist [mittlere Evidenz]. {Abschn. 2.2.2}

Die Treibhausgasemissionen von Böden werden durch Klimaänderungen und Management beeinflusst [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Ergebnisse von THG-Messungen (das sind Messungen zum THG-Austausch zwischen dem gesamten Ökosystem oder dem Boden und der Atmosphäre) und Manipulationsstudien zeigen, dass Klimaerwärmung, N-Einträge (atmosphärisch und/oder Düngung), Starkregen nach langen Trockenperioden und Waldstörung die Boden-THG-Emissionen signifikant erhöhen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung], wohingegen Trockenheit [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung] sowie Einbringung von Biokohle die THG-Emissionen aus dem Boden signifikant reduzieren kann [mittlere Konfidenz, mittlere Übereinstimmung]. {Abschn. 2.2.4}

Die Klimawirkungen der THG-Emissionen werden durch biogeophysikalische Effekte, insbesondere den Anteil reflektierter Strahlung (Albedo), fühlbare (latente) Wärmeflüsse (durch Verdunstung beziehungsweise Kondensation) überlagert, wobei insbesondere Änderungen von Nutzungskategorien (v. a. von und zu Wald) Bedeutung zukommt [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Biogeophysikalische Effekte können die THG-Wirkungen verstärken oder abmindern, wobei insbesondere die Umwandlung von Nadelwald zu Laubwald im Sommer zu Kühlungseffekten führt. Die Datenlage zu biosphysikalischen Effekten in Österreich ermöglicht darüber hinaus jedoch kaum generelle Aussagen, es besteht also Monitoring- und Forschungsbedarf. {Abschn. 2.3.1; 2.3.2; 2.3.4}

Landnutzungsänderungen bewirken eine Veränderung des Energieaustausches an der Erdoberfläche mit der Atmosphäre auf lokalen bis regionalen Skalen. Wie Modellergebnisse zeigen, hatte für Österreich die Zunahme der Waldflächen (ca. +1400 km^2) auf Kosten der Grünland- und Ackerflächen in den letzten drei Dekaden insbesondere im Frühling und Sommer einen abkühlenden Effekt (ca. −0,2 °C), der auf eine Zunahme der Verdunstung durch die vergrößerten Waldflächen bei gleichzeitig geringerer Wirkung der verminderten Albedo zurückzuführen ist [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Messungen bestätigen prinzipiell den modellierten abkühlenden Effekt, unterscheiden sich aber oft recht deutlich vom Betrag der Änderung. Die durch die Waldzunahme verursachte Abkühlung konnte jedoch die insgesamt beobachtete Temperaturzunahme für Österreich (ca. +1,5 °C seit 1980) nur geringfügig abschwächen. {Abschn. 2.3.1; 2.3.2}

Alpine Weiden in Österreich sind überwiegende Netto-THG-Senken [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Wiederbewaldung von alpinen Weiden bindet zusätzliches CO_2 in der Biomasse und erhöht damit, zumindest kurz- bis mittelfristig, das Senkenpotenzial [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die mit der Bewaldung einhergehende Verschlechterung der Reflexionseigenschaften (Albedo) kann die klimawirksamen Effekte der Kohlenstoffsequestrierung teilweise oder ganz konterkarieren [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 2.4.4}

Die terrestrischen Ökosysteme Österreichs speichern derzeit nur einen Teil ihres natürlichen C-Potenzials (z. B. Waldvegetation: ca. 70 % des Potenzials [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]). Die Sequestrierungspotenziale sind jedoch nur bei entsprechenden Änderungen in der Landnutzungskategorie (z. B. Acker zu Grünland) in größerem Umfang zu realisieren, während Änderungen im Management innerhalb einer Kategorie oft nur bedingt Sequestrierungseffekte erwarten lassen [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 2.5.1; 2.5.2}

Im Vergleich zu den modellierten Kohlenstoffsättigungspotenzialen ist der aktuelle Kohlenstoffbestand österreichischer Böden gering, das Sättigungsdefizit wird für Ackerböden auf ca. 80 %, für Grünland auf ca. 60 % der Sättigungspotenziale geschätzt [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Für Waldböden liegen keine Berechnungen vor. Die hohen Sättigungsdefizite sind nicht mit realisierbaren Sequestrierungspotenzialen gleichzusetzen. {Abschn. 2.5.1.2; 2.5.1.3}

Wenn das auf maximal 283 Tg C geschätzte Sättigungsdefizit österreichischer Böden durch Sequestrierungsmaßnahmen voll ausgeschöpft werden könnte, würden 13 Jahre der aktuellen Gesamtemissionen in Österreich (22 Tg C pro Jahr) kompensiert [geringe Evidenz]. Eine Realisierung ist jedoch nicht einmal bei permanenter Umwandlung des gesamten Ackerlandes in Grünland oder Wald anzunehmen, da zumindest beim derzeitigen Bewirtschaftungsregime auch ein Teil der Grünlandböden deutlich untersättigt ist [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Die meisten der im IPCC vorgeschlagenen Maßnahmen innerhalb einer bestehenden Landnutzungskategorie (z. B. re-

duzierte und pfluglose Bodenbearbeitung) haben keine Netto-Sequestrierungswirkung, werden durch Emission anderer Treibhausgase (N_2O und/oder CH_4) konterkariert, oder entsprechen keiner tatsächlichen Sequestrierungsleistung im Sinne der Definition, dass eine Netto-Entnahme von CO_2 aus der Atmosphäre erzielt werden muss. Die beste Wirkung im Ackerland wird auf Basis des aktuellen Wissensstandes Begrünungen und diversen Fruchtfolgen unter Berücksichtigung von Tiefwurzlern und Leguminosen zugeschrieben [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 2.5.1.3; 2.5.1.4; 2.5.1.5}

Modellierungen zeigen, dass Bodenerosion in landwirtschaftlich genutzten Böden Österreichs zu CO_2-Freisetzung während des Erosionsprozesses in der Größenordnung von 15,3 bis 75 kt C pro Jahr führen könnte [geringe Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Im Vergleich zu in der THG-Inventur berechneten C-speichernden Wirkung von ÖPUL-Maßnahmen in Österreichs Ackerböden (115 kt C pro Jahr) ist diese Größenordnung relevant. {Abschn. 2.5.1.6}

Bodenmonitoringdaten zeigen für einige Regionen Österreichs in den letzten 2–4 Jahrzehnten eine generelle Tendenz zur Zunahme des organischen C in Ackeroberböden [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Unter Grünland wurden in Niederösterreich in der einzigen gut abgesicherten Studie signifikante Zunahmen des organischen Kohlenstoffs im Oberboden von ca. 30 % des Ausgangswerts (Median) gemessen und liegen damit deutlich über jenen unter Ackernutzung [robuste Evidenz]. Diese Zunahmen sind im Bezug zum aktuellen Kohlenstoffbestand relevant, im Vergleich zu den Sättigungsdefiziten aber eher gering. {Abschn. 2.5.1.3}

Das maximale Kohlenstoffspeicherpotenzial der österreichischen Vegetation liegt etwa 50 % über dem derzeitig beobachteten Bestand [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Der Großteil der Differenz zwischen aktuellem Bestand und maximalem Potenzial kommt dadurch zustande, dass potenzielle Waldflächen heute anders genutzt werden, z. B. landwirtschaftlich oder als versiegelte Flächen, Siedlungsgebiete, Infrastrukturflächen. Knapp ein Viertel der Differenz kommt dadurch zustande, dass die Kohlenstoffbestände in aktuellen Wäldern niedriger sind als in der potenziellen Vegetation (jene Vegetation, die sich ohne Landnutzung, aber mit jeweiligem Klima, spontan etablieren würde) [robuste Evidenz]. {Abschn. 2.5.2}

Berechnungen deuten darauf hin, dass etwa 62 % der durch den österreichischen Konsum landwirtschaftlicher Produkte verursachten THG-Emissionen im Jahr 2013 im Ausland verursacht wurden [geringe Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Damit liegt Österreich unter dem europäischen Durchschnitt. Methodische Differenzen in der konsumbezogenen Emissionsattribuierung machen Vergleiche zwischen Studien schwierig. Die Auswirkungen des österreichischen Holzkonsums auf Emissionen aus Waldbeständen im Ausland wurden noch nicht quantitativ erfasst. {Abschn. 2.7}

Forschungsbedarf bezüglich aktueller THG-Emissionen ist insbesondere für den Boden gegeben. Für Österreich liegen nur relativ wenige THG-Emissionsmessungen vor, wobei die Datenlage insbesondere für Ackerland unzureichend ist. Daneben sind das Verständnis und die Datenlage zu den Änderungen der Bodenkohlenstoffvorräte in Österreich aufgrund von Landnutzung und anderen Einflüssen ungenügend, die aktuellen Ergebnisse sehr unsicher. Dauerversuche, Monitoring, Modellierungen, Wiederholungen der Bodeninventuren in allen Landnutzungsarten sind notwendig, um diese Situation zu verbessern. Zu Ausdehnung, Kohlenstoffbeständen und Treibhausgaswirksamkeit von Mooren, bewirtschafteten organischen Böden und Binnengewässern liegen für Österreich kaum belastbare Daten vor. Auch daraus ergibt sich eine wichtige Forschungslücke. Ein weiterer Forschungsbedarf ergibt sich für österreichspezifische Erhebungen über die Lebensdauer von Holzprodukten, die bei der Berechnung der Senkenwirkung des Holzproduktepools im Landnutzungssektor der THG-Inventur eine wichtige Eingangsgröße darstellen.

Kapitel 3: Sozio-ökonomische und klimatische Treiber der Änderung der Landnutzung in Österreich

Veronika Gaube[1], Stefan Schneider[11], Thomas Thaler[1], Stefan Borsky[10], Mathias Kirchner[1], Wolfgang Loibl[12], Bano Mehdi-Schulz[1], Uta Schirpke[6], Maja Zuvela-Aloise[11]

Nachwuchswissenschafter:
Bastian Bertsch-Hörmann[1]

Agrarpolitische und wirtschaftliche Entwicklungen, inklusive der fortschreitenden Integration in die Weltmärkte, führten in der Vergangenheit zu einer Erhöhung der Produktivität (produzierte Biomasse pro Fläche) und Kapitalisierung der landwirtschaftlichen Produktion in Österreich [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Dabei kam es zu einer Zunahme der Betriebsgröße bei gleichzeitiger Abnahme der Anzahl der Betriebe und der Anbauflächen. Durch Maßnahmen des ÖPUL in den 1990er-Jahren wurde eine Extensivierung und Abschwächung negativer Umweltauswirkungen erzielt (Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit, Verminderung der Stickstoffemissionen) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Allerdings stagniert dieser Trend seit den 2000er-Jahren und insbesondere seit der GAP 2013. {Abschn. 3.2.2}

Trotz des – aufgrund des ansteigenden Fleischkonsums – erhöhten Bedarfs an Futtermitteln nahm der

landwirtschaftliche Flächenbedarf des österreichischen Konsums im Zeitraum 1926–2018 aufgrund gegenläufiger Ertragssteigerungen deutlich ab [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Dabei ging die Grünlandfläche besonders deutlich, von 4,3 Mio. ha im Jahr 1926 auf 1,3 Mio. ha im Jahr 2018 zurück, was zu einem stetigen Anstieg der Waldflächen (in Österreich und ganz Europa) führte [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Ackerlandflächen gingen im selben Zeitraum von 3,4 auf 2,2 Mio. ha zurück. In einer gesamtheitlichen Betrachtung muss beachtet werden, dass die Steigerung der Flächenproduktivität durch den vermehrten Einsatz fossil-energetisch basierter Betriebsmittel ermöglicht wurde [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Ein weiterer möglicher Faktor für die höhere Flächenproduktivität kann eine durch veränderte Handelsmuster bedingte Verschiebung hin zu produktiveren landwirtschaftlichen Gebieten sein. Eine Änderung der Ernährungsgewohnheiten hin zu vor allem weniger Fleisch wird nicht nur aus einer Gesundheitsperspektive empfohlen, sondern könnte auch den damit verbundenen Flächenbedarf für die Nahrungsmittelproduktion reduzieren [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Für Österreich ist eine potenzielle Reduktion des mit der Ernährung verbundenen Flächenbedarfs um −28 % (−43 % Grünland, −8 % Ackerland) bei fleischärmerer Ernährung möglich [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. {Abschn. 3.2.2.1}

Bis etwa 2050 haben sozio-ökonomische Treiber meist noch einen größeren Einfluss auf Landnutzungsentscheidungen als klimabedingte Treiber, wobei sich dieses Verhältnis in der zweiten Jahrhunderthälfte zunehmend umdrehen könnte [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Sozio-ökonomische Treiber umfassen z. B. Einkommen und damit verbundene Konsumausgaben, Marktentwicklungen, politische Rahmenbedingungen wie die Agrar- oder Energiepolitik sowie technische Entwicklungen. Szenarien bis 2100 deuten darauf hin, dass der fortschreitende Klimawandel ab 2050 zum dominierenden Treiber für Landnutzungsänderungen werden könnte, insbesondere auf landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen [mittlere Konfidenz]. {Abschn. 3.2.1; 3.2.2; 3.2.3; 3.3.2; 3.5.4}

Durch klimawandelbedingt steigende Temperaturen verändern sich Potenziale und Risiken im Anbau von spezifischen Nutzpflanzen. Darüber hinaus bedingen Extremwetterereignisse ein hohes Ertragsrisiko und Schadenspotenzial für die Erzeugung von Nutzpflanzen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Durch die zeitliche Verschiebung der Entwicklungsstadien in Richtung Frühjahr, wie auch durch die beschleunigte Entwicklung von Pflanzen und davon abhängiger Feldarbeiten, wie Aussaat und Erntetermine, erfolgt eine Änderung in den pflanzen- und regionstypischen Wachstumsperioden von Nutzpflanzen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Durch den Klimawandel bedingte Extremwetterereignisse werden in Europa für zunehmende jährliche Ertragsschwankungen verantwortlich gemacht [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Durch steigende Temperaturen und eine Verlängerung der Vegetationsperiode wird in einigen Regionen die Grünlandbewirtschaftung intensiver (Erhöhung der jährlichen Schnitthäufigkeit). Diese Trends haben somit große potenzielle Auswirkungen auf Praktiken und Einkommen in der Landwirtschaft [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 3.2.1.1; 3.2.1.3; 3.2.2.1}

Die Unsicherheit der durch den Klimawandel bedingten Auswirkungen auf die landwirtschaftlichen Erträge und die Landnutzung ist generell hoch und hängt v. a. mit der hohen Bandbreite an Niederschlagsszenarien [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung] als auch den Anpassungsmaßnahmen zusammen [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Hier gilt es, noch besser als bisher Wetterextreme, andere Störfaktoren (z. B. Schädlingsbefall), Anpassungsmaßnahmen (z. B. neue Kulturarten, Züchtungen) und verbleibende Wissenslücken (z. B. Effekt von Ozon und Kohlendioxid auf das Pflanzenwachstum) in den Klimaimpaktsimulationen zu berücksichtigen. Studien zeigen, dass die Klimawandelauswirkungen auf die landwirtschaftlichen Erträge und Landnutzung bis ca. 2050 in Österreich räumlich unterschiedlich ausfallen werden, mit tendenziell negativen Ertragsauswirkungen in trockenen Gebieten (v. a. östliches Flachland) und möglichen positiven Ertragsauswirkungen in niederschlagsreichen Gebieten (v. a. alpiner Raum) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die stetige landwirtschaftliche Beratung und Ausbildung spielt eine essenzielle Rolle dabei, Landwirt_innen das Wissen und die Möglichkeiten zu vermitteln, Veränderungen frühzeitig zu erkennen und darauf zu reagieren. {Abschn. 3.2.2; 3.2.3}

Die vergangene sowie aktuelle Waldbewirtschaftung hat gravierende Auswirkungen auf die zukünftige Resilienz von Waldbeständen. Je naturferner Waldbestände zusammengesetzt sind, desto störungsanfälliger sind sie, besonders mit höherem, uniformem Bestandsalter [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Art und Stärke des klimatischen Einflusses auf Baumphysiologie und ökosystemare Prozesse (wie Photosynthese und Respiration) sind baumartenspezifisch. Durch eine Klimaänderung (Temperaturen, Niederschläge und Luftfeuchte) kommt es deshalb mittel- bis langfristig zur Veränderung der Konkurrenz zwischen Baumarten [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Dies führt bei natürlicher Waldentwicklung langfristig zur Veränderung der Baumartenzusammensetzung an einem Standort. In bewirtschafteten Wäldern wird dieses natürliche „ökologische Potenzial“ durch Managemententscheidungen, wie etwa bei der Baumartenwahl, überprägt [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Je deutlicher der Klimawandel ausfällt, desto stärker negativ sind seine Auswirkungen. Von besonderer Bedeutung ist auch der Störungseffekt auf das Mikroklima, welches ein wesentlicher Puffer für zukünftige makroklima-

tische Änderungen ist. Je wärmer es beispielsweise wird, desto stärker gleicht ein intaktes Kronendach die Temperaturzunahme aus [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 3.3.2}

In Österreich ist ein verstärkter Wandel von naturnahen sowie landwirtschaftlichen Flächen in versiegelte, bebaute Flächen feststellbar, die zu ökologischen Problemen und einem Verlust von Ökosystemdienstleistungen führen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Antriebskräfte waren in der Vergangenheit die Bevölkerungs- und Wirtschaftsentwicklung (steigender Wohlstand), sich ändernde Lebensstile (ressourcen- und flächenintensiver) sowie politische Entwicklungen in der Raum- oder Verkehrsplanung [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Das führte zu einer stetigen Zunahme der Siedlungsfläche und dem Verlust von natürlicher und landwirtschaftlich hochwertiger Produktionsfläche. Der damit einhergehende Ausbau der Infrastruktur im Bereich von Mobilität, Energie und Telekommunikation sowie Wasserversorgung und Abwasserbehandlung führte zu Landschaftszerschneidung [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. In Österreich wurden bis zum Jahr 2019 insgesamt 5729 km^2 Boden für Siedlungen und Infrastruktur in Anspruch genommen; das entspricht 7 % der Landesfläche. Die Flächeninanspruchnahme für Siedlung, Gewerbe und Infrastruktur steigt in Österreich dabei nach wie vor mit dem BIP an, wenn auch der Zuwachs des Bodenverbrauchs pro Kopf durch die Verdichtung und das generelle Bevölkerungswachstum langsamer wird. Gleichzeitig führt der Strukturwandel der Wirtschaft (Tertiärisierung) sowie der technische Fortschritt zu einer Verringerung des spezifischen Ressourcenverbrauchs (d. h. pro BIP-Einheit) im Inland [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 3.4.2; 3.5.3; 3.5.4}

Die landwirtschaftliche Nutzung hat in der Vergangenheit zu einem gravierenden Biodiversitätsverlust geführt [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Dieser Trend wird sich, wenn nicht gezielt gegengesteuert wird, fortsetzen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Maßgebliche Antriebskräfte dieser Entwicklungen sind hauptsächlich die Intensivierung und Vereinheitlichung der landwirtschaftlichen Nutzung, durch z. B. Monokulturen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Gleichzeitig führt die Extensivierung und Brachlegung von Grenzertragsflächen (Almbereich, steile Kulturflächen) langfristig zwar zu einer Wiederherstellung des natürlichen Menschen-unbeeinflussten Zustandes, aber auch zu einer Verringerung der Biodiversität [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Dementsprechend sind die Reduktion der Nutzungsintensität, ein Gegensteuern der Vereinheitlichung und der Erhalt von vielfältigen Kulturlandschaften die zentralen zukünftigen Herausforderungen für eine nachhaltige Entwicklung im Agrarsektor. {Abschn. 3.5; 3.5.1}

Der Wald nimmt zu in Fläche und Kohlenstoff-Bestand. Die Waldentwicklung der letzten 200 Jahre ist auf den Wandel von landwirtschaftlicher Subsistenz zu einer industrialisierten Volkswirtschaft zurückzuführen, verbunden mit einer Abnahme des Nutzungsdruckes auf die Wälder, u. a. durch den Ersatz von Brennholz und Holzkohle durch fossile Energieträger, den Rückgang des landwirtschaftlichen Flächenbedarfes aufgrund von Produktivitätssteigerungen, die Globalisierung und damit einhergehende Verlagerung von Produktion in andere Länder und die Verringerung landwirtschaftlicher Nebennutzungen im Wald. Gleichzeitig wird rund 30 % der Waldfläche in Österreich eine Schutzfunktion zur Vermeidung von Naturgefahrenereignissen zugeordnet, was wiederum ein Rodungsverbot bzw. die Aufhebung von Waldweiden seit dem 19. Jahrhundert zur Folge hat [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 3.3.1; 3.5.2}

Die Vielfalt der Ökosystemleistungen erhöht sich mit einer vielfältig genutzten Landschaft [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung], wogegen eine Konzentration auf die Maximierung von Versorgungsleistungen häufig zu Lasten von vor allem regulierenden und kulturellen Ökosystemleistungen fällt [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Aufgrund der Abnahme landwirtschaftlich genutzter Flächen und einer zunehmenden Zersiedlung in Österreich in den letzten 20 Jahren sind generelle großräumige Trends der Ökosystemleistungen zu erkennen: die Abnahme aller Ökosystemleistungen, dabei grundsätzlich eine stärkere Abnahme der versorgenden Ökosystemleistungen, vor allem im nördlichen Voralpenland und Hochland, in den Südalpen mit Klagenfurter Becken sowie in den Zentralalpen. Es ist insgesamt anzunehmen, dass es zu einer weiteren räumlichen Verlagerung dominierender Ökosystemleistungen kommt [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Aufgrund des fortschreitenden Klima- und Strukturwandels (z. B. die steigende Nachfrage nach Bauland in Siedlungsgebieten, die klimatisch bedingte Verschiebung der Baumgrenze, etc.) werden regulierende Ökosystemleistungen in höheren Lagen an Bedeutung gewinnen, wogegen in den Tief- und Randlagen in Österreich, in Abhängigkeit der Wasserverfügbarkeit, die versorgenden Ökosystemleistungen bedeutender werden [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 3.5.4}

Die Landwirtschaft stellt neben den Versorgungsleistungen wichtige Ökosystemleistungen bereit (z. B. Erhalt der Bodenfruchtbarkeit, Erholungsraum, kulturelle Identität). Änderungen in der Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung können positive sowie negative Auswirkungen auf diese Ökosystemleistungen haben [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. In der Vergangenheit hat beispielsweise eine Intensivierung der Landwirtschaft in Tallagen zu höheren Erträgen geführt, aber auch zu verringerter Wasserverfügbarkeit und -qualität, reduzierter Kohlenstoffspeicherung und erhöhter Eutrophierung sowie Erosion. Im Allgemeinen hat die Intensivierung der Landwirtschaft größtenteils negative Auswirkung auf regulierende

und kulturelle Ökosystemleistungen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Kulturelle Leistungen, die stark von der Art der Landnutzung sowie der Landschaftszusammensetzung und -vielfalt abhängen, wie ästhetische oder symbolische Werte, werden durch die zunehmende Bewaldung bzw. Intensivierung der Landnutzung weiter zurückgehen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 3.5; 3.5.4}

In Zukunft ist mit einer Verstärkung der Hitzebelastung, besonders in Siedlungsgebieten, zu rechnen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Diese Verstärkung kommt einerseits durch den allgemeinen Anstieg der Temperatur mit längeren und intensiveren Hitzeperioden und andererseits durch die Zunahme von Siedlungsflächen und einer Erhöhung der Bebauungsdichte zustande, welche städtische Hitzeinseleffekte intensivieren [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Bodenversiegelung führt auch zum Verlust von regulierenden Ökosystemleistungen, während Grüne Infrastruktur in Städten (z. B. Grünanlagen, Gärten, naturbelassene Flächen) die Biodiversität, das Stadtklima und die Luftqualität positiv beeinflussen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Grüne Infrastruktur stellt auch kulturelle und versorgende Leistungen zur Verfügung, mit einer zunehmenden Bedeutung für Erholung und Naturerlebnis sowie den Anbau von Lebensmitteln. {Abschn. 3.4.1; 3.5.3}

Der Stickstoffdüngereinsatz in der Landwirtschaft stagniert seit dem Jahr 2000 mit starken jährlichen Schwankungen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Düngergaben in der Landwirtschaft können durch verpflichtende Maßnahmen sowie eine Internalisierung von externen Kosten durch Ökosteuern, wie das Aktionsprogramm Nitrat, aber auch durch freiwillige Maßnahmen, wie Förderungen für Agrarumweltmaßnahmen im Zuge des ÖPUL, stark beeinflusst werden [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Weitere Instrumente zur Optimierung der Bewirtschaftung, wie z. B. die Digitalisierung, dienen dazu, eine möglichst optimale und bedarfsgerechte Stickstoffversorgung zu erreichen und einen Stickstoffüberschuss zu vermeiden. Bestimmte ÖPUL-Maßnahmen wie biologischer Landbau, reduzierte Bodenbearbeitung und Fruchtfolgenvorgaben können den Humusgehalt und teilweise auch die Stickstoffemissionen beeinflussen [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Zudem gelten Beratungsaktivität und Bewusstseinsbildung als wichtige Treiber für die Anwendung von Düngeempfehlungen und Agrarumweltmaßnahmen [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. {Abschn. 3.2.2.1; 3.2.2.3}

Bei der inländischen Produktion von Biodiesel war in den letzten Jahren hinsichtlich des Rohstoffaufkommens ein deutlicher Trend zu Abfallströmen (hauptsächlich Altspeiseöl) zu verzeichnen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die für die Produktion von Energieholz und Energiegräsern (z. B. *Miscanthus*, Sudangras) genutzte Ackerfläche stellt derzeit nur einen marginalen Beitrag zum Rohstoffaufkommen des Bioenergiesektors dar [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine starke Ausweitung von Biomasseproduktion für Energiezwecke auf landwirtschaftlichen Flächen in Österreich kann zu Flächenkonkurrenz mit der Lebens- und Futtermittelproduktion führen. Dies hat zur Folge, dass sich zum einen Importe entsprechend erhöhen, sowie zum anderen, dass eine Intensivierung der Landnutzung stattfindet, welche eine Verschlechterung von Umweltindikatoren mit sich zieht, sofern nicht auf ein integriertes Fruchtfolgesystem umgestellt wird [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Hinsichtlich der energetischen Biomassenutzung spielt auch die holzverarbeitende Industrie eine zentrale Rolle [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Aufgrund der hohen Industrieholzimporte stammt ein beträchtlicher Anteil dieser Energieträger nicht aus österreichischen Wäldern, weshalb der österreichische Bioenergiesektor wesentlich stärker auf importierter Biomasse basiert, als die Energiebilanz suggeriert, indem sie die in inländischen Betrieben anfallenden Biomassefraktionen in der Energiebilanz als Energieträger österreichischen Ursprungs ausweist. {Box 3.4; Abschn. 3.2.2.2}

In Österreich geht die Anzahl der Almen sowie der Bestoß der Almen kontinuierlich zurück [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Seit 2000 wurden rund 14 % aller Almen aufgelassen. Darüber hinaus ging zwischen 2000 und 2019 die Anzahl der Betriebe mit Almauftrieb um knapp ein Viertel zurück. Ein Rückgang zeigt sich auch bei der Almfutterfläche, zum Teil aufgrund von Änderungen in der Flächendefinition/-erfassung und zum Teil durch Verwaldung und Verbuschung [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Der Almauftrieb von Rindern ist seit rund zehn Jahren kontinuierlich rückläufig [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Neben dem agrarischen Strukturwandel, wie etwa der Betriebsaufgabe oder der Reduktion des Viehbestandes, spielen auch förderungstechnische Überlegungen eine Rolle hinsichtlich des Rückgangs der Anzahl an Almen. Betriebsstrukturelle Veränderungen im Viehbestand sind eine Hauptursache für die Aufgabe des Almauftriebs in der Förderperiode 2014–2020, gefolgt vom zu großen Aufwand des Almauftriebes und der Möglichkeit für Heimbetriebe, Flächen im Tal zu pachten [geringe Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. {Box 3.1}

Windkraftanlagen gelten neben Photovoltaik als wesentliche erneuerbare Energiequellen mit großem Wachstumspotenzial [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Möglichkeiten der Errichtung großer Wasserkraftwerke sind in Österreich hingegen zu großen Teilen ausgeschöpft [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Jegliche Energieerzeugungsinfrastruktur (z. B. konventionelle thermische Kraftwerke und Anlagen zur Gewinnung erneuerbarer Energie, etwa Windparks und Wasserkraftwerke) benötigt große Freiflächen (naturnahe oder landwirtschaftliche Flächen) und erzeugt so Flächennut-

zungskonkurrenzen. Erneuerbare Energie erfordert durch ihre schwankenden Erzeugungsmengen eine weiträumige Verteilung großer Strommengen, was die Errichtung von neuen Hochspannungsleitungen bedingen kann, welche Landschaft und Ökosysteme zusätzlich stören können [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 3.4.2}

Infrastruktur für Verkehr, Energieversorgung und Informations- und Kommunikationstechnologie ist einerseits ein Treiber für Siedlungsentwicklung, andererseits selbst Auslöser von Versiegelung und Verbrauch landwirtschaftlicher oder naturnaher Flächen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Vor allem hochrangige, kreuzungsfreie Straßen- und Schienentrassen verbrauchen große landwirtschaftlich wertvolle Flächen, „zerschneiden" Landschaften und Wegenetze und stören damit die kleinräumige Erreichbarkeit, Ökosysteme (etwa Wildwechsel) sowie die landschaftliche Attraktivität [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Durch den Bau von Straßen und anderer Infrastruktur wird die Landschaft zunehmend fragmentiert, was zu Habitat- und Biodiversitätsverlust führt und sich negativ auf die Wanderbewegungen von Tieren auswirkt [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 3.4.2}

Kapitel 4: Anpassungsoptionen in der Landnutzung an den Klimawandel

Andreas Baumgarten[5], Katharina Lapin[2], Silvio Schüler[2], Alexandra Freudenschuss[2], Manfred J. Lexer[1], Julia Miloczki[5], Taru Sandén[5], Günther Schauberger[13], Andreas Schaumberger[3], Christine Stumpp[1], Ottavia Zoboli[14]

Nachwuchswissenschafter:
Bastian Bertsch-Hörmann[1]

Im Lichte der existierenden Unsicherheiten hat eine vorrausschauende Planung von Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel maßgebliche Vorteile [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Obwohl zahlreiche Informationen und Ansätze zur frühzeitigen, proaktiven und langfristigen Klimawandelanpassung vorhanden sind, erfolgt die Planung und Umsetzung in der Praxis oft reaktiv [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Da ein Großteil der Anpassungsentscheidungen auf lokaler bzw. betrieblicher Ebene von Landbewirtschafter_innen getroffen wird, ist die Einbeziehung der zugrunde liegenden sozialen Prozesse eine Voraussetzung für eine erfolgreiche Implementierung [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Landbewirtschafter_innen entscheiden sich nur dann für Anpassungsmaßnahmen, wenn sie effektive Maßnahmen kennen, Eigenverantwortung annehmen und die verbundenen Kosten positiv bewerten. Deshalb sollten Informationsstrategien die Einbindung von regionalen und betriebstypspezifischen Bedürfnissen und Herausforderungen, Anpassungskosten sowie Nutzen für den Betrieb berücksichtigen. {Abschn. 4.1; 4.2.1}

Eine standortangepasste Bewirtschaftung hinsichtlich Bodenbearbeitung, Nährstoffmanagement und Wassermanagement baut Humus im Oberboden auf, sichert die Bodenfunktionen und erhöht dadurch das Anpassungspotenzial im Ackerbau [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Aufgrund kleinräumiger Topografien und Klimaregionen sind die Produktionssysteme der österreichischen Landwirtschaft durch große regionale Unterschiede geprägt, vor allem in der Niederschlagsverteilung. Die Vulnerabilität gegenüber dem Klimawandel ist folglich sehr unterschiedlich. Es ist davon auszugehen, dass sich die klimatischen Veränderungen (steigende Temperatur, sinkende Wasserverfügbarkeit, häufigere Wetterextreme) auf diverse Bodenparameter auswirken werden, vor allem auf den Wasserhaushalt und den Humusgehalt [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Angesichts der erwarteten stärkeren Wind- und Wassererosion und der beschleunigten Zersetzung geht Bodensubstrat verloren, und der Humusgehalt kann sich verringern [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 4.2.1}

Ein zentraler Hebel der landwirtschaftlichen Klimawandelanpassung ist die nachhaltige Sicherung der Bodenfunktionen, insbesondere die langfristige Stabilisierung eines optimalen Humusgehaltes, die Verbesserung der Bodenwasserverfügbarkeit und die Erhöhung der biotischen Aktivität [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Humusreiche (kohlenstoffreiche) Böden sind widerstandsfähiger gegenüber Extremereignissen wie Starkregen und Dürre, haben ein vermindertes Erosionsrisiko und erbringen vor allem mittel- bis langfristig höhere Erträge [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Humusaufbauende und -erhaltende Maßnahmen umfassen organische Düngung, konservierende Bodenbearbeitung, eine vielfältige und standortangepasste Fruchtfolge, Zwischenfruchtanbau und Zwischenbegrünung. Mulch- und Direktsaat sowie „No-till" sind besonders in Trockenperioden wichtige Anpassungsmaßnahmen, da die Bodenbedeckung mit Ernterückständen und lebenden Pflanzen die Verdunstung senkt und das Wasserrückhaltevermögen erhöht [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Anreicherung von Kohlenstoff als Humus trägt im Allgemeinen auch zur Minderung des Klimawandels bei, jedoch können sich hier Trade-offs mit Nährstoffausträgen, erhöhten Emissionen und vermehrtem Herbizideinsatz ergeben [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 4.2.1}

Maßnahmen des Wassermanagements, die die Verbesserung der Wassernutzungseffizienz (u. a. durch ackerbauliche Maßnahmen) und eine nachhaltige Nutzung der regionalen Wasserressourcen gewährleisten, zeigen starke Vorteile bei der Anpassung, finden jedoch in Österreich bisher kaum Umsetzung [robuste Evidenz,

hohe Übereinstimmung]. Bewässerung ist eine Maßnahme, um landwirtschaftliche Erträge in Regionen mit abnehmenden Niederschlagsmengen oder zur Überbrückung von Trockenperioden zukünftig zu sichern, in Abhängigkeit der regionalen Verfügbarkeit von Oberflächen- und Grundwasser [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Effizienz von Anpassungen der Bewässerung in der Landwirtschaft wird durch bedarfsorientierte Steuerung erhöht [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung], dabei wird der tatsächliche Pflanzenwasserbedarf in Abhängigkeit von den Bodeneigenschaften bestimmt. Dies kann so einerseits die Entnahme von Grund- und Oberflächenwasser optimieren und andererseits negative Auswirkungen auf Wasserökologie und -qualität minimieren [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Zusätzlich müssen Entnahmekapazitäten langfristig geplant und regionale Wasserwirtschaftspläne erstellt werden. Wenn eine künstliche Bewässerung nur sehr begrenzt möglich ist, kann die Wasserverfügbarkeit bzw. Wassernutzungseffizienz vermehrt mittels ackerbaulicher Methoden (z. B. Optimierung der Bodenbedeckung und Bodenbearbeitung) gesteigert werden [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 4.2.1}

Die Optimierung der Fruchtfolge und die Diversifizierung der landwirtschaftlichen Produktion erhöhen die Resilienz gegen (klimawandelbedingte) Stressfaktoren und tragen zur Ertragsstabilität bei [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine abwechslungsreiche Fruchtfolge, Zwischenfruchtanbau, Mischkulturen, Untersaaten, Landschaftselemente und Agroforstsysteme erhöhen die Strukturdiversität und somit auch die Widerstandskraft des landwirtschaftlichen Systems gegen extreme Wetterbedingungen und gegen Unkraut- und Schädlingsdruck [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Diese Strukturen tragen zudem positiv zur Biodiversität bei [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 4.2.1}

Die prognostizierten Klimabedingungen erfordern die Prüfung und Etablierung neuer, angepasster Kulturarten oder Sorten, um Erträge zukünftig sicherstellen zu können [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Um mehr Diversität und Anpassungsfähigkeit an klimatische Veränderungen in der Pflanzenzüchtung zu erreichen, sind verwandte Wildarten von Nutzpflanzen eine wichtige Ressource [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Wildarten weisen oft größere Resistenz gegen hohe Temperaturen und Trockenheit sowie gegen Schädlinge und Krankheiten auf. Ein großes Potenzial wird auch in der Anwendung von Mikrobiomen der Pflanzen und des Bodens gesehen. Durch die Selektion und Züchtung von Pflanzen hinsichtlich ihrer Assoziation mit nützlichen Mikroorganismen können Toleranzen gegen Trockenheit, Salzgehalt und Pathogene verbessert und Erträge und die Nährstoffnutzungseffizienz gesteigert werden [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 4.2.1}

Anpassungsmaßnahmen im Bereich der agrarwirtschaftlichen Intensivierung können die Verfügbarkeit und Qualität des Wassers und die Biodiversität negativ beeinflussen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Der erhöhte Einsatz von Pflanzenschutzmitteln im Ackerbau hat beispielsweise negative Auswirkungen auf die Wasserqualität und die Biodiversität; besonders Bestäuber und andere Nützlinge sind hier betroffen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Ein anderes Beispiel ist die nachhaltige Intensivierung in der Tierhaltung, die weniger Energie und Ressourcen pro Tier oder Fleisch verbraucht, aber durch mehr Gülleproduktion den Stress auf die Wasserqualität erhöht [mittlere Konfidenz]. Intensive Landnutzungen führen außerdem meist zu einer Homogenisierung der Artenzusammensetzung, mit einer Ausbreitung von Generalisten auf Kosten von Spezialisten, und gefährden somit die Biodiversität nicht nur auf Artenniveau, sondern auch genetisch und funktionell [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Dies führt zu einer verringerten Resilienz und Anpassungsfähigkeit der Arten sowie auch der Ökosysteme gegenüber klimawandelbedingten Veränderungen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 4.1.1; 4.2.1; 4.2.4.1; 4.2.4.2; 4.3.4}

Der Schutz und Erhalt der Biodiversität sichert die Leistung der Ökosystemfunktionen und ist eine wichtige Anpassungsmaßnahme in der Landnutzung [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Anpassungen in der Landnutzung im Widerspruch mit dem Schutz der Biodiversität sind nicht nachhaltig. Zahlreiche Maßnahmen zur Anpassung an den Klimawandel tragen gleichzeitig auch zur Förderung der Biodiversität bei und wirken sich positiv auf die Erfüllung von Biodiversitäts- und Klimaschutzzielen aus [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 4.1; 4.1.2}

Die veränderte Ausbreitung und das Schadenspotenzial von Schadorganismen und Pflanzenkrankheiten im Klimawandel benötigen angepasste Pflanzenbaumethoden, effizienten Pflanzenschutz und gezielte Resistenzzüchtung [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Klimatische Veränderungen im Zuge des Klimawandels können die Ausbreitung und das Schadenspotenzial von Schadorganismen (Insekten, Krankheiten) und Beikräutern sowie deren Wechselwirkungen mit Kulturpflanzen erheblich beeinflussen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Klimatische Veränderungen und Extremwetterereignisse machen Ökosysteme außerdem anfälliger für die Etablierung und/oder Ausbreitung von Schädlingen, beispielsweise durch die Entstehung ökologischer Nischen für nichtheimische Arten [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Erhöhte Temperaturen bewirken eine Verschiebung des Verbreitungsgebietes von Schadorganismen weiter nach Norden und/oder in größere Höhenlagen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung] und führen zu einer Steigerung der Reproduktionsraten, der Vitalität, des Wachstums und der Lebendüber-

winterung [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Einem vermehrten Auftreten von Schadorganismen und Pflanzenkrankheiten kann mit Pflanzenschutzmethoden, wie z. B. der Etablierung vielfältiger Fruchtfolgen, der Förderung von Nützlingen und einer aktiven Bodenfauna sowie mit gezielter Resistenzzüchtung, entgegengewirkt werden [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Da das Wissen über die Ausbreitungsmuster und komplexen ökologischen Wechselwirkungen noch spärlich ist und konkrete Lösungen zur Eindämmung der Schadorganismen und Krankheiten benötigt werden, kommen der Forschung und dem langfristigen Monitoring eine hohe Priorität zu [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. {Abschn. 4.2.1}

Die Erhaltung des Grünlandes mit seinen vielfältigen Funktionen trägt zum Klimaschutz bei [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung] und hängt weitgehend von einer standortgerechten Bewirtschaftung ab, die durch Anpassung der Pflanzenbestände, technische Innovationen und optimale Flächennutzung auf Klimaveränderungen reagieren kann [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Umstellung auf Kulturarten mit geringerem Wasserbedarf wie Silomais oder Getreide in umbruchfähigen Lagen aufgrund von steigenden Temperaturen und eingeschränkter Wasserverfügbarkeit sollte vermieden werden. Problematisch ist dies deshalb, da das Dauergrünland mit vergleichsweise hohen Humusgehalten in einem stabilen, fruchtbaren und gut durchwurzelten Oberboden einen positiven Beitrag zum Kohlenstoffhaushalt leistet, der bei einem Umbruch verloren geht [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Standortangepasste Bewirtschaftung und die Versorgung der Flächen mit Wirtschaftsdüngern (Gülle, Stallmist, Jauche) fördern den Aufbau von Bodenhumus und tragen wesentlich zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit bei [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Technische Maßnahmen wie Bewässerung oder fernerkundungsbasiertes Ertragsmonitoring unterstützen Grünlandbetriebe in einer effizienten Bewirtschaftung und federn klimatisch bedingte Risiken ab [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 4.2.2}

Die Anpassungsfähigkeit des Grünlandes schafft Raum für unterschiedliche Maßnahmen, die von Änderungen der Nutzungshäufigkeit mit darauf abgestimmter Nährstoffversorgung bis hin zum Einsatz von trockenheitsresistenten Sorten und Mischungen reichen [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Mögliche Anpassungsmaßnahmen und -strategien der Züchtung für inneralpine Pflanzenbestände sind (i) eine Erweiterung des Artenspektrums in Grünlandmischungen für trockengefährdete Standorte, (ii) eine Intensivierung der Zucht auf trockenresistente Sorten unter Einsatz neuer Methoden, um Zuchterfolge schneller zu erkennen, und (iii) eine erhöhte Widerstandsfähigkeit gegenüber den bereits etablierten und neu auftretenden Krankheiten und Erregern als Zuchtziel neuer Sorten. Neben den spezifischen Sorteneigenschaften kommt der Mischungsgestaltung große Bedeutung zu. Durch die Kombination von verschiedenen Sorten und Arten unter Einbeziehung ihrer funktionalen Merkmale kann sich der Bestand gut an widrige Witterungsbedingungen anpassen und so Ertragsausfälle deutlich verringern [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 4.2.2}

Eine Orientierung an der Verfügbarkeit von Ressourcen (Flächen- und Biomasseangebot) unter der Berücksichtigung des Konkurrenzverhältnisses zwischen Futterproduktion und Nahrungsproduktion erlaubt die zukünftige Entwicklung einer nachhaltigen Nutztierhaltung [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Wesentliche Kriterien der Entscheidung zwischen einer nachhaltigen Intensivierung oder Extensivierung der Nutztierhaltung sind der Flächenbedarf, die Flächennutzung, die Umweltbelastung sowie die Produktionsziele [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Schutzabstände/Pufferzonen zwischen Tierhaltungsbetrieben und stickstoffempfindlichen Ökosystemen (z. B. Feuchtgebiete, Magerrasen, Heide, Bäume und Waldökosysteme, insbes. Nadelbäume auf sauren Standorten) sowie Natura-2000-Gebieten vermeiden die Überschreitung von ökosystemspezifischen Belastungsgrenzen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 4.2.4.2; 4.2.4.3}

Die weidebasierte Milch- und Fleischproduktion auf den Almen, in der Viehbesatz und Standortpotenzial in einem Gleichgewicht stehen, stellt eine nachhaltige Produktionsstrategie mit einer vergleichsweisen hohen Umweltverträglichkeit dar [mittlere Konfidenz]. Nicht mehr ausreichend oder optimal genutzte Flächen, insbesondere Almen, stellen wertvolle Ressourcen dar, die in Zukunft auch als Futtergrundlage verstärkt genutzt werden könnten [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Umfassende und adäquate Subventionen sind eine Möglichkeit zur Förderung einer flächendeckenden, dafür moderaten Almbewirtschaftung in Österreich und einer damit verbundenen Grundfutterversorgung, einer positiven Wasserbilanz sowie einer hohen Biodiversität [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Allerdings sind Bewirtschaftungsnachteile, besonders in Hinblick auf Nutzung und Düngung und die nötige Arbeitszeit, für ein standortangepasstes Almmanagement damit verbunden. Fördermaßnahmen können hier ausgleichend wirken [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 4.2.2}

Eine vorausschauende, standorts- und klimaangepasste Baumartenwahl ist der stärkste Hebel für die Erhaltung der Multifunktionalität und der vielfältigen Ökosystemleistungen der Wälder [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Baumarten weisen eine art- und herkunftsspezifische Toleranz in Bezug auf klimatische Umwelteinflüsse wie z. B. Trockenheit, Hitze und Frost auf. Eine Abstimmung der Auswahl von Baumarten und Samenherkünften sowie deren Zusammenstellung in Mischbeständen auf die möglichen zukünftigen Klimabedingungen, erlaubt das Risiko von unkontrollierter Baummortalität und damit

verbundenen negativen Auswirkungen auf die Bereitstellung von Ökosystemleistungen zu senken [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Mischbestände reduzieren, im Vergleich zu Reinbeständen, das Auftreten von spezialisierten Forstschädlingen und den von ihnen verursachten Schäden [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung], können (in Abhängigkeit von den beteiligten Baumarten und Klimabedingungen) eine höhere Produktivität und Gesamtwuchsleistung aufweisen [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung] sowie während und nach Trockenperioden geringere Wachstumseinbußen, eine bessere Erholung und/oder geringere Mortalitäten bewirken [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Der klimabedingte Ausfall von einer oder mehreren Baumarten der Mischung führt bei entsprechend gewählten Mischungsanteilen nicht zu einem vollständigen Verlust des Bestandes. Werden Baumarten mit unterschiedlichem Verjüngungsverhalten gemischt, erhöht dies die Resilienz [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Zudem kann ein Anteil von Baumarten mit Pioniereigenschaften (z. B. häufige und intensive Samenproduktion) die natürliche Wiederbewaldung im Störungsfall deutlich beschleunigen. Auch können bei „smarten" Baumartenmischungen durch Steuerung der Baumartenanteile im Laufe des Bestandslebens sich manifestierende klimatische Entwicklungstendenzen berücksichtigt werden [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Nichtheimische Baumarten können einen wichtigen Beitrag zur Erhaltung von Ökosystemleistungen liefern, wenn auf bestimmten Standorten, zum Beispiel in Tieflagen, die Toleranzgrenzen heimischer Baumarten im Klimawandel überschritten werden. Allerdings kann es hier zu Konflikten mit Biodiversitätszielen kommen, die in Anbauempfehlungen zu berücksichtigen sind [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 4.3.2}

Eine Absenkung des schädlichen Wildeinflusses durch ein integratives Wildtiermanagement sichert eine zukunftsfähige Waldverjüngung, die das volle Spektrum heimischer Baumarten umfasst [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Auf einem Großteil der verjüngungsnotwendigen Waldfläche wird die Verjüngung von Baumarten, die für die Begründung zukunftsfähiger Wälder im Klimawandel erforderlich sind, durch Schalenwildeinfluss erschwert oder lokal bis regional unmöglich gemacht [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. In höheren Lagen sind davon v. a. Tanne und Bergahorn, in den Tieflagen vor allem Eichen, Ahorn und andere Laubbaumarten betroffen. Abhilfe kann nur eine wildökologische Raumplanung sowie ein integratives Wald- und Wildmanagement unter Einbeziehung aller Akteur_innen aus Forstwirtschaft, Jagd, Landwirtschaft, Tourismus, etc. bringen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 4.3.1}

Ein aktives Waldmanagement, welches auf die Resistenz, Resilienz und Anpassungsfähigkeit von multifunktionalen Wäldern ausgerichtet ist, stärkt deren Fähigkeit zur Bereitstellung vielfältiger Ökosystemleistungen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Durch sich intensivierende Störungsregime (Trockenheit, Wind, Schnee, Borkenkäfer) im Klimawandel werden einige wichtige Ökosystemleistungen wie z. B. der Schutz vor gravitativen Naturgefahren, der Schutz von Trinkwasserressourcen und die Kohlenstoffspeicherung, negativ beeinflusst [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine aktive Waldbewirtschaftung unter Berücksichtigung geeigneter Baumarten und Herkünfte, der Förderung vitaler Einzelbäume und stabiler Bestandsstrukturen und einer vielfältigen Waldverjüngung kann diese Risiken minimieren und gleichzeitig dazu beitragen, die Biodiversität zu verbessern [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine angepasste Bestandsdichte bewirkt während und nach Trockenperioden eine höhere Resistenz bzw. bessere Erholung und sichert die langfristige Stabilität gegenüber mechanischen Belastungen durch Schnee und Sturm und damit insgesamt eine geringe Mortalität [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Waldbauliche Maßnahmen des Biodiversitätsschutzes zur Vermeidung von Habitatfragmentierung und Isolation beinhalten die Erhaltung bzw. Förderung von Totholzinseln und Habitatbäumen und die Anlage von Trittsteinbiotopen und Korridoren [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 4.3.2}

Die Konnektivität von Schutzgebieten untereinander und mit anderen natürlichen und naturnahen Lebensräumen fördert die Anpassungsfähigkeit der Ökosysteme und ermöglicht die klimabedingte Migration von Arten zu deren Überleben [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Schutzgebiete stellen wichtige Refugien für seltene Pflanzen- und Tierarten dar. Die Fragmentierung von Lebensräumen ist eine Ursache für den Verlust von Biodiversität in Österreich [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Insbesondere im Alpenraum sind der Schutz und die Vernetzung von Lebensräumen und Schutzgebieten, sog. ökologische Netzwerke, über natürliche Korridore oder Trittsteinbiotope notwendig, um den genetischen Austausch und damit den Arterhalt zu sichern [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Erhöhung der Konnektivität von Lebensräumen fördert auch die Erhöhung der Habitatqualität außerhalb von Schutzgebieten [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Als Anpassungsmaßnahme jenseits von Flächenausweitungen ist die Erhöhung der Habitatqualität außerhalb von Schutzgebieten eine Möglichkeit, um zusätzlich potenzielle Lebensräume für viele Zielarten der Schutzgebiete zu schaffen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Gewährleistung eines genetischen Austausches zwischen Populationen erhöht zudem die Anpassungsfähigkeit von Arten an sich verändernde Umweltbedingungen und ist für den Fortbestand der Artenvielfalt notwendig [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 4.3.3; 4.3.4}

Durch die Erweiterung des konservierenden Naturschutzes um einen dynamisch-integrativen Biodiversi-

tätsschutz ergeben sich neue Handlungsmöglichkeiten für den Schutz von Biodiversität und die nachhaltige Nutzung der biologischen Ressourcen außerhalb von Schutzgebieten [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Das Schutzgebietsmanagement, welches derzeit je nach Schutzgebietskategorien und den jeweiligen Erhaltungszielen variiert, erfordert mit fortschreitenden Klimaveränderungen, Umweltverschmutzungen und einer steigenden Besucherfrequenz regelmäßige Managementeingriffe (z. B. ein kontinuierliches Monitoring von invasiven nichtheimischen Arten, die rechtzeitige Identifizierung von Gebieten mit zukünftigen Schutzbedürfnissen und von Möglichkeiten zur Renaturierung oder die Erhaltung der Lebensräume von gefährdeten regionalen Tier- und Pflanzenarten). Bestehende Zielarten- und Lebensraumkonzepte sollten außerdem klimasensible Arten berücksichtigen, da mit neuen schutzbedürftigen Arten zu rechnen ist [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Zu den Handlungsoptionen zählen auch der Schutz von pflanzenbestäubenden Arten sowie von ursprünglichen Wildformen von Nutztieren und Nutzpflanzenarten, die zur Entwicklung neuer, angepasster Kultursorten in laufenden Zuchtprogrammen verwendet werden. Hier ist der In-situ-Schutz (Erhaltung im Lebensraum) als wichtiger zu erachten als der Ex-situ-Schutz (Erhaltung über Samenbanken oder Zoos). {Abschn. 4.3.3; 4.3.4}

Grüne und Blaue Infrastruktur (Pflanzen und Wasser) tragen dazu bei, die zunehmende Anzahl von Hitzetagen und Tropennächten im dichten Siedlungsbestand zu reduzieren [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Der städtische Hitzeinseleffekt kann minimiert werden, wenn Gebäudestrukturen, Materialien und das Verhältnis von versiegelten zu offenen, grünen Flächen und blauer Infrastruktur in Städten entsprechend angepasst werden [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Aufgrund der natürlichen Kühlung (durch Evapotranspiration) und Beschattung absorbierender Oberflächen können Grünflächen und Vegetation, neben der Erhöhung des Anteils von Wasserflächen, als ein Schlüsselelement der Klimawandelanpassung bezeichnet werden [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Damit die Pflanzen ihre volle mikroklimatische Wirkung entfalten können, müssen sie ausreichend bewässert werden. Der Wasserbedarf für Stadtgrün kann dabei erheblich und der langfristige Erhalt von Begrünung kann gefährdet sein, wenn dieser Aspekt als wesentlicher Teil der Planung bzw. der Umsetzung nicht mitbetrachtet wird [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Durch ein integriertes, nachhaltiges Wassermanagementsystem und durch die Implementierung von Wasserretentionsmaßnahmen (z. B. Schwammstadtprinzip) kann man Überflutungen reduzieren, das Regenwasser in trockeneren Perioden verfügbar machen und Wasserkörper vor Schadstoffimmissionen schützen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Kapitel 5: Minderung des Klimawandels

Florian Kraxner[15], Werner Zollitsch[1], Charlotte Kottusch[15], Viktor J. Bruckman[16], Stephan Glatzel[17], Robert Jandl[2], Thomas Lindenthal[1], Carmen Schmid[8], Michaela Theurl[8], Tanja Tötzer[18]

Nachwuchswissenschafter_innen:
Paula Bethge[1] und Bastian Bertsch-Hörmann[1]

Die Umsetzung von Minderungsmaßnahmen beeinflusst die ökologischen Funktionen und Dienstleistungen (z. B. Nährstoffkreislauf, Biodiversität) der Ökosysteme sowie ökonomische (Produktion) und soziale Komponenten (z. B. Erholung) der Landnutzung [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Minderungsmaßnahmen(bündel) stellen, wegen der oftmals gegebenen Notwendigkeit grundlegender Änderungen etablierter Prozesse und möglicher Interessenskonflikte mit Produktionszielen, die agrarische und forstliche Praxis häufig vor große Herausforderungen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Das Minderungspotenzial der verschiedenen Landnutzungsarten ist abhängig von deren konkreter Charakteristik und steigt mit der Entfernung des aktuellen Zustandes der Landnutzungssysteme von einem (ökologischen) Optimalzustand [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 5.1.1; 5.2.2; 5.4}

Das Minderungspotenzial in Land- und Forstwirtschaft kann durch räumliche bzw. sektorale Verlagerung von Treibhausgasemissionen („Carbon Leakage", „Spillover"-Effekte) oder indirekte Landnutzungsänderungen reduziert werden [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Da die Märkte für agrarische und forstliche Produkte weitgehend globalisiert sind, müssen Minderungsmaßnahmen, die mit Veränderungen der Produktpalette verbunden sind, auf Verlagerungseffekte sowie direkte und indirekte Landnutzungsänderungen untersucht werden [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Diese Faktoren sind auch bei der Erstellung von Emissionsbilanzen zu berücksichtigen [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 5.2.1; 5.2.2; 5.3.2}

Die zusätzliche Speicherung (Sequestrierung) von atmosphärischem CO_2 in landwirtschaftlich genutzten Böden stellt eine mittelfristige Option zur Minderung des Klimawandels dar [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Das Sequestrierungspotenzial hängt allerdings von zahlreichen Faktoren (Bodenart, Wasserhaushalt, Temperatur, etc.) ab und ist mit vielen Unsicherheiten behaftet, da in diesem Zusammenhang außerdem die Freisetzung anderer Treibhausgase wie N_2O und CH_4 zu berücksichtigen ist [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Durch optimiertes landwirtschaftliches Bodenmanagement wird angestrebt, den Vorrat an organisch gebun-

denem Kohlenstoff im Boden zu erhöhen und gleichzeitig fördernd auf Bodengesundheit, Produktivität und damit die Ernährungssicherheit sowie die Anpassung an den Klimawandel zu wirken. Dies erscheint v. a. an Standorten mit niedrigem Ausgangsgehalt an organischem Bodenkohlenstoff erfolgversprechend; an Standorten, an denen solche Maßnahmen in der Vergangenheit bereits umgesetzt wurden, ist ein deutlich geringerer Effekt zu erwarten [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 5.2.1}

Durch Mineraldünger verursachte CO_2- und N_2O-Emissionen, einschließlich denjenigen aus Herstellung, Verpackung und Transport, liegen mit 76 % an erster Stelle, weit vor den Emissionen durch Maschinen- (9,7 %) und Pestizideinsatz (1,6 %) im Ackerbau [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Der Stickstoffüberschuss auf den Marktfruchtbetrieben Österreichs liegt, je nach Betriebsform, in den konventionell wirtschaftenden Betrieben zwischen 34,4 und 44,8 kg/ha, während die Biobetriebe mit Werten zwischen 22,0 und −5,6 kg/ha deutlich darunter liegen [hohe Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Unter pflanzenbaulichen Gesichtspunkten ist der legume Feldfutteranbau, bei gleichzeitiger Reduktion des Silomaisanteils, die effizienteste Maßnahme zur Reduktion des mineralischen Stickstoffeinsatzes und der damit verbundenen N_2O-Emissionen, denn Leguminosen-basierte Pflanzenbestände emittieren deutlich weniger CO_2e als N-gedüngte [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. {Abschn. 5.1.1.1}

Die Umstellung des Bewirtschaftungssystems (z. B. konventionell – integriert – biologisch) im Acker-, Garten-, Obst- und Weinbau, aber auch in der Grünlandbewirtschaftung und Nutztierhaltung, kann das Minderungspotenzial der Landnutzung beeinflussen [hohe Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Minderungsmaßnahmen können im Sinne einer systemischen, gesamtbetrieblichen Optimierung u. a. mit der Wahl eines standortangepassten Intensitätsniveaus, der Gestaltung von Anbausystemen (bis hin zu Agroforstsystemen) und der Fruchtfolge (einschließlich Zwischenfrüchte), der Integration einer angepassten Nutztierhaltung, einer Optimierung des Düngermanagements unter Nutzung geeigneter technologischer Optionen (bis hin zu „Precision Farming“) kombiniert werden. Bodenschutzmaßnahmen bzw. eine bodenschonende Bewirtschaftung tragen erheblich zum Minderungspotenzial in der agrarischen Landnutzung, sowohl im Ackerbau (durch Humusanreicherung, Bodenstabilisierung und eine erhöhte biotische Aktivität) als auch in der Grünlandbewirtschaftung (durch das Vermeiden von Bodenverdichtungen) bei. Eine biologische Bewirtschaftung birgt deshalb hohe Minderungspotenziale, kann aber kurzfristig zu Interessenskonflikten (insbesondere mit der Produktivität) führen. Allerdings sorgen die langfristig gesicherten Bodenfunktionen für eine zukünftige Ertragssicherheit [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. {Abschn. 5.1.1.1; 5.1.1.2}

Im Dauergrünland als umbruchslosem System stellen v. a. die Vermeidung von Bodenverdichtung und die Sicherstellung einer an die Standortbedingungen angepassten Bewirtschaftung spezifische Minderungsoptionen dar [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Intensivierung der Grünlandbewirtschaftung führt zu einer Bodenverdichtung, vor allem durch häufigeres Befahren mit landwirtschaftlichen Geräten und Maschinen und erhöhten Viehtritt durch stärkere Beweidung [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Durch Bodenverdichtung wird die Staunässebildung gefördert, welche, in Kombination mit reichlicher Düngung, erhöhte N_2O-Emissionen verursacht [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. In Böden unter Dauergrünland sind bereits hohe Mengen Kohlenstoff gespeichert, weshalb das zusätzliche Sequestrierungspotenzial relativ gering ist [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die C-Speicherung im Boden ist bei mittlerer Bewirtschaftungsintensität (regelmäßige Düngung mit Mist oder Kompost, zwei bis vier Nutzungen pro Jahr) am höchsten [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine Düngung zur Erhöhung des C-Vorrats im Boden ist auf artenreichen Magerwiesen und -weiden allerdings eine biodiversitätsmindernde Maßnahme, denn eine regelmäßige Mahd ohne Düngung mit Entfernung des Mähgutes ist Grundvoraussetzung für eine hohe Pflanzenartenvielfalt. Sie führt außerdem langfristig durch den C-Export mit der Ernte zu einem Humusabbau [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Es besteht somit ein Konflikt zwischen Produktivität, Klimaschutz und Biodiversitätsschutz. {Abschn. 5.1.1.1; 5.1.1.2}

Die Integration einer standortangepassten Nutztierhaltung trägt zur Erhaltung des Dauergrünlandes bei und bietet dadurch ein erhebliches Minderungspotenzial. Darüber hinaus beinhaltet eine Abstockung der Tierbestände grundsätzlich ein großes Potenzial zur Reduktion der THG-Emissionen der österreichischen Nutztierhaltung [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Im Besonderen ist die Reduktion der Tierzahlen in jenen Tierkategorien diskussionswürdig, bei denen der Selbstversorgungsgrad deutlich über 100 % liegt, wie bei Rindfleisch. Die Emissionen der Tiere und des Wirtschaftsdüngers aus der Rinderhaltung machen etwa 5 % der gesamten österreichischen Treibhausgasemissionen aus [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Aufgrund der (annähernd) linearen Beziehung zwischen dem Tierbestand und seinem relativen Anteil an den Gesamtemissionen würde eine Reduktion des Rinderbestandes um 20 % eine Reduktion der Gesamtemissionen um 1 % bewirken. Die Verringerung von Nutztierpopulationen birgt allerdings Interessenskonflikte v. a. zur Wirtschaftlichkeit und den aktuellen Ernährungsmustern [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine konsequente Nutzung primär heimischer Futterressourcen in der Nutztierhaltung zeigt ein hohes Potenzial zur Reduktion von globalen THG-Emissionen, würde aber v. a. in der Fleisch-

und Eiererzeugung eine Verminderung des Produktionsumfanges bedingen. Hier bestehen positive Beziehungen zu den konsumseitigen Strategien, die ebenso auf eine Reduktion tierischer Lebensmittel abzielen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Innerhalb der Nutztierhaltung bestehen Minderungsoptionen auf unterschiedlichen Ebenen, wie z. B. in der Zucht, Haltung und Fütterung sowie dem (Wirtschaftsdünger-)Management [hohe Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Das Wirtschaftsdüngermanagement hat einen erheblichen Einfluss auf die Minderung von THGs (v. a. CH_4 und N_2O). Schleppschlauchtechnik, die Injektion von Gülle direkt in den Boden, die Reduktion der ausgebrachten Mengen, angepasst an den zeitlichen Bedarf, sowie die Einarbeitung von Mist tragen zu weiteren THG-Reduktionen bei [hohe Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. {Abschn. 5.1.1.1; 5.1.1.2; 5.4}

Agroforstsysteme tragen über die Bindung von relevanten Mengen an Kohlenstoff in der pflanzlichen Biomasse und die Integration von Bäumen in Ackerflächen bedeutend zur Kohlenstoffspeicherung, aber auch zur Klimawandelanpassung bei [hohe Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Das Minderungspotenzial unterschiedlichster Agroforstsysteme wird allgemein als hoch bis sehr hoch eingestuft [hohe Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Darüber hinaus unterstützen Agroforstsysteme den Natur- und Biodiversitätsschutz sowie die Landschaftsästhetik [hohe Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Zudem sind begleitende Biotopschutzmaßnahmen im Ackerbau sowohl als Minderungs- als auch Anpassungsstrategien von Bedeutung, denn sie unterstützen den Bodenschutz und die Nährstoffverfügbarkeit. Gehölzstrukturen wirken auch regulierend auf das lokale Klima [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 5.1.1.1}

Der waldbasierte Sektor wirkt sich in dreierlei Hinsicht auf die THG-Bilanz aus: (1) durch die Veränderungen der C-Vorräte im Wald (Biomasse, Totholz, Boden), (2) durch die Veränderungen der C-Vorräte in den Holzprodukten und (3) durch die Vermeidung von THG-Emissionen durch Holzprodukte im Vergleich zu Ersatzprodukten mit höherem THG-Fußabdruck [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine Gesamtbeurteilung dieser drei Faktoren (inkl. allfälliger externalisierter THG-Folgen außerhalb des betrachteten Gebietes) ist für die Beurteilung der Wirkung von Klimaschutzmaßnahmen im Wald erforderlich. Im österreichischen Wald sind durchschnittlich 227 t C/ha gespeichert (104 t C/ha in ober- und unterirdischer Waldbiomasse, 121 t C/ha in organischer Auflage und Mineralboden und 2 t C/ha Totholz). Durch natürlich ablaufende Prozesse sowie durch Bewirtschaftungsmaßnahmen sind mittel- bis langfristig Netto-Veränderungen in diesen C-Pools zu erwarten. Besonders relevant sind in diesem Kontext Störungsregime (Sturm, Schnee, Insekten, Trockenheit, Waldbrände), die kurzfristig regional wirksame Veränderungen der C-Pools bewirken können [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Änderungen der Waldbewirtschaftung (z. B. Veränderungen der Umtriebszeit, Intensivierung/Extensivierung der Bewirtschaftung, Wildtiermanagement, Baumartenwahl) wirken sich auf den Kohlenstoffhaushalt (in Biomasse und Boden) von Wäldern aus und haben auch einen Einfluss auf die nachfolgende Klimaschutzleistung durch Holzprodukte [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Durch gezielte Waldbewirtschaftung in Richtung resistenter und anpassungsfähiger Wälder können deren Senkenkapazität optimiert und die Kohlenstoffvorräte aufgebaut werden [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Dies umfasst u. a.: naturnahe, angepasste Baumartenwahl, Naturverjüngung, adaptive Maßnahmen hinsichtlich Klimaänderungen sowie die Reduktion von negativen Einflüssen und Schäden auf bzw. Optimierung von Verjüngung, Zuwachs und Vorrat. Ein unbegrenzter Vorratsaufbau im Wald ist bei gleichbleibender Waldfläche nicht möglich [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Modellierungen zeigen, dass ein stärkerer Temperaturanstieg, eine stärkere Ernte sowie eine Zunahme an Kalamitäten die Netto-Senke des österreichischen Waldes deutlich verringern bzw. diesen von einer Netto-Senke in eine Netto-Quelle umwandeln könnte [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Box 5.1; Abschn. 5.1.2.1; 5.1.2.2; 5.4}

Das Minderungspotenzial von Naturschutzflächen- und Feuchtgebieten kann durch ihren konsequenten Schutz erhöht werden [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. An Standorten, die durch kühle, saure oder feuchte Bedingungen einen gehemmten Abbau organischer Bodensubstanz aufweisen (z. B. Moore und Feuchtgebiete), können ausgewählte Schutz- und Pflegemaßnahmen die Kohlenstoffspeicherung im Boden unterstützen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Das Kohlenstoff-Sequestrierungspotenzial von alpinen Böden ist aufgrund der bestehenden hohen organischen Kohlenstoffvorräte und wegen der fehlenden bzw. extensiven landwirtschaftlichen Nutzung (Almbeweidung) gering [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Minderungsmaßnahmen sind hier deshalb begrenzt sowie aufgrund standortbezogener Besonderheiten mit besonderen Herausforderungen, Limitationen und Trade-offs (soziale und wirtschaftliche Aspekte wie Tourismus und Landschaftsbild vs. Umwelt- und Klimaschutz) verbunden [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Einige durch Landschaftspflege offen gehaltene Flächen würden bei extensiverer oder ausbleibender Pflege langfristig wieder zu Wäldern mit im Vergleich zum Offenland höherer Kohlenstoffspeicherung in Biomasse und Boden. Dies führt an Standorten, die für den Erhalt der Biodiversität gepflegt werden, zu einem Zielkonflikt zwischen Klimaschutz und Biodiversität [mittlere Konfidenz]. {Abschn. 5.1.3.1; 5.1.3.2}

Landwirtschaftlich genutzte Moore sind, da sie in Österreich zum Großteil drainiert sind, eine wesentliche

Quelle der Treibhausgasfreisetzung [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Daher können z. B. die Extensivierung der Nutzung, die Konservierung von Moorböden und die Renaturierung von Mooren wichtige Minderungsmaßnahmen darstellen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Auch durch eine Anhebung des Wasserspiegels im Moor (z. B. durch Verringerung der Tiefe von Drainagegräben oder der Schließung von Gräben) und den Verzicht auf Abtorfung lässt sich eine Abschwächung der Treibhausgasfreisetzung aus genutzten Mooren erreichen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Dies ist nicht nur unter Naturschutzbedingungen möglich, sondern auch bei landwirtschaftlicher Nutzung ohne Entwässerung, also dem Anbau von nässeliebenden Kulturen, den sogenannten Paludikulturen. {Abschn. 5.1.3.3}

Eine Stellschraube zur Verringerung der THG-Emissionen aus aquatischen Ökosystemen ist die Reduktion der Nährstofffracht (v. a. Stickstoff und Phosphor) in die Gewässer bzw. die Steigerung der Wasserqualität [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. In eutrophierten Gewässern übertrifft die Methanemission jene von CO_2 in Bezug auf die Klimawirksamkeit deutlich. Ein weiterer Faktor ist die Gewässertiefe, denn flache, stehende Gewässer sind verstärkte THG-Emittenten [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Reduktion der Fließgeschwindigkeit und die Unterbrechung der freien Fließstrecke durch Dämme und Stauhaltung führen deshalb zu einer gesteigerten THG-Produktion und -Emission. Wasserkraftwerke mit Stauhaltung bergen folglich das Risiko erhöhter THG-Emissionen aus dem Gewässer, auch wenn sie durch Wasserkraft als Ersatz für fossile Energieträger an anderer Stelle Emissionen senken können [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Zudem gibt es Trade-offs mit dem Schutz der Biodiversität. {Abschn. 5.1.3.3}

Die versiegelte Fläche nimmt in Österreich sehr stark zu. Durch den unterbundenen Wasser- und Luftaustausch verliert der Boden damit alle seine Funktionen, wie z. B. die Fähigkeit, Wasser zu speichern und zu verdunsten, Schadstoffe zu filtern und Kohlenstoff zu binden [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Österreich weist zudem im europäischen Vergleich einen relativ hohen Grad an Zersiedelung auf [mittlere Konfidenz]. Ein Entgegenwirken der Zersiedlung und der Versiegelung wie auch eine Steuerung der räumlichen Entwicklung ist im Sinne des Klimaschutzes dringend erforderlich [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Der Zusammenhang zwischen Siedlungsstruktur, Infrastruktur (Verkehrsaufkommen) und Energieverbrauch ist dabei zu berücksichtigen. Dichte Siedlungsstrukturen haben einen geringeren Flächenverbrauch, ermöglichen kurze Wege und effiziente Versorgungsstrukturen, erhöhen jedoch auch den lokalen Hitzeinseleffekt. Grüne und Blaue Infrastruktur (Pflanzen und Wasser) sowie Belüftungsschneisen, welche die lokale atmosphärische Zirkulation (Talwinde, Stadt/Umland, u. Ä.) fördern, können dabei Abhilfe schaffen und haben positive Effekte auf das Mikroklima [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 5.1.3.4}

Neben den Emissionen bei der Errichtung von Infrastruktur und Gebäuden entstehen Emissionen vor allem durch deren Nutzung [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die wichtigsten Verursacher von THG-Emissionen (inkl. Emissionshandel) im Jahr 2017 waren die Sektoren Energie und Industrie (44,9 %), Verkehr (28,8 %), Landwirtschaft (10,0 % bzw. 14,0 %, wenn der Energieeinsatz für Stickstoffmineraldünger und andere Betriebsmittel inkludiert wird) sowie Gebäude (10,1 %). Gebäude und Verkehr tragen somit zu 38,8 % der österreichischen Gesamtemissionen bei. Werden auch noch die Emissionen aus Industrie und zumindest teilweise aus Energie zu Siedlungsraum und Infrastruktur hinzugerechnet, ergibt sich ein Beitrag von zumindest zwei Dritteln zu den österreichischen Gesamtemissionen. Minderungsmaßnahmen für Infrastruktur und Siedlungsraum müssen daher darauf abzielen, den Energieverbrauch zu reduzieren, effizienter zu gestalten und stärker erneuerbare Energien zu integrieren [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Technische Minderungspotenziale liegen vor allem in der Sanierung des Gebäudebestands, im Umrüsten der Heizsysteme und einer Umstellung von fossilen Energieträgern zu erneuerbaren Energien [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Mischung von Funktionen und damit Nutzungen innerhalb der Siedlungen sorgt für kürzere Wege und vermindert dadurch den motorisierten Individualverkehr und folglich die damit verbundenen Treibhausgasemissionen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 5.1.3.4}

Die technische Machbarkeit einer Transformation zu einer „Low-Carbon"-Bioökonomie auf Basis inländischer Ressourcen ist nur unter der Voraussetzung gegeben, dass der Energieverbrauch drastisch reduziert, die Nutzung anderer erneuerbarer Energieträger stark ausgeweitet und die Biomasse effizient eingesetzt wird [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Die Substitution von Biomasse für fossile Rohstoffe im Sinne der Bioökonomie trägt nur dann zu einer Netto-THG-Reduktion bei, wenn: (1) mehr Biomasse auf der Landfläche wächst als vor der Umwidmung für Bioenergieproduktion und (2) Ernterückstände oder Abfälle als Input verwendet werden, die im Wald einem mehr oder weniger langem Verrottungsprozess ausgesetzt wären und letztlich das gesamte gespeicherte CO_2 wieder emittiert hätten [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Das Konzept und vor allem die Umsetzung von Maßnahmen in einer zirkulären Bioökonomie tragen auch nicht zwingend zum Klimaschutz und den Zielen einer nachhaltigen Entwicklung bei [mittlere Konfidenz]. So sind z. B. auf Biomasse basierte Plastikprodukte nicht notwendigerweise biologisch abbaubar und eine Verschärfung

von Landnutzungskonflikten ist im Fall zunehmender stofflicher Nutzung landwirtschaftlicher Biomasse ebenso wahrscheinlich wie im Fall von landwirtschaftlicher Bioenergie. {Abschn. 5.2.1.1; 5.2.1.2}

Bioenergie ist als Ergänzung zu anderen erneuerbaren Energieträgern in Österreich für die regionale und dezentrale Energieversorgung von Bedeutung und trägt zur Emissionsminderung bei [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Hauptaugenmerk muss auf die nachhaltige Produktion (im In- und Ausland), den schonenden Umgang mit Ressourcen (Land, Boden, Düngung, etc.) sowie andere ökologische (z. B. Biodiversität, indirekte Landnutzung), ethische und soziale Faktoren gelegt werden [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Bei einer großflächigen Ausweitung von Biomasseproduktion für Energie müsste man beispielsweise mit einer Konkurrenz zwischen Lebensmittel- und Energieproduktion rechnen [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Erweitert wird diese Debatte um die wichtige Frage, ob Agrartreibstoffe tatsächlich zur Minderung von THG-Emissionen beitragen können und wie sich ein großflächiger Anbau auf andere wichtige ökologische Indikatoren, wie z. B. Biodiversität, Ökosystemleistungen und Wasserverbrauch, auswirkt. {Abschn. 5.2.1.1; Box 1.1}

Aus THG-Minderungsperspektive sind die stoffliche Nutzung von Biomasse in möglichst langlebigen Produkten, die Ausnützung der Möglichkeiten der Koppel- und Mehrfachnutzung und die energetische Nutzung nach Ausschöpfen dieser Möglichkeiten bzw. am Ende der Produktlebensdauer deutlich vorteilhafter als die sofortige energetische Nutzung ohne bzw. mit nur kurzer vorgelagerter stofflicher Verwertung [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine gesteigerte Langlebigkeit und die kaskadische Nutzung von Holzprodukten führen zu einem THG-Minderungspotenzial. Dieses kann bis hin zu einer „negativen Emission" bei extremer Langlebigkeit (permanente CO_2-Speicherung) gesteigert werden [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Effizienzsteigerungen bezüglich Ressourcenschonung durch deutlich reduzierten Landverbrauch, optimierte Versorgungsketten, die Eindämmung indirekter Landnutzung und den Schutz von Biodiversität können z. B. durch einen Umstieg von konventionellen Biotreibstoffen hin zur Produktion fortschrittlicher Biotreibstoffe erwirkt werden. Grundvoraussetzung ist in jedem Fall eine nachhaltige Biomasseproduktion [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Zertifizierung und beständiges Monitoring können dazu beitragen, die nachhaltige Produktion sicherzustellen. {Abschn. 5.2.1.1; Box 1.1}

Der Wald kann zur Festlegung von Treibhausgasen und damit zur Minderung des Klimawandels auf vier Arten beitragen, durch (1) Maßnahmen der nachhaltigen Waldbewirtschaftung, (2) durch Nutzungseinschränkungen und Außer-Nutzung-Stellung, (3) durch die Produktion von langlebigen Holzprodukten und (4) durch die Substitution von Materialien mit einem höheren Treibhausgasintensität pro Serviceeinheit [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Emissionsminderungsmaßnahmen der nachhaltigen Waldbewirtschaftung, wie z. B. Erhöhung der Anteile von Mischbeständen, Durchforstungen, der Einsatz von Naturverjüngung und Wildstandsreduktion, sind weitgehend deckungsgleich mit den Anpassungsmaßnahmen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Nutzungseinschränkungen und Außer-Nutzung-Stellung erhöhen die Kohlenstoffvorräte in der Biomasse, im Totholz und in Waldböden stärker als Nutzung [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Der Vorratsaufbau, der durch eine Verringerung der Holznutzung erreicht wird, verringert den Kohlenstoffvorrat in Holzprodukten und dessen Substitutionswirkung [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Der Netto-Emissionsminderungseffekt hängt von den Waldökosystemen, den Störungsregimen, dem Zuwachs, der Nutzungsrate, der Verwendung des genutzten Holzes, der Lebensdauer der Holzprodukte sowie den durch Holzprodukte vermiedenen Emissionen ab. Außer-Nutzung-Stellung erfüllt wesentliche Leistungen für den Schutz der Biodiversität [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Kohlenstoffspeicherung in Holzprodukten (Schnittholz, Platte, Papier) kann erhöht werden, wenn die Nutzung der Wälder im Rahmen der Nachhaltigkeitskriterien erhöht, die Lebensdauer der Holzprodukte und die kaskadische Nutzung des Rohstoffs verlängert oder mehr Holz für langlebige Holzprodukte herangezogen wird [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Holz aus nachhaltiger Waldwirtschaft dient dem Klimaschutz als Substitutionsmaterial für THG-intensivere Materialien. Durch die Verwendung von Holz wird eine erhebliche Menge an Treibhausgasemissionen vermieden, wenn emissionsintensivere Produkte oder Prozesse ersetzt werden, allerdings wird auch der Kohlenstoffvorrat des Waldes durch die Holzernte verringert [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Bei nachhaltiger Waldwirtschaft ist die Substitution (Ersatz fossiler Rohstoffe durch Holzprodukte und die damit vermiedenen Emissionen) ein großer Hebel des waldbasierten Sektors für den Klimaschutz, deren Bedeutung mit zunehmender Dekarbonisierung abnimmt [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 5.1.2; 5.2.1; 5.2.2; Box 1.1}

Die Zunahme des Kohlenstoffbestandes im österreichischen Wald und in den Holzproduktepools hat seit 1990 jährlich zwischen 3,5 % (2020) und 26 % (1999) der österreichischen Gesamtemissionen kompensiert. Wald und Holzprodukte vermögen über einen begrenzten Zeitraum einen Beitrag zur Minderung zu leisten, können aber die Klimakrise nicht lösen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Große Unsicherheiten beziehen sich auf die durchschnittliche Verweildauer von Kohlenstoff in Produkten, in Waldboden und in Totholz sowie auf die Auswirkungen veränderter Störungsregimes auf den Kohlenstoffbestand im Wald. Diese Unsicherheiten stellen wesentliche

Forschungslücken dar, deren Schließung Voraussetzung ist zur verlässlichen Quantifizierung und Abwägung von waldbasierten Klimaschutzmaßnahmen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 1.2.4; 4.3; 5.1.2.3; 5.4}

Gegenwärtig diskutierte Konzepte und Technologien zur dauerhaften Entfernung von CO_2 aus der Atmosphäre („negative Emissionen") weisen ein stark kontextabhängiges Minderungspotenzial auf [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Diese landnutzungsbasierten (z. B. Aufforstung, BECCS) oder technologiebasierten (Direct Air Carbon Capture mit Kohlenstoffspeicherung/DACCS) Maßnahmen sind einer umfassenden systemischen Bewertung zu unterziehen, um Empfehlungen zur Umsetzung zu entwickeln. Negative Emissionen durch Bioenergie mit CO_2-Abscheidung und -Speicherung (BECCS) oder Aufforstungen können das Minderungspotenzial von land- und forstwirtschaftlicher Fläche erhöhen. Der einhergehende zusätzliche Flächenbedarf, die Permanenzfrage (steigende Gefahr von Ökosystemstörungen durch Klimawandel), mögliche Auswirkungen auf die Nahrungsmittelproduktion, potenzielle Gefahren für die Biodiversität sowie ethische und soziale Aspekte können hier allerdings stark entgegenwirken [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 5.2.2; 5.2.2.5; 5.2.2.6}

Minderungsoptionen und -strategien, die auf eine Veränderung der Konsummuster, d. h. die Nachfrage der privaten Haushalte nach Waren und Dienstleistungen, hinwirken, haben durch die Rückkopplung mit der Primärproduktion einen erheblichen Einfluss darauf, THG-Emissionen der Landnutzung zu reduzieren [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Neben den Bereichen Mobilität und Wohnen können sie daher insbesondere im Bereich Ernährung eine substanzielle Hebelwirkung ausüben. Die Nachfrage kann sich sowohl qualitativ als auch quantitativ verändern: einerseits durch Anreize zur Verminderung des Ressourcenverbrauchs sowie andererseits durch Änderungen der Art des Konsums und dessen, was nachgefragt wird. Dabei können zum einen der physische Rahmen, wie z. B. die gegebene Infrastruktur, und zum anderen soziale und kulturelle Normen auf Möglichkeiten und Ausprägung von Präferenzen und damit auf die Nachfrage wirken. In der Folge von Suffizienzstrategien werden beispielsweise weniger (ressourcenintensive) Güter, Energie oder Dienstleistungen in Anspruch genommen bzw. konsumiert, z. B. durch die Reduktion bestimmter ressourcenintensiver Lebensmittel wie Fleisch und anderen tierischen Lebensmitteln, im Bauwesen durch die Erneuerung des Baubestandes anstelle von Neubau oder durch die kollektive Nutzung von Gegenständen oder Geräten. Zum Bereich Holzprodukte und -services liegen derzeit keine Studien vor, was eine Forschungslücke darstellt. Zu beachten sind sozio-ökonomische Faktoren (wie Gender, Einkommen, Bildung, sozialer Hintergrund, etc.), welche die praktische Effektivität von Strategien bzw. Maßnahmen beeinflussen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Politische Maßnahmen (z. B. spezifische Steuern, Anreizsysteme, Bildungsmaßnahmen, Maßnahmen der öffentlichen Beschaffung) oder privatwirtschaftliche Maßnahmen (z. B. im Lebensmittelhandel, private Großküchen, Catering, Zertifizierung und Labelprogramme) sind in ihrem Potenzial sehr kontextabhängig und haben je nach Maßnahme geringe bis hohe Minderungspotenziale. {Abschn. 5.3; 5.3.2.1; 5.3.2.2; Kap. 6}

Die Änderung der Ernährungsgewohnheiten hin zu einer vorwiegend auf pflanzlichen, biologisch erzeugten, weitgehend regional und saisonal bezogenen Produkten beruhenden Ernährung hat erhebliche THG-Einsparungen zur Folge [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Daneben stellt die deutliche Reduktion der vermeidbaren Lebensmittelabfälle im gesamten Lebenszyklus eine Minderungsstrategie mit hoher Wirkung dar [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Durch eine gesündere, pflanzenbetonte und klimafreundlichere Ernährung ergibt sich auch ein Synergieeffekt für die Ernährungssicherheit, indem der Flächenbedarf für die Futtermittelproduktion reduziert wird [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Ein deutlich reduzierter Fleischkonsum senkt den Bedarf an Futtergetreide, sodass mehr Fläche für pflanzliche Lebensmittel zur Verfügung steht und sich der Intensivierungsdruck auf die Landwirtschaft senkt. Auch eine Begrenzung der Fleischproduktion auf Weidehaltung, andere sonst nicht nutzbare Nährstoffströme oder die Nutzung primär heimischer Futterressourcen ist mit einer Reduktion der Tierbestände und reduzierten Anteilen tierischer Produkte in der menschlichen Ernährung verbunden [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. {Abschn. 5.3.2}

Die in der jeweiligen Lebensmittelwertschöpfungskette zurückgelegten Transportkilometer und die Prozessemissionen der Lebensmittelverarbeitung bei wenig verarbeiteten Produkten weisen ein geringes Minderungspotenzial auf, sodass, selbst wenn sie über weite Strecken transportiert werden, pflanzliche Lebensmittel immer noch deutlich niedrigere THG-Emissionen verursachen als lokal produzierte tierische Produkte [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine Verminderung von vermeidbaren Lebensmittelabfällen um 50 % (von der Produktion bis zum Konsum), einschließlich alternativer Verwertungspfade, hat ebenfalls ein hohes Minderungspotenzial [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung], da durch die Reduktion dieser Lebensmittelabfälle 15–20 % weniger Lebensmittel produziert werden müssten [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Vor allem bei Fleisch- und Milchprodukten würde eine Reduktion der Abfälle die Umweltauswirkungen erheblich verringern, denn trotz der vergleichsweise geringen Masseanteile (von nur 27 % auf europäischer Ebene) dieser Produkte im Lebensmittelabfall, machen sie über 69 % der gesamten THG-Emissionen der

Lebensmittelabfälle aus [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. {Abschn. 5.3; 5.3.2; 5.3.2.2; 5.3.2.3}

Kapitel 6: Landnutzungsentscheidungen: Klimawandelrelevante Strategien, Steuerungsinstrumente und Managementansätze

Jill Jäger[12], Ina Meyer[4], Karin Dobernig[9,19], Georg Leitinger[6], Markus Scharler[12], Gerlind Weber[12], Franz Sinabell[4]

Nachwuchswissenschafterin:
Paula Bethge[1]

Die knappe Ressource Land kann auf vielfältige Art und Weise genutzt werden. Entscheidungen, wie Land genutzt werden soll, wirken sich langfristig auf den Klimaschutz (Mitigation), die Biodiversität und die Resilienz (Anpassung) der relevanten Sektoren – Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Naturschutz, Siedlungen, Verkehrswege, Tourismus – aus [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Aufgrund der Unvermehrbarkeit der Landfläche, der Vielzahl an Nutzungsansprüchen und der mit dem Boden verbundenen Bereitstellung von Ökosystemleistungen entstehen Nutzungskonflikte, und Interessenausgleiche sind unerlässlich. Es ist notwendig, dass sich unterschiedliche Akteur_innen (insb. Öffentliche Hand, Unternehmen, private Haushalte, Interessensvertreter_innen) am Entscheidungsprozess beteiligen und einen Ausgleich finden, wobei aber nie alle Nutzungsansprüche zugleich erfüllt werden können, was zu Zielkonflikten führt [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 6.1; 6.2}

Landnutzungsentscheidungen können langfristige Wirkungen haben, die sich insbesondere aus Pfadabhängigkeiten ergeben (Lock-in-Effekte) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Langlebigkeit von Strukturen (z. B. Siedlungen, Verkehrs- und Energieinfrastruktur) resultiert technisch und ökonomisch aus den hohen Anfangsinvestitionen zur Errichtung von Kapitalstöcken, den damit verbundenen, nicht mehr rückgängig zu machenden Kosten und den Netzwerk- und Größenvorteilen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine Überwindung und Änderung bestehender Landnutzungsstrukturen wird neben den technisch-ökonomischen Lock-in-Wirkungen auch durch verhaltensbezogene und institutionelle Pfadabhängigkeiten sowie allgemein ein Markt- und Institutionenversagen erschwert [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 6.2; 6.6}

Eine nachhaltige Nutzung und Bewirtschaftung von Land erfordert politische Rahmenbedingungen, die ein sektorübergreifendes Landmanagement ermöglichen und die Land-/Forstbewirtschaftung besser integrieren [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Um soziale, wirtschaftliche und ökologische Ziele zu erreichen, sind systemische, sektorübergreifende Ansätze notwendig. Die aktuell auf Wirtschaftswachstum ausgerichteten Produktions- und Konsummuster sind ein wichtiger zugrunde liegender Treiber der nicht nachhaltigen Flächeninanspruchnahme [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 6.8}

Umweltkontraproduktive Subventionen, die gegen eine klimaschonende Landnutzung wirken, existieren nach wie vor [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Umweltkontraproduktive Subventionen umfassen u. a. niedrigere Steuersätze oder Steuerbefreiungen und -ermäßigungen für bestimmte Nutzergruppen (z. B. Verwendung von Dieselkraftstoff in der Landwirtschaft oder der Fischerei) und bestimmte Produktgruppen wie Fleisch- oder Milcherzeugnisse (stickstoffintensive landwirtschaftliche Erzeugnisse). Für Österreich wurde ein durchschnittliches jährliches umweltkontraproduktives Fördervolumen von rund 3,25 Mrd. Euro berechnet. {Abschn. 6.4}

Drei Gebietskörperschaften (Bund, Land und Gemeinde) wirken in Österreich auf die nur einmal vorhandene Landfläche mit z. T. widersprüchlichen Zielen ein [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die zersplitterte Kompetenzverteilung führt oftmals dazu, dass eine Sachmaterie nicht von einem einzigen Gesetzgeber (Bundes- oder Landesgesetzgeber) einheitlich geregelt werden kann [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Der Austausch zwischen den verschiedenen Entscheidungsebenen (Bundes-, Landes- und Kommunalebene) ist von zentraler Bedeutung für das Erkennen und Vermeiden von Konfliktfeldern [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung], da sich Konflikte oft erst auf der lokalen Ebene manifestieren, eine Vermeidung oder Minderung aber Entscheidungen auf der übergeordneten Ebene erfordern würde. {Abschn. 6.4; 6.2}

Klimawandelanpassungsmaßnahmen, die kurz- bis mittelfristig umgesetzt werden, können mittel- bis längerfristige Konflikte verursachen; die Zeitdimension ist also entscheidend [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Zum Beispiel ist die Baumpflanzung kurzfristig zu realisieren, aber der mögliche Konflikt mit dem Naturschutz ein langfristiger, da Bäume erst viel später gefällt werden. {Abschn. 6.2}

Der größte Teil der Ökosystemleistungen und Werte, die durch Naturkapital (einschließlich Böden) zur Verfügung gestellt werden, wird bei politischen oder privaten Planungs- und Investitionsentscheidungen bisher nicht angemessen berücksichtigt, weder monetär noch qualitativ [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Naturbasierte und potenziell kosteneffiziente Lösungen nehmen deswegen einen zu geringen Stellenwert ein. Dies führt wiederum zu Übernutzung und Erosion des Naturkapitals wie auch zu Kosten und Risiken für Wirtschaft und Gesellschaft [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Zum Beispiel

sind Ökosystemleistungen und biologische Vielfalt auch für die Gewährleistung der Ernährungssicherung von entscheidender Bedeutung – bei Verlust der Integrität der Ökosysteme steht u. a. die Ernährungssicherung auf dem Spiel [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 6.4}

Vor dem Hintergrund der Klimakrise gewinnt der Bodenschutz und damit der Handlungsgrundsatz „von der Außenentwicklung zur Innenentwicklung" in der Raum- und Verkehrsplanung an Bedeutung [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Im Wesentlichen geht es hier zum Beispiel um Leerstandsmanagement von schon existierenden Gebäuden (statt Neubau), das Schließen von Baulücken in schon bebauten Gegenden und darum, das Bauen auf landwirtschaftlichen Nutzflächen stark zu drosseln oder stoppen, sodass möglichst wenig Boden neu versiegelt werden muss. Der bereits hohe Bestand an Gebäuden und Verkehrswesen schränkt die Interventionsmöglichkeiten der Raum- und Verkehrsplanung bezüglich Anpassung und Minderung zusehends ein [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 6.6; Tab. 6.1}

Die zunehmende Zersiedelung steht einer Reduktion des Verkehrsaufkommens, inklusive einer Reduktion von Energieverbrauch und Emissionen, entgegen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine auf Verkehrsreduktion ausgerichtete Raumorganisation (wie z. B. die „Stadt der kurzen Wege") wird als wirksames Mittel gesehen, die Wege im motorisierten Individualverkehr mit Fuß- und Radverkehr bzw. durch die Nutzung des öffentlichen Verkehrs zu ersetzen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 6.6}

Sektorübergreifende Analysen zu den Emissionsentwicklungen des Landnutzungssektors, die die unterschiedlichen Landnutzungstypen und ihre Rückwirkungen auf andere Sektoren in Österreich abbilden, fehlen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Als Basis für die Berechnung der Treibhausgasemissionen werden zweijährlich Energie- bzw. Klimaschutzszenarien für Österreich entwickelt und die Effekte von unterschiedlichen Instrumenten sowie Verhaltensänderungen auf die Wirtschaftsentwicklung und die Treibhausgasemissionen bis 2030/2050 sektorübergreifend analysiert. Solche Szenarienanalysen und vor allem Analysen, die sozio-ökonomische Szenarien berücksichtigen, gibt es im Landnutzungssektor nicht. Dabei wären sie für die Entwicklung einer Klimaschutzstrategie im Bereich der Landnutzung Österreichs und für die Analyse möglicher Landnutzungskonflikte zwischen den Sektoren und deren vorausschauende Vermeidung von großer Bedeutung [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 6.7}

Bei der Förderung von klimafreundlichen Maßnahmen ist es wesentlich, zu berücksichtigen, dass Landwirt_innen, Unternehmer_innen und Bürger_innen eigenständig Maßnahmen entwickeln, wenn rechtliche Rahmenbedingungen Freiräume dafür bereitstellen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. So hat z. B. das Alternativfinanzierungsgesetz die Finanzierung von Initiativen durch Crowdfunding ermöglicht. Öffentliche Fördertöpfe, die kleine Beträge als „Risikokapital" für neue Initiativen und Vernetzungsprojekte zur Verfügung stellen, können innovative Projekte zusätzlich fördern. Derzeit werden in der Landwirtschaft allerdings primär standardisierte Investitionen (z. B. Stallneubau) gefördert [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. {Abschn. 6.4}

Alternativkonzepte zum dominanten Agrar- und Lebensmittelsystem entstehen durch Kooperation zwischen Landwirt_innen und Konsument_innen entlang der Wertschöpfungskette [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Dazu gehören unterschiedliche alternative Produktions- und Vermarktungsinitiativen, wie z. B. die „solidarische Landwirtschaft", Food-Coops, Nachbarschafts- und Gemeinschaftsgärten oder Selbsterntefelder. Auch wenn es schwer ist zu quantifizieren, welchen Beitrag solche zivilgesellschaftlichen Initiativen zum Klimaschutz leisten, können sie das Problembewusstsein fördern und auch Lösungsansätze aufzeigen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 6.5}

Für eine Änderung in der Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Böden ist es wesentlich, dass Kooperationen entlang der Wertschöpfungskette (Agrarhandel, Landwirt_innen, Lager- und Verarbeitungsbetriebe, Lebensmitteleinzelhandel) aufgebaut werden, um die Auswirkungen dieser Veränderungen gemeinsam zu tragen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Landwirt_innen können eine Reihe von Maßnahmen in der Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Böden setzen. Aber eine Änderung der Bewirtschaftung bzw. der Bewirtschaftungsintensität führt auch zu einer Änderung der produzierten Waren und Qualitäten, deren Vermarktung gesichert werden muss [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Dabei spielen Qualitätssicherung, eine gute Kommunikation sowie Fairness entlang der gesamten Wertschöpfungskette eine wichtige Rolle. {Abschn. 6.5}

Zur Reduktion von konsumbasierten THG-Emissionen auf Ebene der Konsument_innen und Haushalte können insbesondere die Reduktion und Vermeidung (1) des Wegwerfens genießbarer Lebensmittel und (2) des Konsums von Fleisch und anderen tierischen Produkten maßgeblich beitragen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Geht man davon aus, dass veränderte Konsummuster (Nachfrage) auch auf Produktionsweisen (Angebot) wirken, können Maßnahmen auf Konsum- und Haushaltsebene somit (indirekt) Landnutzung beeinflussen [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine Verbrauchsreduktion steht zudem in Einklang mit nationalen Ernährungsempfehlungen; somit wäre auch mit positiven Effekten auf die öffentliche Gesundheit zu rechnen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 6.4}

CO_2-Steuern (CO_2-Bepreisungen) werden zunehmend in vielen Ländern zur Erreichung klimapolitischer Ziele eingesetzt, weil sie ein wirksames Instrument zur Emissionsreduktion darstellen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Durch die Einführung einer CO_2-Steuer erhöhen sich die Kosten für die Nutzung fossiler Rohstoffe, was einen Anreiz zur Verminderung der Emissionen darstellt. Eine höhere Besteuerung von Treibstoffen kann auch zu einer Eindämmung der Zersiedelung beitragen, indem durch die höheren Kosten ein Anreiz gegen lange Wegstrecken gesetzt wird (mittlere Konfidenz). Insofern gehen von der CO_2-Bepreisung auch Effekte auf die Landnutzung aus. Zu den Effekten der 2022 in Österreich eingeführten CO_2-Bepreisung liegen noch keine umfassenden Analysen vor. Aufgrund des niedrigen Preisniveaus ist von relativ geringen Lenkungseffekten auszugehen. {Abschn. 1.6.1.1; 6.4}

Kapitel 7: Raumplanung und Klimawandel

Hartmut Dumke[14], Tatjana Fischer[1], Gernot Stöglehner[1], Michael Getzner[14]

Die aktuell hohe Flächeninanspruchnahme für Bau- und Verkehrsflächen ist sowohl aus Sicht von Minderung als auch Anpassung problematisch [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Jede zusätzliche Flächeninanspruchnahme für Siedlungs- und Verkehrszwecke bringt einen zusätzlichen Energie- bzw. Ressourcenverbrauch mit sich [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die außerdem damit einhergehende Versiegelung von Flächen erhöht den Regenwasserabfluss und verstärkt den Effekt urbaner Hitzeinseln [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Der dauerhafte Verlust der Bodenfunktionen (Ökosystemleistungen und biologische Fruchtbarkeit für die Ernährungsbasis) durch Versiegelung ist zudem doppelt schädlich: Die Abhängigkeit von agrarischen Importen, welche häufig mit einem schlechten ökologischen Fußabdruck belastet sind, nimmt zu, und die ökologische Kühl- und Luft-Reinigungsfunktion der Bepflanzung reduziert sich, wenn diese Flächenanteile verliert [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 7.1.1; 7.1.2}

Suburbanisierungsprozesse führen dazu, dass sich die Bevölkerung sowie bestimmte Infrastruktureinrichtungen (v. a. Einkaufsmöglichkeiten) zunehmend dispers im Raum verteilen und bewirken, gepaart mit flächenzehrenden Bauweisen, eine Reduktion der Infrastruktureffizienz und eine Zunahme des motorisierten Individualverkehrs [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Auch im Ländlichen Raum sind Neuwidmungen und Neubauten für einen Großteil der zusätzlichen Versiegelungen verantwortlich, auch weil die (gegenüber den städtischen Agglomerationen) geringen Baulandpreise einem Flächensparen entgegenwirken [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Diesen Umständen begegnen Innenentwicklungsstrategien, welche die vorhandene Bausubstanz effizienter nutzen und so Neuwidmungen von Bauland und daraus resultierende Neubautätigkeit verhindern oder reduzieren [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. {Abschn. 7.1.2}

Eine erhöhte Energieeffizienz, insbesondere in bestehenden Raum- und Siedlungsstrukturen, ist auch ein wesentlicher Faktor für die Umsetzung der Energiewende [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Entwicklung und Nachverdichtung bereits erschlossener Flächen in zentraler Lage (Innenentwicklung) leistet dafür einen wesentlichen Beitrag [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Bereiche „Wärmebedarf" (v. a. in bestehenden Siedlungsstrukturen), „Mobilität" (v. a. im motorisierten Individualverkehr) und „Energie und Industrie" verursachen zusammen 76 % der CO_2-Emissionen und haben zugleich nach wie vor eher geringe Beitragsanteile (Mobilität ca. 8 %, Wärme ca. 30 %) aus erneuerbaren und/oder dekarbonisierten Energieträgern [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Energieeffiziente Raum- und Siedlungsstrukturen, die sich durch Funktionsmischung, Nähe, maßvolle Dichte und Kompaktheit auszeichnen, ermöglichen nicht nur Energieeinsparung, sondern auch eine effiziente Energieversorgung mit einem zunehmenden Versorgungsanteil erneuerbarer und/oder dekarbonisierter Energieträger [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Energieraumplanung ist dafür ein noch eher neuer Begriff, mit dem Aspekte des Klima- und Bodenschutzes in die Raumplanung integriert werden sollen. {Abschn. 7.1; 7.1.2; 7.2.1}

Gebäude nehmen im Kontext des Energiesystems eine zentrale Funktion ein, da sie derzeit einer der Hauptverbraucher von Energie sind. Die Weiterentwicklung der Gebäude von reinen Verbrauchern hin zu Energieproduzenten und Energiespeichern ist ein wesentlicher Eckpfeiler der Transition des Energiesystems [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Dies kann zum einen z. B. durch die Integration von Photovoltaik und Wärmepumpen erreicht werden. Zum anderen kann mit flexiblen und bidirektionalen Smart-Grid-Netzen durch die Interaktion der Gebäude mit dem (dezentralisierten) Energiesystem das gesamte Energiesystem zu einer agilen Einheit werden, in der die Integration erneuerbarer Energien auf lokaler Ebene erleichtert werden kann [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die funktionale Mischung von Gebäuden, Quartieren und – in größerem Maßstab – ganzen Städten oder Regionen beeinflusst wesentlich, wie die Potenziale von Gebäuden zur Erzeugung und Speicherung von erneuerbarer Energie verstärkt genutzt werden können [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 7.1.4}

Das Konzept der „Stadt der kurzen Wege", eingebettet in eine „Region der kurzen Wege", kann eine potenziell verkehrssparende Wirkung erzielen und so

den zunehmenden negativen Klimaauswirkungen, verursacht durch zunehmende Verkehrsmengen und ständig steigende Antriebsleistungen, entgegenwirken [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Mengen emittierter Treibhausgase korrelieren im Verkehrssektor streng mit Verkehrsleistung und Energiebedarf, besonders bei mit fossilen Treibstoffen angetriebenen Verkehrsmitteln [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Klammert man den Flugverkehr aus, so sind pro transportierter Person und Kilometer Weglänge der spezifische Energiebedarf und damit die CO_2-Emissionen im motorisierten Individualverkehr (MIV; Pkw, Motorrad) am höchsten, im öffentlichen Verkehr (ÖV) deutlich geringer und im Aktivverkehr (Fuß, Fahrrad) minimal, auch bei Betrachtung des gesamten Lebenszyklus (LCA) der Verkehrsmittel [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Verkehrsmittelwahl ist maßgeblich von der zurückzulegenden Distanz und dem Verkehrsangebot abhängig. Die durchschnittliche Weglänge in Österreich ist zwischen den beiden Mobilitätserhebungen 1995 und 2013/14 um 27 % gestiegen. Das ist eine Folge der starken Zunahme der Wege im MIV (um 51 % zugenommen) und der Abnahme der Fußwege um knapp 40 % [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Neben dem Energiebedarf und den Emissionen hat der MIV auch einen grob zehnfach höheren spezifischen Flächenbedarf pro transportierter Person als alle anderen Mobilitätsformen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 7.1.3}

Die Internalisierung externer Kosten ist ein möglicher Hebel, um der nachweislich zu billigen Mobilität die gesamtwirtschaftlichen Kosten aufzuerlegen und klimabelastende Verkehrsarten für den Nutzer teurer und weniger attraktiv zu gestalten [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Im Verkehrssektor Österreichs werden (Stand 2019) in absoluten Mengen über 31 % der Treibhausgase emittiert, und er verzeichnet die stärkste relative Zunahme von über 73 %, seit 1990 [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Der Verkehrssektor ist damit hauptverantwortlich dafür, dass es insgesamt noch nicht zu einer Emissionsreduktion kommen konnte [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Selbst die nationalen Ziele zur CO_2-Einsparung im Verkehrssektor gemäß Pariser Klimaabkommen und EU Green Deal sind mangels verbindlich festgelegter Erreichungspfade zu wenig wirksam. Deutlich ambitioniertere Ziele und deren Umsetzung können zu einer relevanten Emissionsreduktion führen [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Namhafte, verbindliche und strategische Planungen, wie es sie im Forstrecht (Waldentwicklungsplan) und Wasserrecht (u. a. wasserwirtschaftliche Rahmenpläne und Rahmenverfügungen) gibt, fehlen im Energie- und Verkehrsrecht [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 7.1.3; 7.3}

Die soziale Komponente bei der Erreichbarkeit von lebensnotwendigen Einrichtungen der Daseinsgrundfunktionen verdient künftig erheblich mehr Beachtung [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. „Transport Poverty" oder „Mobility Poverty" betreffen besonders mehrfach benachteiligte Bevölkerungsgruppen (auch Kinder) mit geringem Einkommen, die oft kaum über motorisierte Transportmöglichkeiten verfügen und daher vom öffentlichen Leben zumindest teilweise ausgeschlossen sind und häufig überproportional hohe Aufwendungen für Mobilität auf sich nehmen müssen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Diese Gruppen sind besonders auf fußläufige und mit dem Fahrrad bewältigbare Raum- und Versorgungsstrukturen sowie ein gutes Angebot öffentlicher Verkehrsmittel angewiesen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Förderung des Aktivverkehrs rechnet sich auch gesamtwirtschaftlich, z. B. durch geringere Investitionskosten pro Weg, deutlich positive Gesundheitsauswirkungen und auch verringerte Klimabelastungen [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 7.1.3}

Viele bestehende finanzielle Förderungs- und Anreizsysteme wirken kontraproduktiv zum Klimaschutz, beispielsweise fördern Subventionen im Verkehrsbereich, wie z. B. die Pendlerpauschale, die Zersiedelung und damit Abhängigkeit vom MIV [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Finanzielle Anreizsysteme, wie Wohnbauförderung, Pendlerpauschalen, andere Steuern und Förderungen, welche Aspekte der Energieraumplanung berücksichtigen, wirken effizient für den Klimaschutz und die Klimawandelanpassung [mittlere Konfidenz, mittlere Übereinstimmung]. Dies kann auch durch die fahrleistungsbezogene Internalisierung externer Kosten unterstützt werden [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Zudem können ökonomische Steuerungsinstrumente, wie beispielsweise eine Planwertabgabe, eine Erhöhung von Immobilienertragsteuern, Infrastrukturabgaben sowie Leerstandsabgaben, einen wichtigen Beitrag zu einer flächensparenden Landnutzung leisten, finden in Österreich aber derzeit noch kaum Anwendung [geringe Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. {Abschn. 7.1.2; 7.2.3; 7.3}

Rechtlich-institutionelle Faktoren, wie z. B. die nicht ausreichende Effektivität der bestehenden Instrumente, deren mangelhafte Ausgestaltung und Anwendung sowie die Unverbindlichkeit und Lückenhaftigkeit von raumbezogenen Zielsetzungen und Gesetzen bedingen ein „Umsetzungsversagen" bei Maßnahmen der Raumplanung für Klimaschutz und Klimawandelanpassung [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Darüber hinaus sind fehlende Anreize, die vorhandene Kompetenzzersplitterung sowie die politische Ökonomie der kommunalen Flächenwidmung nicht förderlich für eine flächensparende Landnutzung [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Gestaltungsprinzipien, die energieeffiziente Raum- und Siedlungsstrukturen auszeichnen, ergänzt um ein vielfältiges, zugängliches und robustes Angebot an vernetzten

Grünräumen bzw. Grünraumelementen, kennzeichnen eine nachhaltige Raumentwicklung [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Diese vermittelt qualitativ und quantitativ zwischen den Landnutzungskonkurrenzen von bebauten (versiegelten) und unbebauten (unversiegelten) Flächen. Die Raumplanung kann zudem bei der Klimawandelanpassung wirksam werden, etwa über die Freiraumsicherung und das Naturgefahrenmanagement [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 7.1.1; 7.2.1; 7.3}

Ein umfassendes „Climate Proofing", also die transparente Beweisführung der Klimawirksamkeit von Instrumenten der Raumplanung sowie der Energieraumplanung, fehlt derzeit. Ein solches Climate Proofing hat aber ein großes Potenzial, gemeinsam mit der stringenten Anwendung einer Planungshierarchie und einer Verbindlichkeit der Inhalte der Raumplanungsinstrumente, die Ordnungs- und Entwicklungsfunktion der Raumplanung beim Kampf gegen die Klimakrise wirksamer als bisher zu unterstützen [geringe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Instrumente der Raumplanung sind Pläne und Programme. Projekte sind als Planungsvorhaben nicht den Instrumenten zuzuordnen, auch wenn sie Änderungen in Planungsinstrumenten mit sich bringen sollten. Zum Climate Proofing des Instrumentariums (als transparente Beweisführung, welcher Ansatz wo wie wirksam ist) besteht noch erheblicher Forschungsbedarf, weil momentan nicht empirisch bewiesen werden kann, wie hilfreich diese Instrumente beim Kampf gegen den Klimawandel bereits waren – oder künftig sein könnten [geringe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Möglicherweise wären etwa die Ökosystemleistungen als eines der Proof-Kriterien für den Umbau des Förderinstrumentariums im Sinne des Klimawandels geeignet [geringe Evidenz, geringe Übereinstimmung]. Ein weiteres Proof-Kriterium zur Bewertung von Planungsinstrumenten ist die CO_2-Emissionsmenge vor und nach der Anwendung eines Instrumentes, etwa in den Energiebedarfsdimensionen Wärme, Strom und Mobilität {Abschn. 7.1.1; 7.2.3; 7.3; 7.4}.

Information, Kommunikation und Partizipation sind wichtige Eckpfeiler, um ein breites Verständnis für die räumlichen Aspekte von Klimaschutz und Energiewende zu erreichen, politische Entscheidungen in diese Richtung zu unterstützen bzw. einzufordern und es Bürger_innen und anderen Akteur_innen zu ermöglichen, sich aktiv an Planungsprozessen und deren Umsetzung zu beteiligen [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Wenn alle Entscheidungen auf nationaler, regionaler, kommunaler und individueller Ebene in dieselbe Richtung zeigen, fördert das die Erreichung von Energiewende-, Klimaschutz- und Flächeneffizienzzielen [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Dies kann durch neue Governance-Ansätze erleichtert werden; allerdings besteht hier noch Forschungsbedarf [geringe Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. {Abschn. 7.1.2; 7.2.3; 7.5}

Kapitel 8: Landnutzung und Klimawandel im Kontext der nachhaltigen Entwicklungsziele

Georg Gratzer[1], Kyoko Shinozaki[20], Andreas Koch[20], Michael Obrovsky[21], Marianne Penker[1], Thomas Schinko[15], Christian Sturmbauer[10], Karin Weber[1], Matthias Zessner-Spitzenberg[14]

Nachwuchswissenschafterin:
Paula Bethge[1]

Globale Krisen und Bedrohungen verlangen nach vernetzten umfassenden Lösungsansätzen auf allen Ebenen. Die Ziele für nachhaltige Entwicklung (SDGs) der UN bieten dafür einen politischen Handlungsrahmen für Österreich [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Landnutzung in Österreich hat Anteil an der Verursachung und ist betroffen von multiplen, miteinander vernetzten Krisen (Klimakrise, Biodiversitätskrise, Wirtschaftskrisen, globale soziale und humanitäre Krisen), die sich auf globaler, nationaler und lokaler Ebene manifestieren. Ihre Lösung ist nur mit systemischen, sektoren- und disziplinenübergreifenden Ansätzen möglich [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die 17 Ziele für nachhaltige Entwicklung (von Armut über Gesundheit und Bildung, Umwelt und Wirtschaft bis hin zu Weltfrieden), die von 193 UN-Mitgliedsstaaten, u. a. auch Österreich, als „Agenda 2030" verabschiedet wurden, bieten einen breit legitimierten Handlungsrahmen zur umfassenden Bewältigung dieser Krisen von der lokalen bis zur globalen Ebene [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die analytische Verknüpfung der ökologischen Dimension mit der sozialen und der ökonomischen Dimension globaler Entwicklung führt zu einer neuen Qualität von nachhaltiger Entwicklung. Die Ziele für nachhaltige Entwicklung sind an alle Länder weltweit adressiert, sie inkludieren alle Menschen sowie die globalen öffentlichen Güter und sind sowohl für die lokale, die nationale als auch für die globale nachhaltige Entwicklung relevant. Sie bilden einen Rahmen, innerhalb dessen mögliche Synergien und Widersprüche politischer Optionen für alle relevanten Politikbereiche konsistent analysiert und bewertet werden können [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 8.1; 8.2; 8.5}

Die 17 SDGs sind eng miteinander verflochten und beeinflussen sich in unterschiedlichem Ausmaß gegenseitig [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Interaktionen zwischen den Zielen sind kontextspezifisch, jedoch überwiegen verstärkende (Synergien) gegenüber konfligierenden Zusammenhängen (Trade-offs) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Nutzung von Synergien und die Vermeidung von negativen Interaktionen ist die effizienteste und teilweise die einzige Möglichkeit, Fortschritte bei der Erreichung der Ziele und Zielvor-

gaben der Agenda 2030 zu erzielen. SDG-Interaktionen müssen bei der Umsetzung der Agenda 2030 berücksichtigt werden, um eine effiziente und effektive Zielerreichung zu ermöglichen. Konkrete Interaktionen zwischen einzelnen, bestimmten SDGs sind jedoch kontextspezifisch [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung] und erfordern daher eine lokale, spezifische Betrachtung für den gewählten Kontext. Eine Analyse der SDG-Interaktionen für Österreich deutet – in Übereinstimmung mit internationaler Literatur – auf die zahlreichen Einflüsse von Wirtschaftswachstum (SDG 8) und der Intensivierung der Landwirtschaft (SDG 2) auf verschiedene Umweltfaktoren, wie zum Beispiel Wasserqualität (SDG 6) und Biodiversitätsverlust (SDG 15), hin. Insbesondere Maßnahmen zum Klimaschutz (SDG 13) können langfristig die Umsetzung anderer Ziele unterstützen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 8.2.1; 8.2.2}

Es gibt keine gesamtstaatliche, kohärente Strategie der österreichischen Bundesregierung zur Umsetzung der nachhaltigen Entwicklungsziele (SDGs). Defizite bei den konkreten Zielsetzungen, bei der Koordination der Maßnahmen in den einzelnen Politikbereichen und bei der Berücksichtigung der globalen Dimension der SDGs führen zu Problemen beim Monitoring sowie bei der Überprüfung der Fortschritte bzw. der Zielerreichung der SDGs [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. In Österreich wurde keine umfassende „Gap Analyse" (Lückenanalyse) zur Identifizierung strategischer und operativer Lücken durchgeführt, daher fehlen konkrete Zielsetzungen. Die Umsetzung der SDGs erfolgt in Österreich in den verschiedenen Bundesministerien und öffentlichen Einrichtungen. Eine gesamtstaatliche Koordination der Maßnahmen ist nicht vorgesehen. Der Freiwillige Nationale Bericht zur Umsetzung der SDGs „Österreich und die Agenda 2030" (FNU) stellt keine systematische Analyse dar, er illustriert vielmehr an Hand von Initiativen und „Best-Practice-Beispielen" die Aktivitäten verschiedener Akteur_innen in Österreich. Bei der Umsetzung der SDGs ist der Fokus in Österreich vorrangig auf Aktivitäten in Österreich gerichtet, während die globale Dimension der einzelnen SDGs als Aufgabe der österreichischen Entwicklungszusammenarbeit gesehen wird. Um dem Anspruch einer globalen sozio-ökologischen Transformation gerecht zu werden, sind gesamtstaatliche, kohärente Strategien zur Umsetzung der SDGs in allen Politikbereichen hilfreich [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 8.3}

Der jährliche SDG-Monitoringbericht des europäischen Statistikamtes Eurostat misst die Fortschritte der EU und ihrer Mitgliedstaaten in Bezug auf die 17 Ziele für nachhaltige Entwicklung. Österreich liegt darin im EU-Vergleich sowohl den Grad der Zielerreichung (Status) als auch der Entwicklung betreffend in den letzten fünf Jahren (Fortschritt) im Mittelfeld. Besonders in den Bereichen Landwirtschaft (SDG 2), Energie und Klima (SDGs 7 und 13) und Ökosysteme (SDG 15) liegt Österreichs Status unter dem EU-Durchschnitt, mit nur geringen Fortschritten zur Zielerreichung. Der Eurostat-Bericht „Sustainable development in the European Union. Monitoring report on progress towards the SDGs in an EU context" aus 2021 zeigt, dass Österreich bei rund der Hälfte der 17 Ziele im Betrachtungszeitraum 2014–2019 bzw. 2015–2020 moderate Fortschritte erzielt hat. Dies trifft allerdings nicht auf die gerade im Kontext von Landnutzung, Landmanagement und Klimawandel relevanten Ziele – Landwirtschaft (SDG 2), Energie (SDG 7), Klimaschutz (SDG 13) und terrestrische Ökosysteme (SDG 15) – zu. Hier liegt Österreich laut den Eurostat-Daten nicht nur unter dem EU-Durchschnitt, es konnten zudem im Betrachtungszeitraum nur geringe Fortschritte erzielt werden. Die Eurostat-Indikatoren zum Thema Energie (SDG 7) zeigen für Österreich sogar einen leichten Rückschritt bei der Zielerreichung. Dagegen liegt Österreichs Status bei den Zielen zu nachhaltigen Städten und Gemeinden (SDG 11) sowie nachhaltigen Konsum- und Produktionsmustern (SDG 12) etwas über dem EU-Durchschnitt, mit mäßig positiven Trends. Den höchsten Status erreicht Österreich im EU-Vergleich im Bereich sauberes Wasser (SDG 6), mit moderaten Fortschritten im Betrachtungszeitraum. {Abschn. 8.4}

Für eine Transformation der Landnutzungsmuster im Sinne der Agenda 2030 braucht es grundlegende Änderungen in der Governance, um gemeinsame Visionen, verbindliche Regeln und effektive Instrumente für eine nachhaltige Landnutzung zu entwickeln [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Es sind zudem neue Lern- und Innovationsstrategien in Wissenschaft und Technik, grundlegende Änderungen im Wirtschafts- und Finanzwesen sowie kollektives Handeln und starke soziale Bewegungen nötig [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Individuelles Engagement und verantwortungsvoller Konsum sind auch wichtige Stellschrauben für eine Transformation zu einer nachhaltigeren Landnutzung [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung], allein allerdings nicht ausreichend. Die Effektivität von verhaltenssteuernden Aufklärungskampagnen, Schulprogrammen oder Labels ist oft gering, denn Konsument_innen haben keinen Einfluss auf die Verfügbarkeit bestimmter Produkte, Dienstleistungen oder Infrastrukturen, zwischen denen sie verantwortungsvoll wählen sollen. {Abschn. 8.5.1–8.5.4}

Die Transformation hin zu einer nachhaltigen und gerechten Ökonomie wird, sowohl in Österreich als auch auf globaler Ebene, durch klimawandel- und klimapolitikbedingte Landnutzungsänderungen gefährdet [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Einflüsse auf die Landnutzung durch klimabedingte Risiken, wie etwa Trockenheit, Dürre, Hagel, Starkniederschläge und biotische Schadursachen (z. B. Borkenkäfer) sowie zunehmender klimawandelbedingter Nutzungsdruck auf die begrenzte Res-

source Land wirken bremsend auf das Wirtschaftswachstumspotenzial [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Konkurrenz um Land verstärkt sich im Kontext des Klimawandels u. a. durch Landnutzungsänderungen im Rahmen von Klimawandelanpassung, den Flächenanspruch mancher klimapolitischer Maßnahmen (z. B. Energie aus primärer Biomasse), die voranschreitende Zersiedelung, aber auch durch Ökologisierungsmaßnahmen in der Landwirtschaft, da diese oft mit Ertragsminderungen bzw. Extensivierungen einhergehen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Unter diesen Rahmenbedingungen kann es bei gleichbleibender, auf tierischen Nahrungsmitteln basierender Ernährungsweise zu einer zunehmenden Verlagerung landwirtschaftlicher Produktion entlang der gesamten Wertschöpfungskette (z. B. Futtermittel) in andere Länder und Weltregionen kommen. Das erhöht dort den Landnutzungsdruck und führt zu negativen sozialen, ökonomischen und ökologischen Effekten. Die zunehmende globale Konkurrenz um Land kann die Nahrungsmittelpreise erhöhen und zu einer weiteren Intensivierung (z. B. Düngemittel- und Wassernutzung) mit Auswirkungen auf die Wasser- und Luftverschmutzung und den weiteren Verlust der Biodiversität führen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Solche Folgen würden die Fähigkeit der Gesellschaften gefährden, viele Ziele der nachhaltigen Entwicklung zu erreichen, die von der Ressource Land abhängen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Weiters haben klimawandel- und klimapolitikbedingte Veränderungen in landwirtschaftlichen Produktionsprozessen bei gleichbleibend traditionell geschlechtsspezifischen Arbeits- und Lebensbedingungen negative Auswirkungen auf die Gendergerechtigkeit [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. {Abschn. 8.4.2.2–8.4.2.3}

Wirtschaftswachstum trägt zur Schaffung und dem Erhalt von Arbeitsplätzen bei, ist aber auch ein zentraler Treiber des anthropogenen Klimawandels sowie der Ausweitung bzw. Intensivierung der Flächennutzung, wenn dies nicht durch technischen Fortschritt (Effizienzsteigerung), Strukturwandel, erhöhten Arbeitseinsatz oder stärkere Nutzung weniger flächenbeanspruchender Produktionsprozesse kompensiert wird [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. In diesem Sinn kann Flächennutzung, wenn sie ausgeweitet wird, auch als Treiber für das Wachstum der gesamten Wirtschaft verstanden werden [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Diese Wechselwirkung setzt sich fort, solange keine absolute Entkoppelung zwischen Wachstum, Ressourceneinsatz und THG-Emissionen erreicht wird [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Bestimmte wirtschaftspolitische Maßnahmen, wie etwa eine Verringerung der Arbeitszeit, können hingegen gleichzeitig die Lebenszufriedenheit bei geringerem Wirtschaftswachstum erhöhen, Arbeitsplätze schaffen oder sichern sowie die Flächeninanspruchnahme und Klimaschädigung verringern. {Abschn. 8.4.2.1}

Armut und soziale Ungleichheit haben ein Ausmaß erreicht, das sowohl das individuelle Wohlergehen als auch den gesellschaftlichen Zusammenhalt gefährden kann [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Da die Nutzung von Grund und Boden vom Kapital und nicht der grundlegenden Bedürfnisbefriedigung aller Menschen abhängt, liegt in der Entkopplung von Bodennutzungs- und Profitinteressen ein Schlüssel für eine nachhaltige sozial-ökologische Transformation [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Soziale Ungleichheiten (SDG 10) und Armut (SDG 1) wirken ursächlich auf Landnutzung und Landmanagement ein. Während einkommenshohe soziale Schichten für Wohnen, Freizeit und Verkehr überproportional viel Land konsumieren, ist dies bei einkommensarmen Schichten umgekehrt der Fall. Ohne einen verantwortungsvollen Umgang mit Grund und Boden und entsprechende Verteilungsgerechtigkeit droht die soziale Ungleichheit weiter zuzunehmen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Kommodifizierung von Land und Immobilien zur Generierung und Steigerung wirtschaftlicher Werte ist ein paradigmatisches Prinzip neoliberaler Gesellschaften wie der österreichischen. Da der Zugang zu Land und dessen Inwertsetzungsmöglichkeiten jedoch sozial ungleich verteilt sind, bieten sich Maßnahmen einer gerechteren Allokation an, wie sie in den Unterzielen der nachhaltigen Entwicklungsziele formuliert wurden. Derzeit liegt die Durchschnittsgröße einer österreichischen Wohnung bei 100 m^2, die Wohnfläche pro Person beträgt etwa 45 m^2. Beide Werte sind in den letzten Jahrzehnten bis heute kontinuierlich gestiegen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]; ihre Varianz ist eine Folge der sozialen Ungleichheit. Es ist anzunehmen, dass von dieser Ungleichheit besonders betroffene soziale Gruppen wie einkommensarme, alleinerziehende oder kinderreiche Personen/Haushalte, Menschen mit Migrationserfahrungen und ältere Frauen ohne weitere und zunehmende Unterstützung hinsichtlich ihrer Verwirklichungschancen weiterhin marginalisiert bleiben. Um dies zu verhindern, können Unterstützungsleistungen in den übergeordneten Kontext einer umfassenden sozial-ökologischen Transformation integriert werden. Die inter- und intragenerationelle Gerechtigkeit erfordert eine umfassende und dabei sozial gerechte Reduktion der Flächeninanspruchnahme (absolut und relativ). Ein sorgsamer Umgang mit Grund und Boden – sowohl in direkter (Land- und Forstwirtschaft, Wohnen, Gewerbe, Verkehr) als auch indirekter (Tourismus, Mobilität, Arbeit, Kultur) Verantwortung – hat höchste Priorität für nachhaltiges menschliches Wohlergehen und gesellschaftlichen Zusammenhalt. {Abschn. 8.4.1.1–8.4.1.2}

Gegenwärtige Landnutzung im globalen und lokalen Kontext des Klimawandels geht mit ausbeuterischen Beschäftigungsverhältnissen in der Forst- und Agrarwirtschaft einher (SDGs 8, 19, 15, 16) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Diese Arbeitssektoren sind durch saiso-

nale, häufig auch prekäre Beschäftigung gekennzeichnet. Bereits vor zehn Jahren waren mehr als die Hälfte (53,4 %) der Arbeitskräfte in der Land- und Forstwirtschaft nichtösterreichische Staatsbürger_innen, die mehrheitlich aus Osteuropa stammten. {Abschn. 8.4.1.3}

Innovationen und Anpassungen hinsichtlich klimawandelbedingter Veränderungen können helfen, österreichische Städte und Siedlungen widerstandsfähiger zu gestalten (SDG 11) sowie deren negative Effekte auf die Umwelt zu minimieren [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Städte und Siedlungen zudem inklusiv und sozial gerecht zu gestalten, gilt global, aber auch für Österreich, als Herausforderung [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Österreichische Städte unterliegen klimawandelbedingten Veränderungen, insbesondere häufiger auftretenden städtischen Wärmeinseln und innerstädtischen Hochwasserereignissen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Diese stellen vulnerable und einkommensschwache Personengruppen vor besondere Herausforderungen [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Suburbanisierung und Zersiedelung, insbesondere durch Bodenverbrauch und Flächeninanspruchnahme, verursachen indirekte und direkte Energie- und Stoffströme und sind dadurch gleichzeitig Treiber des Klimawandels [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Diese negativen Auswirkungen wirken negativ auf die Gesundheit der Bevölkerung Österreichs (z. B. Luftgüte in Ballungsräumen). Insbesondere die Verkehrsmittelwahl (Modal Split), Pendler_innenmuster sowie Stadt-Umland-Beziehungen und Lebensweisen beeinflussen diese Effekte. Insbesondere einer Grünen Infrastruktur (städtischen Grünräumen – privat und öffentlich, Dach- und Fassadenbegrünung), deren Zugang sicher und inklusiv gestaltet ist, kommt eine zentrale Rolle in der Klimawandelanpassung zu [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 8.4.5.1–8.4.5.2}

Das aktuelle Ernährungssystem in Österreich ist sowohl durch ökologische Nachhaltigkeitsdefizite (SDGs 6, 13, 14 und 15) als auch durch einen relevanten Anteil der Bevölkerung mit Übergewicht und Fehlernährung (SDG 3) gekennzeichnet. Eine Änderung der Ernährungsgewohnheiten in Richtung einer deutlichen Reduktion von tierischen Nahrungsmitteln kann daher zu Synergien zwischen diesen Zielgrößen führen und den Optionenraum für Anpassungs- und Emissionsminderungsstrategien erweitern [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Konkurrenz um die begrenzte Ressource Boden verstärkt sich u. a. durch Landnutzungsänderungen im Rahmen von Klimawandelanpassung, aber auch durch Ökologisierungsmaßnahmen in der Landwirtschaft, da diese oft mit Ertragsminderungen einhergehen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Bei gleichbleibender, auf tierischen Nahrungsmitteln basierender Ernährungsweise und unveränderten Handelsbedingungen und CO_2-Regimen kommt es durch die Globalisierung zu einer zunehmenden Verlagerung landwirtschaftlicher Produktion (entlang der gesamten Wertschöpfungskette, z. B. Futtermittel) in andere Länder und Weltregionen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Das erhöht dort den Landnutzungsdruck und kann zu negativen sozio-ökonomischen und ökologischen Effekten führen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Ein wesentlicher Schlüssel für die nachhaltige und gesunde Gestaltung des Ernährungssystems liegt in einer Änderung der Ernährungsweise der österreichischen Bevölkerung mit deutlicher Reduktion von tierischen Nahrungsmitteln. {Abschn. 8.4.3.4}

Der Verlust der biologischen Vielfalt (SDG 15) ist beispiellos in der Geschichte der Menschheit. Im globalen Durchschnitt sind etwa 25 % der bewerteten Tier- und Pflanzenarten bedroht, in Österreich zeigen sich überdurchschnittliche Bedrohungen [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine intensivierte Landnutzung, gefolgt von Klimawandel und invasiven Arten, sind die Haupttreiber dieser Entwicklung [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. In Österreich sind 45 % der Säugetierarten, 57 % der Brutvogelarten, 100 % der Kriechtiere und Lurche, 33 % der Farn- und Blütenpflanzen und 29 % der Pilzarten gefährdet, die Populationen von Wirbeltieren sind in den letzten 30 Jahren um 40 % zurückgegangen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Zudem ist die Hälfte der für Österreich ausgewiesenen 488 Biotoptypen gefährdet [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Datenlage in Bezug auf Artenverluste bei Insekten ist für Österreich schlecht und der Bedarf für Forschung und Monitoring hoch [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. In Deutschland verringerte sich die Arthropodenbiomasse seit 2008 um 67 %, Artenzahlen nahmen um 34 % ab [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Für Österreich werden aus vorliegenden Beobachtungen vergleichbare Entwicklungen vermutet [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 8.4.6.1–8.4.6.3}

Die Transition im Energiesystem ist verbunden mit dem vermehrten Einsatz von fluktuierenden Energieträgern, wie Photovoltaik- und Windenergie. Bioenergie kann zum Ausgleich solcher Energieangebotsschwankungen genutzt werden und einen Beitrag zur Stabilität des Energiesystems leisten, wobei eine Abstimmung mit Fragen der Biodiversitätserhaltung und Ernährungssicherheit erforderlich ist [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Biogene, nachwachsende Ressourcen sind begrenzt. Eine kaskadische Nutzung von Biomasse – am Anfang stofflich und erst am Ende des Produktlebenszyklus energetisch – ermöglicht eine effiziente Ressourcennutzung. Relevant für die Bioenergiebereitstellung ist somit insbesondere der Einsatz von organischen Reststoffen. {Abschn. 8.4.4}

Der reiche Wissensstand und die Kapazitäten der Natur-, Ingenieurs-, Sozial- und Geisteswissenschaften

sind bei Weitem noch nicht für eine effektive Verfolgung der SDGs ausgeschöpft [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Nachhaltigkeitsinnovationen stoßen auf Barrieren, wie inkompatible technische Standards oder Infrastrukturen; auch die vorherrschenden Strukturen des Wissenschaftssystems bevorzugen inkrementellen Wissenszuwachs gegenüber bahnbrechenden Forschungsideen. Neuen Arten der Wissensproduktion (wie Mode 2 Science oder Post-Normal Science), die auf Transdisziplinarität sowie problemorientierten und partizipativen Ansätzen beruhen, wird die Kapazität zugeschrieben, vernetzte Probleme zu erfassen, zu analysieren und näher an die Umsetzung zu bringen. Um kohärente Lösungsansätze für die komplexe und umfassende Agenda 2030 zu entwickeln, sind daher einerseits inter- und transdisziplinäre Zugänge nötig, aber andererseits auch eine doppelte Verzahnung von Wissenschaft mit der Gesellschaft: zum einen durch die Ermächtigung der Öffentlichkeit, Wissensproduktion zu betreiben, wie z. B. in Zugängen von Citizen Science, und zum anderen, indem Wissenschafter_innen sich an die Schnittstellen zum politischen und gesellschaftlichen Raum begeben und dort beratend, informierend, diskutierend aber auch lernend tätig werden. Fördergeber_innen benötigen neue Förderschienen, die so hoch dotiert sein müssen, dass sie, über intrinsische Motivationen von Wissenschafter_innen hinaus, starke Anreize darstellen, solche Forschungsansätze zu verfolgen. {Abschn. 8.5.4}

Kapitel 9: Synopsis – Synergien, Zielkonflikte und Umsetzungsbarrieren von Klimaanpassungs- und Klimaschutzmaßnahmen

Karl-Heinz Erb[1], Robert Jandl[2], Ulrike Tappeiner[6,7], Andreas Baumgartner[5], Bastian Bertsch-Hörmann[1], Paula Bethge[1], Viktor J. Bruckman[16], Simone Gingrich[1], Stephan Glatzel[17], Charlotte Kottusch[15], Florian Kraxner[15], Katharina Lapin[2], Bano Mehdi-Schulz[1], Joachim Raich[1], Silvio Schüler[2], Erich Tasser[7], Tanja Tötzer[18], Werner Zollitsch[1]

Maßnahmen im Spannungsfeld Klimawandel und Landnutzung weisen ein breites Spektrum an Synergien und Zielkonflikten (Trade-offs) auf und bringen (weitreichende) Implikationen für die Bereiche Biodiversität und Wasserhaushalt mit sich [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine integrative, übersichtliche Bewertung der Maßnahmen kann helfen, sinnvolle Maßnahmen und Maßnahmenbündel zu identifizieren, die möglichst viele Synergien und möglichst wenige Trade-offs mit sich bringen sowie auch möglichst einfach, kosteneffizient und schnell umsetzbar sind. {Abschn. 9.1; 9.3; 9.4}

Auswirkungen und Wirksamkeit von Maßnahmen sind abhängig vom regionalen und lokalen Kontext sowie von den Raum- und Zeitskalen der Betrachtung [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Maßnahmen sind oft Landtyp-spezifisch, von bioklimatischen Charakteristika der Region oder von lokalen Kontexten der Lebensmittelproduktion und des Konsums abhängig. Einige Maßnahmen erzeugen negative Nebeneffekte häufig nur in bestimmten Regionen oder Kontexten [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. {Abschn. 9.6}

Maßnahmen weisen unterschiedlich ausgeprägte Profile in Bezug auf Synergien und Zielkonflikte auf [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Besonders Maßnahmen im Bereich des Konsums und der Prozessketten, des Siedlungsraums und im Bereich „anderer Ökosysteme“ (weder land- noch forstwirtschaftlich genutzte Ökosysteme) zeichnen sich durch eine Vielzahl von Synergien und wenige Trade-offs aus. Aber auch viele produktionsseitige Maßnahmen haben überwiegend positive Auswirkungen auf mehr als drei der fünf untersuchten Dimensionen (Anpassung, langfristiges Emissionsminderungspotenzial, kurzfristiges Emissionsminderungspotenzial, Biodiversität, Wasserhaushalt). Zielkonflikte treten häufig in Zusammenhang mit Biodiversität auf. Am meisten Trade-offs wurden bei Maßnahmen im Bereich „Wald (inkl. Schutzwald)“ festgestellt. {Abschn. 9.3; 9.4; 9.5.1}

Maßnahmen weisen unterschiedliche Profile der Umsetzbarkeit auf [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die meisten Maßnahmen sind durch erhebliche Barrieren in mindestens einem der drei Bereiche Konfliktpotenzial, technische Umsetzbarkeit, Kosten charakterisiert. Es gibt allerdings auch einige Maßnahmen, die keine Barrieren aufweisen. Dazu zählen vor allem Maßnahmen an Acker- und Grünland (z. B. vielfältige Fruchtfolgen und Zwischenfrüchte, ganzjährige Bodenbedeckung, Erhalt von extensiv genutzten Grünflächen und Einhaltung der Tierbestandsobergrenzen und standortangepasste Bewirtschaftung). Die Bereiche „Andere Ökosysteme und Schutzgebiete (ohne Schutzwald)“ und „Andere Maßnahmen“ weisen die meisten und stärksten Barrieren auf. {Abschn. 9.3; 9.4; 9.5.1}

Einige Maßnahmen bergen kaum Risiken und zeigen hohe Synergien bei wenigen Umsetzungsbarrieren. Diese erhöhen die Resilienz der Ökosysteme und schaffen so neue Handlungsspielräume für die Emissionsminderung [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Diese Maßnahmen finden sich hauptsächlich im Bereich Ackerland, während die Grünlandwirtschaft wie auch der Konsum- und Prozesskettenbereich mit deutlich weniger Maßnahmen vertreten sind. Bei der Forstwirtschaft und im Siedlungsbereich findet sich hier nur jeweils eine Maßnahme. {Abschn. 9.5.1.2}

Einige Maßnahmen bringen viele Trade-offs mit sich, besonders bezüglich Biodiversitätserhalt und Wasser-

haushalt. Negative Auswirkungen auf diese beiden Bereiche mindern auch die Resilienz der Ökosysteme und schränken in der Folge die Handlungsoptionen ein [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Zu diesen Maßnahmen, die ein nur sehr geringes Synergiepotenzial aufweisen und die zusätzlich auch von erheblichen Barrieren, insbesondere im Bereich Konfliktpotenzial, gekennzeichnet sind, zählen (1) Bioenergiebereitstellung aus Primärbiomasse, (2) Intensivierungsmaßnahmen wie verstärkter Pestizideinsatz oder verstärkte Stallhaltung bei erhöhten Tierbeständen, (3) waldbauliche Maßnahmen wie die Außer-Nutzung-Stellung nicht angepasster Bestände und die Verkürzung der Umtriebszeit. Auch die Wiederbewaldung/Aufforstung von arten- und strukturreichen (Agrar-)Flächen findet sich in diesem Bereich. {Abschn. 9.5.1.3}

Ein verzögertes Handeln wird die bereits bestehenden klimawandelbedingten Herausforderungen verschärfen [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Verspätet eingeführte Anpassungs- und Klimaschutzmaßnahmen in der Land- und Forstwirtschaft verkleinern den Spielraum der möglichen Handlungsoptionen. Unzureichende Emissionsminderungen in den Sektoren Energie, Verkehr und Industrie können zu einem erhöhten Bedarf an Treibhausgassenken führen und den Spielraum weiter verringern. Verspätetes Handeln verengt das Spektrum der Reaktionsoptionen und erhöht die betrieblichen und volkswirtschaftlichen Kosten des Einsatzes [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Es besteht hohe Konfidenz, dass die landbasierten Emissionsminderungen nur einen begrenzten Teil der Gesamtemissionen ausgleichen können. {Abschn. 9.8}

Open Access Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.
Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.



Kapitel 1. Ziele, Herangehensweise und Kontext

Inhaltsverzeichnis

1.1 Rahmen, Inhalte und Ziele des Österreichischen Sonderberichts „Landnutzung und Klimawandel“ . . . 58
1.1.1 Der anthropogene Klimawandel . . . 59
1.1.2 Landökosysteme und Klimawandel . . . 60

1.2 Klima und Landnutzung in Österreich . . . 60
1.2.1 Klima in Österreich . . . 61
1.2.2 Landnutzung in Österreich . . . 63
1.2.3 Dynamik der Landnutzung . . . 65
1.2.4 Treibhausgasemissionen in Österreich . . . 66

1.3 Zukünftige Herausforderungen . . . 69
1.3.1 Auswirkungen des Klimawandels auf das Klima Österreichs . . . 69
1.3.2 Herausforderungen für die Energiegewinnung . . . 71
1.3.3 Herausforderungen in der Forstwirtschaft und der nachgelagerten Wertschöpfungskette . . . 75
1.3.4 Herausforderungen in der Landwirtschaft – Ackerbau . . . 77
1.3.5 Herausforderungen in der Grünlandwirtschaft . . . 77
1.3.6 Herausforderungen beim Schutz vor Naturgefahren . . . 78

1.4 Querschnittsthema Biodiversität . . . 79

1.5 Institutionelle Rahmenbedingungen . . . 85
1.5.1 Globale Ebene: Das Pariser Klimaabkommen und die UN-Nachhaltigkeitsziele . . . 85
1.5.2 EU-Ebene: Die EU-Klimaziele, die LULUCF-Verordnung, die gemeinsame Agrarpolitik (GAP) und der europäische Green Deal . . . 86
1.5.3 Nationale Ebene: Das Klimaschutzgesetz (KSG) und weitere Pläne & Strategien . . . 89

1.6 Ansatzpunkte in der Politik: Instrumente und Maßnahmen . . . 89
1.6.1 Ökonomische Instrumente für eine nachhaltige Landnutzung . . . 90
1.6.2 Raumplanung . . . 92
1.6.3 „Soft Measures“: Informationsverbreitung und bewusstseinsbildende Maßnahmen . . . 93

1.7 Aufbau des Berichts . . . 94

Literatur . . . 94

Koordinierende Leitautor_innen:
Herbert Formayer[1], Robert Jandl[2]

Leitautor_innen:
Andreas Bohner[3], Josef Eitzinger[1], Karl-Heinz Erb[1], Willi Haas[1], Bradley Matthews[4], Ina Meyer[5], Heide Spiegel[6], Ulrike Tappeiner[7,8], Erich Tasser[8], Andreas Voigt[9]

Mit Beiträgen von:
Benni Besci[1], Bastian Bertsch-Hörmann[1], Simone Gingrich[1], Stephan Glatzel[10], Peter Höller[2], Jill Jaeger[11], Claudia Kettner[5], Florian Kraxner[12], Bano Mehdi-Schulz[1], Mortimer Müller[1], Susanne Schidler[13], Carmen Schmid[4], Wolfgang Schöner[14], Franz Sinabell[5], Christine Stumpp[1], Peter Weiss[4], Matthias Zessner[9], Ottavia Zoboli[9]

Nachwuchswissenschafterin:
Paula Bethge[1]

© Der/die Autor(en) 2024

R. Jandl et al. (Hrsg.), *APCC Special Report: Landnutzung und Klimawandel in Österreich*,
https://doi.org/10.1007/978-3-662-67864-0_3

Review-Editor:
Herbert Hager[1]

Zitiervorschlag:
Formayer, H., Jandl, R., Bohner, A., Eitzinger, J., Erb, K.-H., Haas, W., Meyer, I., Matthews, B., Spiegel, H., Tappeiner, U., Tasser, E., Voigt, A., 2024: Kapitel 1 Ziele, Herangehensweise und Kontext. In: APCC Special Report: Landnutzung und Klimawandel in Österreich (APCC SR Land). [Jandl, R., Tappeiner, U., Foldal, C. B., Erb, K.-H. (Hrsg.)]. Springer Spektrum. Berlin/Heidelberg. S. 57–105.

[1] Universität für Bodenkultur Wien
[2] Bundesforschungszentrum für Wald
[3] HBLFA Raumberg-Gumpenstein
[4] Umweltbundesamt GmbH
[5] Österreichisches Institut für Wirtschaftsforschung (WIFO)
[6] Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH
[7] Universität Innsbruck
[8] Eurac Research
[9] Technische Universität Wien
[10] Universität Wien
[11] privat
[12] Internationales Institut für Angewandte Systemanalyse (IIASA)
[13] Fachhochschule Technikum Wien
[14] Universität Graz

1.1 Rahmen, Inhalte und Ziele des Österreichischen Sonderberichts „Landnutzung und Klimawandel“

Das Thema Landnutzung und Klima berührt Akteur_innen mit unterschiedlichen Zielsetzungen, die sowohl Synergien erzeugen, als auch miteinander in Konkurrenz stehen. Die Land- und Forstwirtschaft, das produzierende Gewerbe, die Freizeitwirtschaft, der Verkehr, Siedlungen, Infrastrukturausbau und der Naturschutz sind aktive Gestalter. Die Stadt- und Raumplanung, Naturschutz-, Forst- und Landwirtschaftsgesetzgebung stellen den Handlungs- und Lenkungsrahmen her. Klima- und Umweltkrisen, deren Dynamik teilweise von Antriebskräften außerhalb der Landnutzung herrührt, können existierende Zielkonflikte verschärfen oder neue herbeiführen (Plieninger et al., 2016). Viele wissenschaftliche Disziplinen sind mit dem Thema befasst, von den Natur- und Umweltwissenschaften über die Wirtschafts- und Sozialwissenschaften bis hin zu den technischen Wissenschaften.

Die Landnutzung ist ein wesentliches Element der gesellschaftlichen Ressourcenbasis und steht in einem Spannungsfeld, beschrieben durch die sogenannte „Dreifach-Herausforderung der Landnutzung“:

- Land bildet die Grundlage für die Lebensqualität der Menschen durch Primärproduktion, Versorgung mit Nahrungsmitteln, Süßwasser und anderen materiellen Ökosystemleistungen. Land und seine biologische Vielfalt bieten auch immaterielle Leistungen, die zu spiritueller Bereicherung sowie einem ästhetischen Mehrwert und Erholungswert führen (IPCC, 2018a) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].
- Landnutzung verursacht aber auch Emissionen von Treibhausgasen (THGs) und beeinflusst die Integrität und Degradation von Ökosystemen und damit den Zustand der biologischen Vielfalt und der Ökosystemleistungen (ÖSLs).
- Die nachhaltige Landnutzung kann durch die Bereitstellung von THG-Senken zu einer Minderung des Klimawandels beitragen (IPCC, 2019a). Störungen im Ökosystem können die bereitgestellten Senken rasch zunichtemachen (Körner, 2003; Senf et al., 2021).

Der Klimawandel beeinflusst die Landnutzung sowohl auf globaler, regionaler als auch lokaler Ebene und führt in Abhängigkeit des sozial-ökologischen Kontextes zu meist negativen Effekten, die eine Anpassung erfordern. Der 1,5-°C-Report des IPCC (2018a) zeigt, dass die Reduktion von Emissionen und die Nutzung der Senkenpotenziale zentrale Bausteine der globalen Anstrengungen der Klimawandel-Minderung sind. Da die Landnutzung und die Anpassungs- und Minderungsstrategien viele Dimensionen der Gesellschaft-Natur-Beziehung betreffen, sind Zielkonflikte zwischen der Produktion von Lebens- und Futtermitteln, der Bereitstellung von Materialien und Bioenergie, dem Natur- und Klimaschutz sowie dem Konsumverhalten unvermeidlich (IPCC, 2019a; Verburg et al., 2016). Der APCC Sachstandsbericht des Jahres 2014 (APCC, 2014) hat für Österreich Zielkonflikte exemplarisch dargestellt und auf die Bedeutung von Wechselwirkungen hingewiesen.

Der Druck auf die Landökosysteme und die Landnutzung, Senken in beachtlicher Größenordnung bereitzustellen, ist vom Umfang und dem Zeitpunkt der Reduktion der Emissionen aus anderen Sektoren (z. B. Industrie, Transport, Energiewirtschaft) bestimmt. Je später signifikante Reduktionen der globalen jährlichen THG-Emissionen erreicht werden, desto größere THG-Senken sind erforderlich, was wiederum Auswirkungen auf die Bereitstellung anderer ÖSLs hat (EU, 2021; Geden & Löschel, 2017; IPCC, 2018a; Körner, 2003; Norton et al., 2019; Röder et al., 2019).

Der Bericht analysiert den Wissensstand zum Zusammenhang zwischen Landnutzung und Klimawandel aus

naturwissenschaftlich-technischer und sozial-ökonomischer Perspektive. Ziele des Berichtes sind:

- Kompilation und Bewertung des Wissens hinsichtlich der Wechselwirkungen zwischen Österreichs Landsystem und dem anthropogenen Klimawandel, vernetzt mit gesellschaftlichen Herausforderungen wie der globalen und regionalen Versorgung mit Lebensmitteln, Flächeninanspruchnahme und Biodiversität;
- Erhebung und Bewertung des aktuellen Stands der wissenschaftlichen Erkenntnisse über die Auswirkungen der sozial-ökonomischen Triebkräfte und Aktivitäten der österreichischen Landnutzung auf die THG-Bilanz;
- Bewertung des Wissenstandes zu möglichen Auswirkungen des Klimawandels auf Österreichs Landsystem in Abhängigkeit von Anstrengungen zur Emissionsminderung innerhalb und außerhalb der Landnutzungssektoren;
- Prüfung von Anpassungsoptionen an den Klimawandel, zur Aufrechterhaltung und Anpassung der Biomasseproduktion und der Bewältigung von Problemen wie Bodendegradation, Extremereignisse, Biodiversitätsverlust und Trockenheit sowie zum Ausbau von gesellschaftlicher Resilienz;
- Identifikation von Optionen der Landnutzung, wobei die Potenziale des Interessensausgleichs verschiedener landgestützter Klimaschutzoptionen und deren Machbarkeit in Hinblick auf politische, ökonomische und gesellschaftliche Barrieren bewertet werden;
- Darstellung und Bewertung der Politikmaßnahmen und anderer Rahmenbedingungen zur Umsetzung von Klimaschutz- und Anpassungsmaßnahmen im Kontext von Risiken, Unsicherheiten und Wissenslücken;
- Bewertung der Intensität der Landnutzung hinsichtlich von Synergien und Zielkonflikten mit Biodiversität, der Optimierung von ÖSLs und dem Zusammenhang mit den Nachhaltigkeitszielen der Vereinten Nationen (Sustainable Development Goals; SDGs).

Der Bericht reiht sich in eine Reihe von Special Reports ein. Die Themen „Gesundheit“ und „Tourismus“ wurden bearbeitet. Daher wird die Diskussion dieser Aspekte kurz gehalten und auf die entsprechenden Berichte verwiesen (APCC, 2021, 2018). Der Sonderbericht „Strukturen für ein klimafreundliches Leben“ widmet sich einer Zusammenfassung aktueller Forschung zum Thema Transformation und diskutiert Theorien gesellschaftlichen Wandels, von Handlungsfeldern sowie Strukturbedingungen und knüpft damit unter anderem an die hier dargestellten Maßnahmen und Landnutzungsoptionen an (APCC, 2023).

Obwohl die Art der Landnutzung die biologische Vielfalt beeinflusst, kann die Diskussion zu den Auswirkungen auf Biodiversität und Naturschutz in diesem Bericht nur als Querschnittsthema erfolgen; dazu ist ein eigener Sachstandsbericht notwendig. Die Nachhaltigkeitsziele der Vereinten Nationen werden im vorliegenden Bericht im Kontext der Landnutzung behandelt. Für eine umfassende Diskussion wird auf den Bericht des UniNEtZ-Projektes hingewiesen (Uninetz, 2022). Es wird getrachtet, die Aussagen im Bericht nach den Kriterien „Übereinstimmung“ zwischen den Studien und der „Evidenz“, d. h. der Verfügbarkeit von Studien, zu bewerten. Manche Themen wurden in Österreich mit einer einzigen Studie abgedeckt. Die Bewertung nach den Kriterien „Übereinstimmung“ und „Evidenz“ ist in diesen Fällen nicht anwendbar.

Die COVID-19-Pandemie, zunehmende Zweifel an der globalen Vernetzung und besonders die geo-politischen Entwicklungen seit dem 24. Februar 2022 haben die Schwerpunktsetzung der Gesellschaft verändert. Fortschritte in der Umweltpolitik werden in Frage gestellt und langfristig errungene Positionen, etwa der Schutzstatus von Landschaftsteilen, werden in Frage gestellt. Kohle, Atomenergie und Biomasse werden als Alternative zu anderen Brückentechnologien diskutiert, weil fossile Energieträger teuer geworden sind. Das Vertrauen in globale Lieferketten wurde erschüttert und regionale Lösungen werden bevorzugt.

1.1.1 Der anthropogene Klimawandel

Der Mensch verändert durch die Verbrennung von fossilen Brennstoffen die chemische Zusammensetzung der Atmosphäre. Auch im Zuge der Landnutzung werden die THGs Kohlendioxid (CO_2), Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O) freigesetzt und führen zu einer Erhöhung des Strahlungsflusses an der Erdoberfläche und somit zur Erwärmung. Damit verbunden ist auch eine Verschiebung anderer Klimafaktoren wie der Luftdruckverteilung, des Niederschlags, der Häufigkeit von Extremereignissen und des Anstiegs des Meeresspiegels. Im Jahr 2019 hat der zusätzliche Strahlungsfluss durch die THGs bereits mehr als 3 W/m^2 betragen (NOAA, 2021), verglichen mit der chemischen Zusammensetzung der Atmosphäre im 18. Jahrhundert.

Das wichtigste anthropogene THG ist CO_2. In Abb. 1.1 sind die zeitliche Entwicklung der globalen Mitteltemperatur – ein Maß für den Energiegehalt im Klimasystem Erde – seit der Mitte des 19. Jahrhunderts sowie die globalen Emissionen an CO_2 dargestellt. Die globale Mitteltemperatur ist in diesem Zeitraum um knapp 1 °C angestiegen. Besonders der Anstieg der letzten 50 Jahre kann nur durch den Anstieg der THGs erklärt werden (IPCC, 2021).

Auch die CO_2-Emissionen sind in dieser Zeit massiv gestiegen. Seit 2012 hat sich dieser Anstieg zwar abgeflacht, zeigt aber weiterhin eine steigende Tendenz. Da diese THGs langlebig sind, muss die akkumulierende Wirkung im Anstieg der Konzentration berücksichtigt werden, welche Jahrzehnte, ja sogar Jahrhunderte nachwirkt.

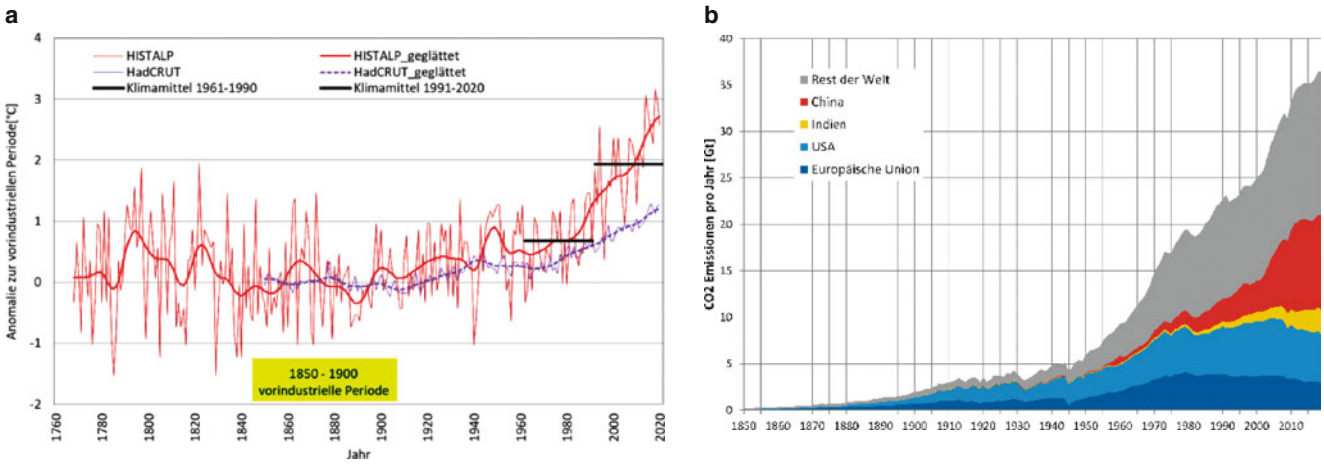


Abb. 1.1 **a** Entwicklung der globalen Mitteltemperatur (*lila Linie*) seit 1850 und der österreichischen Mitteltemperatur seit 1776, dargestellt als Abweichung (Anomalie) bezogen auf den Zeitraum 1850 bis 1900 (Quelle: Morice et al., 2021, Auer et al., 2007). **b** Im Vergleich dazu die globalen CO_2-Emissionen aus fossiler Energie (*rechts*; Datenquelle Global Carbon Project, modifiziert nach APCC, 2021)

Für die Berechnung von Klimaszenarien wird eine Bandbreite von THG-Emissionen angenommen. Diese Emissionsszenarien wurden im IPCC-Kontext „Representative Concentration Pathways (RCPs)" genannt (van Vuuren et al., 2011). Den RCPs sind Zahlen beigestellt, die den zusätzlichen Strahlungsantrieb am Ende des 21. Jahrhunderts, verglichen mit dem vorindustriellen Niveau, angeben (RCP 2.6, RCP 4.5, RCP 6.0, RCP 8.5). Bei RCP 8.5 beträgt der zusätzliche Strahlungsantrieb am Ende des 21. Jahrhundert 8,5 W/m^2; dahinter liegt die Annahme, dass weltweit kaum Klimaschutzmaßnahmen umgesetzt werden und die Hauptenergiequelle fossile Energie bleibt. Zur Erreichung des RCP 2.6 hingegen müssen massive Klimaschutzmaßnahmen ergriffen werden. Das im Pariser Klimaschutzabkommen festgelegte Ziel einer Erwärmung von höchsten 1,5–2 °C ist nur mit RCP 2.6 erreichbar (Rogelj et al., 2018).

Die unterschiedlichen Emissionsszenarien zeigen eine starke Wirkung auf die resultierenden Reaktionen des Klimasystems Erde. Nach Klimamodellergebnissen (IPCC, 2021) beträgt die globale Erwärmung bezogen auf die Referenzperiode 1850–1900 am Ende des 21. Jahrhundert bei RCP 2.6 am wahrscheinlichsten 1,8 °C, bei RCP 4.5 2,7 °C und bei RCP 8.5 sogar 4,4 °C. Bei allen Szenarien erwärmen sich die Landmassen stärker als die Ozeane.

1.1.2 Landökosysteme und Klimawandel

Der Zusammenhang von Landnutzung und Klimawandel folgt daraus, dass Landökosysteme mehr als dreimal so viel Kohlenstoff (C) enthalten als die Atmosphäre selbst. Die Photosynthese und Atmung bedingen die größten einzelnen Flüsse im globalen C-Kreislauf (IPCC, 2019a; Quéré et al., 2018). Landnutzung findet auf drei Vierteln der globalen Landfläche statt und verändert die Vorräte und Flüsse von C in der Vegetation und im Boden (Bloom et al., 2016; Erb et al., 2018, 2016; Houghton, 2020; Houghton & Nassikas, 2017; Pongratz et al., 2018). Etwa 14 % der globalen anthropogenen THG-Emissionen (von rund 10 Gt C/Jahr) werden netto durch Landnutzungswandel verursacht (Friedlingstein et al., 2022). Den Emissionen aus der globalen Entwaldung, die etwa ein Drittel der Gesamtemissionen ausmachen, steht eine Landnutzungssenke in der gemäßigten und der borealen Zone gegenüber. Diese Senke wird unter anderem durch die Zunahme der Waldfläche verursacht und kompensiert rund ein Viertel der Gesamtemissionen. Darüber hinaus verändert der Vegetationswandel die Strahlungsbilanz der Erdoberfläche und führt zu regionaler Abkühlung oder Erwärmung (Abschn. 2.3.1). Der Effekt der Vegetation auf die Albedo ist gering (IPCC, 2019a) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Global sind Landökosysteme eine Netto-Senke für CO_2 (Houghton et al., 2018; Richter & Houghton, 2011). Diese war zwischen 2008 und 2017 mit rund 30 % der anthropogenen Emissionen groß (Friedlingstein et al., 2019). Der Fortbestand der Senkenwirkung ist unsicher (Bloom et al., 2016; Ciais et al., 2013; Friedlingstein et al., 2019; Friend et al., 2014).

1.2 Klima und Landnutzung in Österreich

Österreich stellt mit rund 9 Mio. Einwohnern und 84.000 km^2 Landesfläche nur einen kleinen Teil der Weltbevölkerung sowie der globalen Landnutzung. Sein Beitrag zum Klimawandel und Klimaschutz ist jedoch nicht vernachlässigbar. Zum einen weisen die Einwohner_innen Österreichs einen Lebensstil mit einer Pro-Kopf-Emission an THGs von 9 t C pro Jahr (Strasser, 2021) auf, welcher im oberen Viertel des globalen Pro-Kopf-Emissionsrankings

angesiedelt ist. Zum anderen zeichnet sich Österreich als „globaler Player" im internationalen Handelsgeflecht aus, etwa als Entwickler von Technologie in der Verarbeitung von Nahrungs- und Futtermitteln, der Holztechnologie und der Bereitstellung von Bioenergie (BMK, 2020a, 2020b), aber auch als Importeur und Exporteur von Rohstoffen, Halb- und Fertigwaren. Ein beträchtlicher Teil von Österreichs Wertschöpfung findet durch Landnutzung und Außenhandel mit Biomasseprodukten statt (WKO, 2021). Österreich steht an der 15. Stelle der globalen ökonomischen Pro-Kopf-Wertschöpfung (World Bank 2019) und hat einen weiten Optionenraum, Strategien der Verschränkung von Zielen einer nachhaltigen Landnutzung mit Zielen des globalen Klimaschutzes zu entwickeln und eine Vorbildrolle zu entfalten.

1.2.1 Klima in Österreich

Aufgrund der Lage in Mitteleuropa zeigen Temperatur und Sonneneinstrahlung eine ausgeprägte saisonale Schwankung. Durch die Seehöhenerstreckung von 100 bis 3800 m wird die Temperaturverteilung räumlich strukturiert. Die jährliche Mitteltemperatur reicht von 12 °C in den wärmsten Regionen bis zu −6 °C in den Gipfelregionen der Hohen Tauern (siehe Abb. 1.2a). Die Extremtemperaturen reichen von knapp +40 °C während sommerlicher Hitzewellen in den Tieflagen bis zu −30 °C im Hochwinter. Extrem niedrige Temperaturen können nicht nur in den Hochgebirgslagen auftreten, sondern auch in den östlichen Tieflagen während hochkontinentaler Kaltluftvorstöße im Hochwinter.

Das österreichische Klima wird auch von maritimen Luftmassen beeinflusst. Diese stammen vom Atlantik, der Nord- und Ostsee, dem Mittelmeer und dem Schwarzen Meer. Dadurch zeigen sich in Österreich ein komplexes Muster in der Niederschlagsverteilung (siehe Abb. 1.2b) und eine große Amplitude bei den Werten. So beträgt der mittlere Jahresniederschlag in den trockensten Regionen im Nordosten Österreichs knapp 500 mm (mm = Liter pro Quadratmeter) und in den Staulagen im Toten Gebirge oder am Arlberg etwa 2500 mm.

Die Alpen spielen eine zentrale Rolle bei der Niederschlagsverteilung in Österreich. Luftmassen werden bei der Überquerung der Gebirge gehoben, und dadurch findet Niederschlagsbildung statt. Innerhalb des Gebirges kommt es durch Luv/Lee-Effekte zu stark schwankenden Niederschlagsverhältnissen. So gibt es etwa in Tirol inneralpine Trockentäler wie das obere Inntal mit nur etwa 700 mm Jahresniederschlag, und nur wenige Kilometer entfernt im Arlberggebiet Niederschlagssummen über 2000 mm (siehe Abb. 1.2b).

Auch die Gewitterbildung wird durch die Alpen modifiziert. Die höchste Gewitterhäufigkeit gibt es im Übergang vom Flachland zu den Vorgebirgen, etwa dem Steirischen Randgebirge oder den Gurktaler Alpen im Süden oder dem Oberösterreichischen Alpenvorland im Norden (Suda & Rudolf-Miklau, 2011).

Der Niederschlag weist einen Jahresgang auf. Im Sommerhalbjahr fallen etwa zwei Drittel des Jahresniederschlages. Im Gebirge ist der Jahresgang nicht so stark ausgeprägt wie im Flachland. Aufgrund des Temperaturniveaus im Winter kann im ganzen Land Schnee fallen, wobei sich in den Tieflagen meist nur kurzfristig eine Schneedecke hält und kein permanenter Schneedeckenaufbau stattfindet. Mit der Seehöhe steigt der Anteil des Schnees am Gesamtniederschlag, und ab einer Seehöhe von 3000 m kommen Akkumulationsgebiete von Gletschern vor, wo die Schneedecke das ganze Jahr nicht vollständig abschmilzt.

Österreich kann in drei Niederschlagsregionen unterteilt werden (Ehrendorfer, 1987; Matulla et al., 2003): das östliche Flachland, das von Niederösterreich über das Burgenland bis in die südliche Steiermark reicht, und der Alpenraum, den man in einen atlantisch beeinflussten Bereich nördlich des Alpenhauptkammes sowie einen mediterran beeinflussten Bereich südlich des Alpenhauptkammes unterteilt. Häufig treten Niederschlagsanomalien nur nördlich oder südlich des Alpenhauptkammes auf, wie etwa im Sommerhalbjahr 2018, das nördlich des Alpenhauptkammes sehr trocken war und südlich des Alpenhauptkammes normale Niederschlagsverhältnisse hatte (Stangl et al., 2018). Das östliche Flachland ist generell eher trocken und im Sommer heiß. Hier übersteigt die jährliche Summe der potenziellen Evapotranspiration großflächig die jährliche Niederschlagssumme, wodurch negative klimatische Wasserbilanzen erreicht werden. Hier treten auch die höchsten Temperaturen Österreichs auf. Gleichzeitig ist dies auch die wichtigste Ackerbauregion des Landes (siehe Abschn. 4.2.1 und 5.1.1).

In Abb. 1.3 sind die saisonalen Temperaturen seit 1770 dargestellt. Bei den geglätteten Werten (dicke Linien) erkennt man dekadische Schwankungen, aber auch den kontinuierlichen Anstieg der Temperatur in den letzten 40 Jahren in allen Jahreszeiten. Besonders die Frühlings- und Sommertemperaturen haben sich, verglichen mit dem Mittel der Jahre 1961–1990, bereits um rund 2 °C erwärmt. Diese Erwärmung in Österreich korreliert mit der Erhöhung der globalen Mitteltemperatur, welche eindeutig auf menschliche Aktivitäten zurückzuführen ist (IPCC, 2021; Olefs et al., 2019).

Beim Niederschlag gibt es in Österreich Messungen bis weit in das 19. Jahrhundert zurück. Jedoch zeigen sich im Gegensatz zur Temperatur keine eindeutigen Trends (ALPIMP, 2006; Auer et al., 2007). Vielmehr zeigen sich deutliche regionale Unterschiede auch in der zeitlichen Entwicklung, da sich dekadische Schwankungen in den verschiedenen Niederschlagsregionen unterschiedlich auswirken können.

Anders als bei den mittleren Niederschlagsverhältnissen gibt es physikalische Gründe, warum die Niederschlagsin-

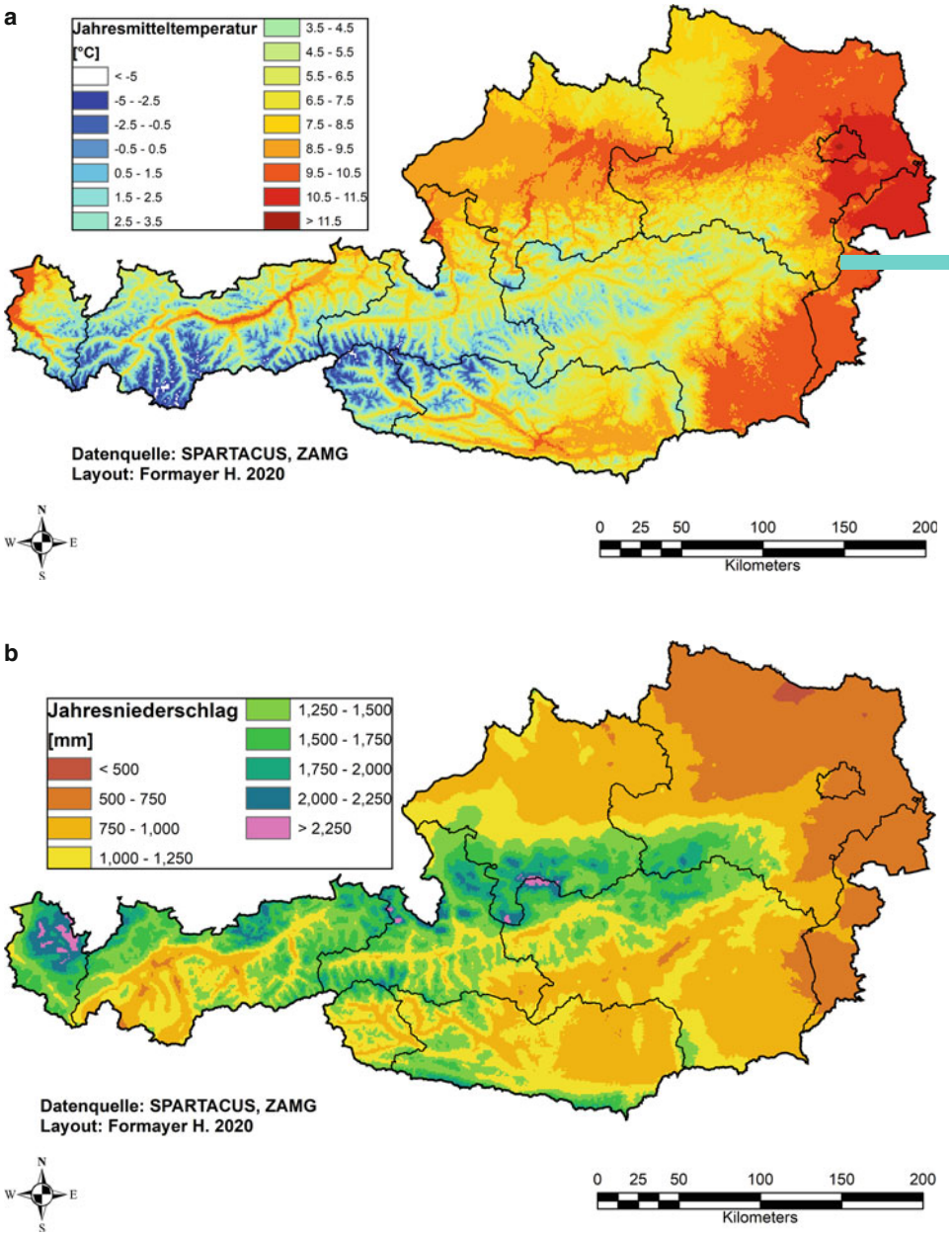


Abb. 1.2 **a** Mittlere Jahrestemperatur und **b** Jahresniederschlagssumme in Österreich, basierend auf SPARTACUS (geändert nach Hiebl & Frei, 2016) für den Zeitraum 1981–2010

tensität bei kleinräumigen Starkniederschlägen (Gewittern) bei einer Erwärmung ansteigen muss. Ursache hierfür ist, dass der maximale Wasserdampfgehalt in der Atmosphäre, wie er etwa in Wolken auftritt, von der Temperatur abhängt und um etwa 7 % pro Grad Erwärmung ansteigt. Dass dieser Zusammenhang auch für intensive einstündige Niederschläge gilt, wurde zuerst für die Niederlande gezeigt (Lenderink & van Meijgaard, 2008). Für Österreich wurde gezeigt, dass die Niederschlagsintensität um etwa 10 % pro Grad Temperaturanstieg zunimmt (Formayer & Fritz, 2017). Durch die bereits erfolgte Erwärmung speziell im Sommerhalbjahr muss man daher heute von höheren Niederschlagsintensitäten bei Gewittern ausgehen, verbunden mit kleinräumigen Überschwemmungen durch Sturzfluten, Erdrutschungen und Murgängen und ein erhöhtes Potenzial für Niederschlagserosion.

Auch die potenzielle Evapotranspiration ist von der Temperatur abhängig. Bei gleicher Strahlung, Wind und relativer Luftfeuchtigkeit steigt sie um die besagten rund 7 % pro Grad Temperaturanstieg, da das Wasserdampfsättigungsdefizit ein Motor der Verdunstung ist. Ob es bei einer Erwärmung zu einem Anstieg der realen Evapotranspiration kommt, hängt davon ab, ob genügend Wasser im Boden verfügbar ist. Untersuchungen zur Trockenheit in Mitteleuropa haben gezeigt, dass die Zunahme des Trockenstresses in der Land- und Forstwirtschaft überwiegend auf die Zunahme der Evapotranspiration zurückzuführen ist und nicht auf veränderte Niederschlagsverhältnisse (Frenck et al., 2018; Trnka et al.,

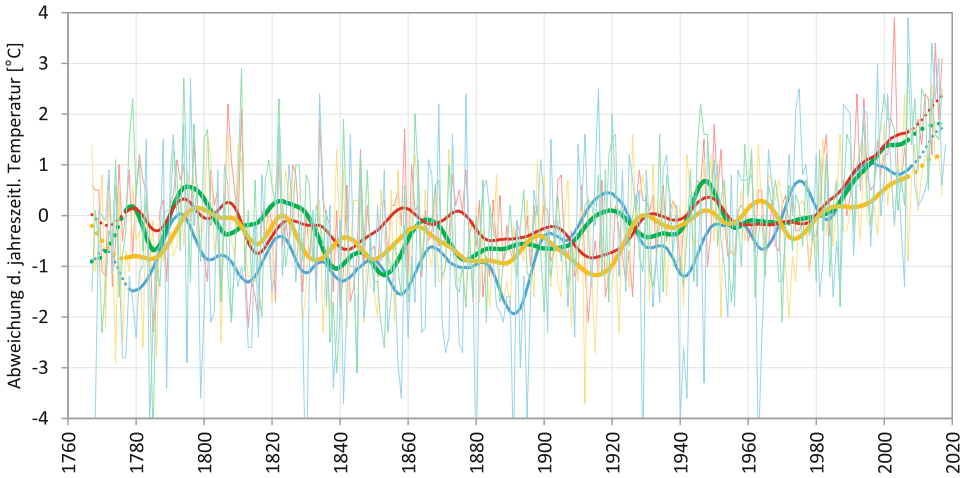


Abb. 1.3 Entwicklung der mittleren Winter- (*blau*), Frühlings- (*grün*), Sommer- (*rot*) und Herbsttemperatur (*gelb*) in Österreich 1767–2018. Dargestellt sind jährliche Abweichungen vom Mittel der Jahre 1961–1990 (*dünne Linien*) und deren geglättete Trends (*dicke Linien*, 21-jähriger gaußscher Tiefpassfilter). Datenbasis HISTALP ZAMG (Olefs et al., 2019)

2016). Außerdem spielen in der Forstwirtschaft Änderungen in der Baumartenzusammensetzung und der Altersstruktur der Wälder eine Rolle (Abschn. 1.3.3, 3.3.1, 4.3.1, 5.1.2.2 und 5.1.2.3).

Die Temperaturzunahme beeinflusst die Höhe der Schneedecke. Im Hochwinter gilt dies bis etwa einer Seehöhe von 1500 m (Olefs et al., 2019). Darüber ist es derzeit im Winter noch kalt genug, sodass der Großteil des Niederschlages in Form von Schnee fällt und der Schneedeckenaufbau mehr von der Niederschlagsmenge abhängt. In Österreich wird das Vorhandensein einer Schneedecke überwiegend in Zusammenhang mit dem Wintertourismus und Skifahren diskutiert (APCC, 2021), diese hat aber vielfältige weitere Auswirkungen. In den Ackerbauregionen stellt selbst eine geringe Schneedecke einen effektiven Schutz vor starkem Frost dar. Im Sommerhalbjahr führt eine Erwärmung in allen Höhenlagen zu einer Reduktion der Schneedecken. Dies führt zu einem früheren Einsetzen und Ende der Schneeschmelze, wodurch das Abflussverhalten der alpinen Flüsse verändert wird (Meißl et al., 2017) und das letztlich die Ursache für den raschen Gletscher- und Permafrostrückgang der letzten Jahrzehnte ist (Abermann et al., 2011; Haeberli, 1994, Schöner, 2021).

1.2.2 Landnutzung in Österreich

Die regelmäßig aktualisierte Datenzusammenstellung des Umweltbundesamtes verwendet die Landnutzungsdefinitionen der Klimarahmenkonvention (United Nations Framework Convention on Climate Change, UNFCCC; Umweltbundesamt, 2020). Nach dieser Statistik nehmen Wälder fast die Hälfte des Bundesgebietes ein, Agrarland ein Drittel, fast 7 % der Fläche sind Siedlungen und 10 % verteilen sich auf andere Nutzungsformen (Tab. 1.1).

Die Angaben über Ackerland und Grünland stammen aus den Agrarstrukturerhebungen und Invekos (ÖSTAT, 1998, 1994, 1994, 1991; Statistik Austria, 2018a,b, 2014, 2013, 2006, 2005, 2001), über Waldfläche aus der Österreichischen Waldinventur (BFW, 2022, 2011; Schieler et al., 1995) und über Siedlungsfläche und Feuchtgebiete aus der Datenbank des Bundesamtes für Eich- und Vermessungswesen (BEV, 2019). Alle Flächen, die nicht in diese Systematik fallen, werden als Sonstiges Land zusammengefasst (Umweltbundesamt, 2020). Aufgrund von Inkonsistenzen, unterschiedlichen Definitionen, Definitionsänderungen und anderen Brüchen in der Zeitreihe der Datengrundlagen für Landnutzungsflächen Österreichs ist es für das UNFCCC Reporting notwendig, eine über die Zeitreihe und bezogen auf die gesamte Staatsfläche konsistente und vollständige Landnutzungsstatistik zu erstellen und die Flächen in den Datenquellen entsprechend anzupassen. Daraus ergibt sich, dass die Landnutzungsflächen laut österreichischer THG-Inventur (Tab. 1.1) von anderen Datenquellen abweichen.

Österreich ist eines der waldreichsten Länder Europas. Der Wald erfüllt Nutz-, Schutz-, Wohlfahrts- und Erholungsfunktionen, die jeweils im vorrangigen öffentlichen Interesse stehen (BMLRT, 2021). Etwa 15 % des Waldes werden von den Österreichischen Bundesforsten bewirtschaftet, 22 % von privaten Forstbetrieben mit mehr als 200 ha Waldbesitz, 14 % fallen in die Kategorie Landes- und Gemeinschaftswald und 49 % des Waldes sind sogenannte Klein-Privatwälder (BMNT, 2017). Nadelbäume machen etwa 80 % des Holzvorrates im österreichischen Ertragswald aus (BFW, 2022).

Von den 2,74 Mio. ha landwirtschaftlichen Nutzflächen entfällt etwa jeweils die Hälfte auf Ackerland (1,41 Mio. ha) und Dauergrünland (1,33 Mio. ha). Die Grünlandfläche verteilt sich annähernd gleich auf intensiv (mehrschnittiges Grasland) und extensiv genutztes Grünland (einschnittige Wiesen, Streuwiesen, Hutweiden, Almen und Bergwiesen). Letzteres ist für die Artenvielfalt von großer Bedeutung (siehe Abschn. 1.4). Etwa 5 % des Ackerlandes sind Dauerkulturen. Im Jahr 2018 gab es 57.531 Haupterwerbsbetriebe, 89.782 Nebenerwerbsbetriebe, 7131 Betriebe von Personen-

Tab. 1.1 Landnutzung in Österreich 1990 und 2018 (Umweltbundesamt, 2020)

	1990		2018		
Nutzung	ha	Anteil an der Gesamtfläche %	ha	Anteil an der Gesamtfläche %	Unsicherheit %
Wald	3.891.333	46,4	4.046.000	48,2	±2
Ackerland	1.500.824	17,9	1.405.384	16,8	±4
Grünland	1.714.917	20,4	1.334.995	15,9	±8
Feuchtgebiete	132.616	1,6	153.309	1,8	±10
Siedlungen	380.055	4,5	568.085	6,8	±10
Sonstige Landnutzung	767.254	9,1	879.227	10,5	±10
Summe	8.387.000	100,0	8.387.000	100,0	

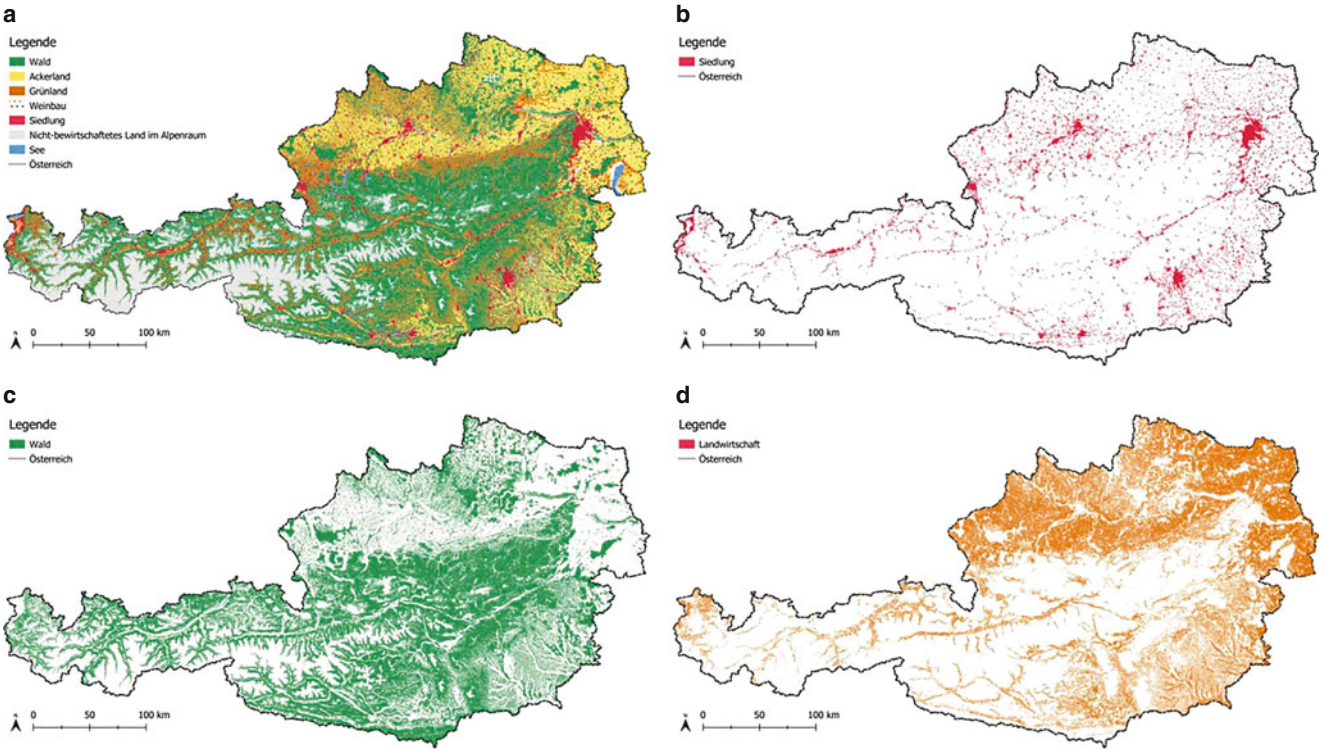


Abb. 1.4 Landnutzung in Österreich. Übersicht (**a**), der Siedlungsraum (**b**), Wald (**c**) und die landwirtschaftlich genutzte Fläche (**d**)

gemeinschaften und 7574 Betriebe, die von juristischen Personen bewirtschaftet wurden (BMNT, 2019a). Die Anzahl der landwirtschaftlichen Betriebe nimmt seit Jahren ab. Der Unterschied der Betriebsanzahl zwischen Agrarstrukturerhebung und INVEKOS („Integriertes Verwaltung- und Kontrollsystem"; System zur Durchsetzung einer einheitlichen Gemeinsamen Agrarpolitik [GAP] der EU-Mitgliedstaaten; BMLRT, 2022, 2020) ergibt sich aus den Zielen und der Methode: Die Agrarstrukturerhebung der Statistik Austria erfasst alle land- und fortwirtschaftlichen Betriebe mit einer Untergrenze von 1 ha (Spezialbetriebe/Forstbetriebe haben andere Untergrenzen). Die INVEKOS-Statistik beinhaltet jene Betriebe, die einen sogenannten Mehrfachantrag zur Beantragung ihrer Flächenförderungen bei AgrarMarkt Austria stellen.

Die nicht land- oder forstwirtschaftlich genutzte Landesfläche (19 %; Tab. 1.1) entfällt auf Felsen, Gletscher, Schutthalden, alpine Zwergstrauchheiden, alpine Rasen, Feuchtgebiete, Infrastruktureinrichtungen und Siedlungsräume.

Abb. 1.4 zeigt die Verzahnung von verschiedenen Formen der Landnutzung. Landwirtschaftliche Betriebe haben traditionell Ackerland auf den produktivsten und Grünland auf weniger produktiven Böden. Standorte, die aufgrund von Lageparametern oder ökonomischen Einschränkungen nicht für Landwirtschaft geeignet sind, werden als Wälder genutzt, die den betrieblichen Bedarf an Bauholz und Brennstoff decken und den Holzmarkt versorgen. Im Nordosten von Österreich und im oberösterreichischen Zentralraum ist flächenmäßig der Ackerbau vorherrschend, in den höher gelegenen Regionen im Westen von Österreich überwiegen Grünland

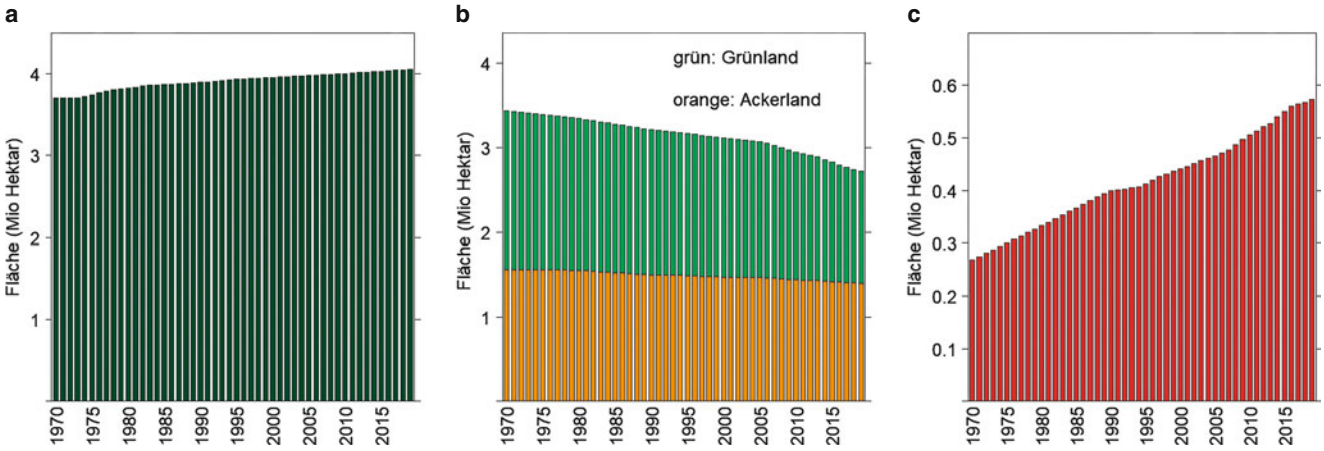


Abb. 1.5 Landnutzungsänderung zwischen 1970 und 2019 in Österreich, gegliedert nach den Landnutzungssektoren der Emissionsberichte (Umweltbundesamt, 2020). **a** Zunahme der Waldfläche, **b** Abnahme der Ackerland- und Grünlandfläche, und **c** Zunahme des Siedlungsraumes. Beachte: unterschiedliche Skalierung der *y*-Achsen

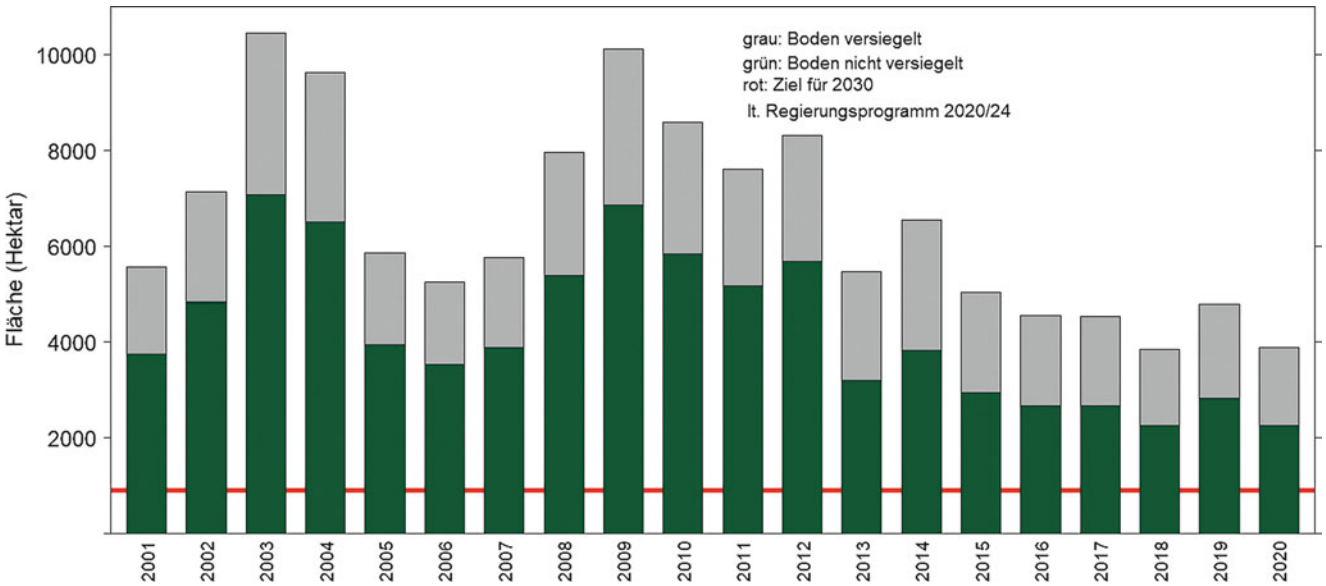


Abb. 1.6 Jährliche Bodeninanspruchnahme zwischen 2001 und 2020 in Österreich. Die *grauen* Säulen zeigen den Anteil des versiegelten Bodens, die *grünen* Säulen zeigen die Flächen, die der land- oder forstwirtschaftlichen Produktion entzogen werden, aber unverbaut bleiben, weil sie etwa von Grünflächen im Siedlungsgebiet eingenommen werden. (Daten aus Umweltbundesamt, 2022a)

(Almen) und Wald. Der Weinbau ist von lokaler Bedeutung. Die Siedlungsgebiete konzentrieren sich in den Regionen um die großen Städte und auf Tallagen. Abb. 1.4 zeigt, dass die Flächeninanspruchnahme durch den Siedlungsdruck viele Gebiete in Gunstlagen umfasst. Der Flächenbedarf für Verkehrsflächen und Siedlungsraum verringert die Fläche für die Erzeugung von Biomasse für Nahrungsmittel, stoffliche und energetische Zwecke, andere ökosystemare Funktionen und Standorte für erneuerbare Energieträger.

1.2.3 Dynamik der Landnutzung

In diesem Abschnitt wird die Entwicklung der Formen der Landnutzung der letzten 50 Jahre dargestellt. Die historische Entwicklung wird in den Abschn. 3.2, 3.3 und 3.4 im Detail beschrieben.

Die Zunahme der Waldfläche in Abb. 1.5 wird von der Aufforstung bzw. der natürlichen Wiederbewaldung von Agrarland in Bergregionen getrieben. Die Entscheidung zur Bewaldung eines Grundstückes liegt beim Grundbesitzer, während Rodungen der behördlichen Zustimmung bedürfen, bei der private gegen öffentliche Interessen abgewogen werden. Anlässe für Rodungen sind die Errichtung von

Infrastrukturen (Verkehrswege, Leitungstrassen) oder Erweiterungen des Siedlungsgebiets. Die zeitliche Entwicklung der Waldfläche ist in Abschn. 3.3.1 beschrieben. Gegenläufig zur Waldfläche entwickelt sich die Fläche des Agrarlandes. Tendenziell ist der Verlust an Grünland der Vergrößerung der Waldfläche geschuldet, während Ackerland in den Tallagen dem Flächenbedarf für Siedlungen und Infrastruktur weicht. Die Bodeninanspruchnahme findet im Umfeld der Siedlungen und im Hinterland der Städte statt und betrifft teilweise produktive Böden. Die Abb. 1.6 zeigt, dass sich die Siedlungsfläche in den letzten 50 Jahren annähernd verdoppelt hat und etwa gleich groß ist wie die Zunahme der Waldfläche im selben Zeitraum. Die Themen des Siedlungsdruckes werden in den Abschn. 3.4 und 5.1.3.4, Kap. 6 und 7 aufgegriffen.

Die Bodeninanspruchnahme in Österreich liegt weit über dem europäischen Durchschnitt. Zentrale Bodenfunktionen wie „Produktion von Biomasse“, „Filterung, Pufferung, Transformation“, „biologische Habitate“ (Blum, 2014) werden von überbauten Flächen nicht erfüllt (Umweltbundesamt, 2022b, Abb. 1.6). Bodenschutz wird auf kommunaler Ebene im Rahmen von Bodenbündnissen (https://www.bodenbuendnis.or.at/) forciert und wurde im Regierungsprogramm explizit verankert. Die Flächeninanspruchnahme soll so gering als möglich gehalten werden und der jährliche Zuwachs bis 2030 auf 9 km^2 pro Jahr sinken (Bundeskanzleramt, 2020). Auf EU-Ebene gilt die Vereinbarung, bis zum Jahr 2050 „… *einen Nettolandverbrauch von Null zu erreichen* …“ (EC, 2011). Die Instrumente des Bodenschutzes und die vielfache Inanspruchnahme von Böden sind eine Querschnittsmaterie, die in den Kap. 3, 4 und 5 behandelt wird. Die Wirkmächtigkeit der Raumplanung wird in den Kap. 6 und 7 diskutiert.

Die Erträge in der Landwirtschaft haben im letzten Jahrhundert durch den Einsatz von Mineraldüngern, die Mechanisierung, Automatisierungslösungen, die zunehmende Digitalisierung (Sinabell et al., 2017b; Spiegel et al., 2021), Fortschritte in der Pflanzenzüchtung und steigende Pflanzenschutzmittelmengen enorm zugenommen. Nach einer Periode überhöhter Düngergaben hat sich seit den späten 1980er-Jahren eine effiziente, bedarfsgerechte Düngung durchgesetzt. Der Bedarf an Lebens- und Futtermitteln wird teilweise außerhalb der Landesgrenzen gedeckt (Abschn. 3.2.2). Seit den 1970er-Jahren findet eine Entkopplung der Erträge und des Einsatzes von Betriebsmitteln (Dünger, Maschinen, Bewässerung) statt (Gingrich & Krausmann, 2018). Österreich liegt im Trend eines wachsenden Umweltbewusstseins mit einem Anstieg an Biolandbau und relativer De-Intensivierung (Jepsen et al., 2015). Der Anteil der landwirtschaftlichen Biobetriebe an allen INVEKOS-(geförderten) Betrieben ist in den letzten Jahren kontinuierlich gestiegen und betrug 2018 21,3 % (BMNT, 2019a). 18 % der Ackerfläche und 32 % der Dauergrünlandflächen werden biologisch bewirtschaftet. Auch der Anteil an biologisch bewirtschafteten Weingärten (15 %) und Obstflächen (34 %) steigt (BMNT, 2019a). Die Ernteerträge sind bei biologisch angebauten pflanzlichen Erzeugnissen tendenziell niedriger als bei konventioneller Bewirtschaftung (Brückler et al. 2018). Bei Biogetreide werden im Schnitt 35 % und bei Biohackfrüchten 27–49 % niedrigere Erträge erzielt, regional können die Erträge auch fast gleich ausfallen. Bei Ölsaaten variieren die Ertragsunterschiede je nach Kulturart. Die monetären Erträge sind bei Biobetrieben höher als bei konventionellen, weil weniger Aufwand für Dünge- und Pflanzenschutzmittel entsteht und höhere Förderungen und Marktpreise lukriert werden können (BMNT, 2019a; Abschn. 3.2.3, 4.2.1, 5.1.1, 5.3.1, 5.3.2 und 8.4.3).

Um die Landnutzung klima- und umweltfreundlich auszurichten, sind nachfrageseitige Änderungen von Bedeutung, die an verschiedenen Stellen des Berichtes diskutiert werden. Derzeit steigt der Wohnraumbedarf durch höhere Ansprüche an die Wohnfläche und die steigende Bevölkerung. Nachfrageseitige Gestaltungsmöglichkeiten zur Entlastung der Landnutzung sind die Reduktion des Bedarfes an Gebäuden und Infrastrukturen. Die integrative Gestaltung dieser Aufgabe wird von der Raumplanung wahrgenommen, um in Zukunft die Zersiedelung und Bodeninanspruchnahme gering zu halten (Abb. 1.5 und 1.6, Box 6.9; Abschn. 1.6.2, 6.6, 7.1.2 und 7.3). Die Ernährungsmuster der Österreicher und insbesondere der hohe Fleischkonsum haben ebenfalls einen erheblichen Einfluss auf die Landnutzung und die daraus folgenden Emissionen an Treibhausgasen (siehe Abschn. 2.2.3.4; 2.7; 5.3.2.1 und 6.4). Das Ernährungsthema wurde im APCC Special Report Gesundheit (APCC, 2018) und im APCC Report „klimafreundliches Leben“ (APCC, 2023) dargestellt. Die individuelle Verantwortung für einen ressourcenschonenden Lebensstil, der verstärkt auf Vermeiden, Substituieren und Verbessern setzt, um die Landnutzung zu entlasten, und der sparsame Umgang mit Energieträgern sind von entscheidender Bedeutung (Creutzig et al., 2022; Haas et al., 2023).

1.2.4 Treibhausgasemissionen in Österreich

Der C-Kreislauf umfasst C-Bestände und C-Flüsse. Bestände bezeichnen die Masse an C, die zu einem Zeitpunkt in einem Kompartiment vorhanden ist – in vielen Kompartimenten ist C längerfristig gebunden. Flüsse bezeichnen C-Transporte zwischen Beständen, gemessen als Masse pro Zeiteinheit (z. B. Tonnen pro Flächeneinheit und Jahr). In Landökosystemen sind die wichtigsten Kompartimente die Biomasse und der Boden, im menschlich überprägten Raum ist C in verschiedensten Materialien (z. B. Infrastrukturen) eingelagert. C-Flüsse ergeben sich über die Assimilation von CO_2 durch Pflanzen, die Atmung aller Lebewesen und die anthropoge-

Tab. 1.2 Durchschnittlicher Kohlenstoffvorrat der österreichischen Böden bei verschiedenen Formen der Landnutzung. Die Angaben beziehen sich auf den Auflagehumus (nur im Wald) und die obersten 30 cm des Mineralbodens. (Baumgarten et al., 2021)

Art der Landnutzung	Durchschnittlicher Kohlenstoffvorrat (t C/ha/30 cm)
Ackerland	62,4
Almen	113,0
Extensiv genutztes Grünland	94,7
Intensiv genutztes Grünland	91,5
Weingärten	49,1
Wald	128,2
Moore	220,0
Siedlungsgebiet	39,6

ne C-Freisetzung aus den C-Beständen (z. B. Verbrennung fossiler Brennstoffe oder Brennholz). In der Folge werden sowohl die von der Landnutzung beeinflussten Bestände als auch Flüsse dargestellt.

Die Zunahme der Waldfläche und die Diskrepanz zwischen Zuwachs und Nutzung führen zu einer stetigen Zunahme von C-Beständen in Österreichs Vegetation. Der Stammholzvorrat des österreichischen Waldes hält derzeit etwa 1,2 Mrd. Kubikmeter und hat sich seit 1970 um 50 % erhöht (Büchsenmeister, 2011; Umweltbundesamt, 2019; BFW, 2022; Abschn. 3.3). Eine Steigerung des Holzvorrates im österreichischen Ertragswald ist möglich, wenn der jährliche Zuwachs größer als die Summe von Nutzung und Verlusten (z. B. durch Sturm und Schädlinge) ist (Abschn. 2.2.3, 3.3, 4.3.1 und 5.1.2).

Landwirtschaftliche Flächen haben weitaus geringere C-Bestände in der ober- und unterirdischen Biomasse als der Wald. Ackerflächen weisen im Durchschnitt am Höhepunkt der Vegetationsentwicklung ca. 9,7 t C/ha Fläche auf, traditionell bewirtschaftete Grünlandflächen etwa 13 t C/ha mit geringen Änderungen des C-Pools zwischen den Jahren (Tasser et al., 2020; Wohlfahrt et al., 2008b, 2008a). Werden Grünlandflächen oder Ackerflächen in Dauerkulturen (z. B. Obstgärten) umgewandelt, steigt der C-Vorrat in der Biomasse auf ca. 25,4 t C/ha an (Tasser et al., 2020).

Wälder, die ursprünglich die österreichische Landschaft dominierten, tragen heute nur wenig zur Ernährung der Menschen und Nutztiere bei (Binkley, 2021; Glatzel, 1994; Johann et al., 2021). Die über Jahrtausende stattfindende Umwandlung in eine agrarische Kulturlandschaft hat die C-Bestände der Ökosysteme etwa halbiert (Erb, 2004; Gingrich et al., 2007).

Die durchschnittlichen C-Vorräte im Boden sind von der Form der Landnutzung abhängig. Es gibt verschiedene Angaben, da sich die Datenlage jährlich verbessert und in den verschiedenen Berichten die Vorräte bis in unterschiedliche Tiefen berichtet werden (Gerzabek et al., 2005; Umweltbundesamt, 2011; Tab. 1.2 und 2.3).

Änderungen der Landnutzungsform haben deutliche Effekte auf den Bodenkohlenstoff. Die Ausweitung der Waldfläche vergrößert langfristig den Bodenkohlenstoffvorrat, die Ausweitung der Siedlungsfläche verringert ihn (Abb. 1.5 und 1.6). Die Möglichkeiten der Beeinflussung des Bodenkohlenstoffvorrates durch Bewirtschaftungsmaßnahmen werden in den Abschn. 2.5 und 5.1 erläutert.

Die Landnutzung in Österreich ist eine wesentliche Komponente der THG-Bilanz. Im Jahr 2020 betrugen die jährlichen Gesamtemissionen in Österreich rund 74 Mio. t CO_2e/Jahr (CO_2e = kt CO_2-Äquivalente), der Vergleich mit den Ergebnissen für die Jahre 2018 und 2019 zeigt den Pandemie-bedingten Emissionsrückgang in 2020 (Tab. 1.3). Der Hauptverursacher ist dabei mit 68 % der Emissionen (50 Mio. t CO_2e/Jahr) der Energiesektor (sämtliche Verbrennungsemissionen und diffuse Emissionen von Treibstoffen; Abb. 1.7. Siehe auch Abschn. 1.5.2 und 5.1). Der größte Anteil (42 %) der Emissionen des Energiesektors stammt aus dem Verkehr, 39 % aus der Energieaufbringung, der Rest setzt sich aus Emissionen im Gebäudesektor und sonstigen Quellen zusammen. Rund 20 % der Emissionen Österreichs (15 Mio. t CO_2e/Jahr) wurden 2020 von industriellen Prozessen verursacht. Der Abfallwirtschaftssektor verursachte im Jahr 2020 rund 2 % der Gesamtemissionen (1 Mio. t CO_2e/Jahr). Der Sektor Landwirtschaft (Emissionen aus Tierhaltung und Düngung) verursachte 2020 ca. 10 % (7 Mio. t CO_2e/Jahr). Die Landnutzung, gemäß den Konventionen des IPCC im Sektor „Landwirtschaft, Waldnutzung und andere Landnutzungen“ (AFOLU für „Agriculture, Forestry and Other Land Uses“) zusammengefasst, trägt mit rund 6 Mio. t CO_2e/Jahr rund 8 % zu den Gesamtemissionen bei. Der Landwirtschaftsbereich ist dabei eine Netto-Quelle für Emissionen (7 Mio. t CO_2e/Jahr oder 9 % der Gesamtemissionen), während der Bereich „Waldnutzung und andere Landnutzungen“ (auch „Landnutzung, Landnutzungswechsel und Forstwirtschaft, LULUCF“ genannt) im Jahr 2020 eine Senke von −1187 kt CO_2e, das sind ca. 2 % der gesamten THG-Emissionen, darstellte (Tab. 1.3; Umweltbundesamt, 2022b; Abschn. 2.2.3).

Die Erhöhung der Senkenwirkung des Waldes und die Verminderung der THG-Emissionen im Sektor Landwirtschaft sind zentrale Klimawandel-Minderungsstrategien im AFOLU-Sektor (i.e. die Sektoren Landwirtschaft plus LULUCF), die durch das Zusammenspiel vieler Maßnahmen (z. B. verändertes Management in Ackerbau und Viehzucht, Nutzung von Bioenergie, Substitution von Materialien mit großen Treibhausgasintensität) erreicht werden sollen (Abschn. 2.3; 2.5 und Kap. 5).

Seit 1990 wurden die THG-Emissionen aus dem Sektor Landwirtschaft um 14 % verringert, weil der Viehbesatz und der Einsatz von Stickstoffdünger reduziert wurden (Abschn. 2.2.3.2). In der Land- und Forstwirtschaft fallen neben den Emissionen in Tab. 1.3 auch Emissionen durch

Tab. 1.3 Treibhausemissionen und -senken des österreichischen AFOLU-Sektors (Landwirtschaft, Forstwirtschaft und andere Landnutzungen) 1990, 2000, 2018, 2019 und 2020. Angaben in kt CO_2-Äquivalenten (CO_2e) für Kohlendioxid (CO_2), Lachgas (N_2O) und Methan (CH_4). Positive Zahlen: Quellen, negative Zahlen: Senken. (Quelle: Umweltbundesamt 2022b)

	THG	1990	2000	2018	2019	2020
Gesamtemissionen Österreich in kt CO_2e/Jahr	**CO_2, CH_4, N_2O**	**78.423**	**80.085**	**78.558**	**79.741**	**73.592**
Sektor Landwirtschaft						
Verdauung in Rindermägen	CH_4	4513	4191	3819	3764	3733
Wirtschaftsdünger-Management (CH_4 und N_2O)	CH_4, N_2O	1137	993	1097	1085	1079
Düngung landwirtschaftlicher Böden	N_2O	2381	2101	2018	1985	2003
Sonstige	CO_2, CH_4, N_2O	88	91	155	151	149
Summe Sektor Landwirtschaft	**CO_2, CH_4, N_2O**	**8119**	**7376**	**7090**	**6985**	**6964**
% der Gesamtemissionen		10 %	9 %	9 %	9 %	9 %
Sektor Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft (LULUCF)						
Wald	CO_2, CH_4, N_2O	−10.874	−15.994	−2434	−2427	−2420
Davon im bestehenden Wald	CO_2, CH_4, N_2O	*−7864*	*−13.629*	*−734*	*−733*	*−732*
Davon Neubewaldung	CO_2, N_2O	*−3009*	*−2365*	*−1701*	*−1694*	*−1688*
Acker	CO_2, N_2O	326	108	343	361	407
Grünland	CO_2, CH_4	649	471	333	331	329
Feuchtgebiete	CO_2	42	36	66	60	59
Siedlungsraum	CO_2, N_2O	455	326	226	241	295
Sonstiges Land	CO_2, N_2O	458	381	296	267	250
Holzprodukte	CO_2	−3122	−1889	−1969	−1462	−173
Summe Sektor LULUCF	**CO_2, CH_4, N_2O**	**−12.065**	**−16.561**	**−3139**	**−2629**	**−1253**
% der Gesamtemissionen		−15 %	−21 %	−4 %	−3 %	−%
Summe Landwirtschaft und LULUCF (i.e. AFOLU)		**−3946**	**−9186**	**3951**	**4355**	**5711**
% der Gesamtemissionen		−5 %	−11 %	5 %	5 %	8 %

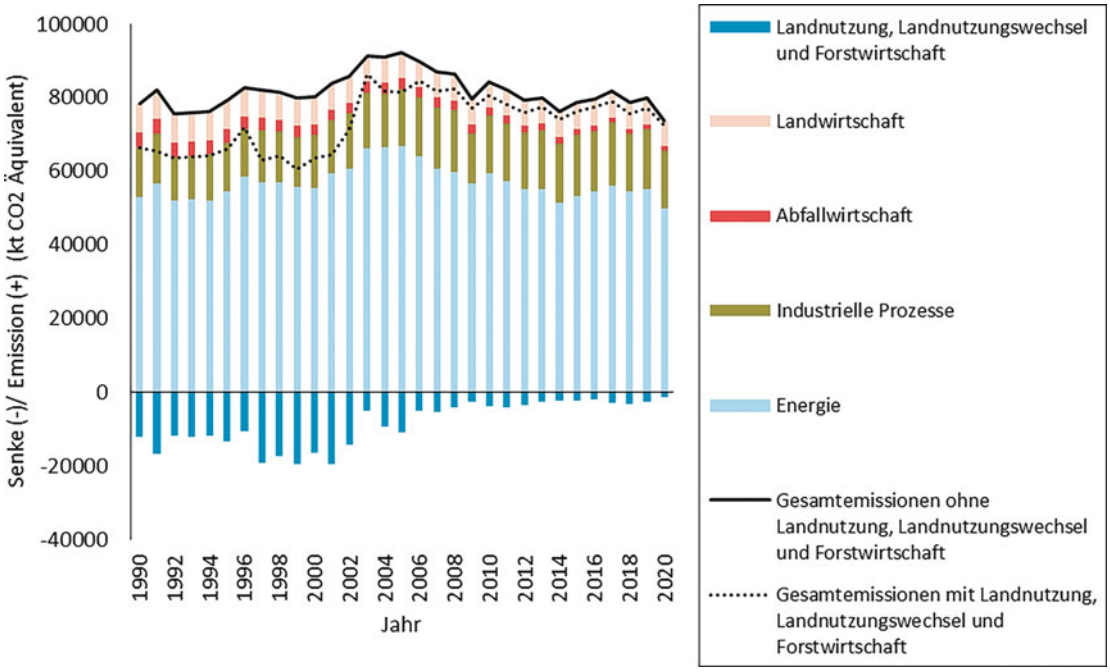


Abb. 1.7 Treibhausgasemissionen und Senken in kt CO_2-Äquivalenten (CO_2e) in Österreich nach Sektor (1990–2020). (Umweltbundesamt, 2022)

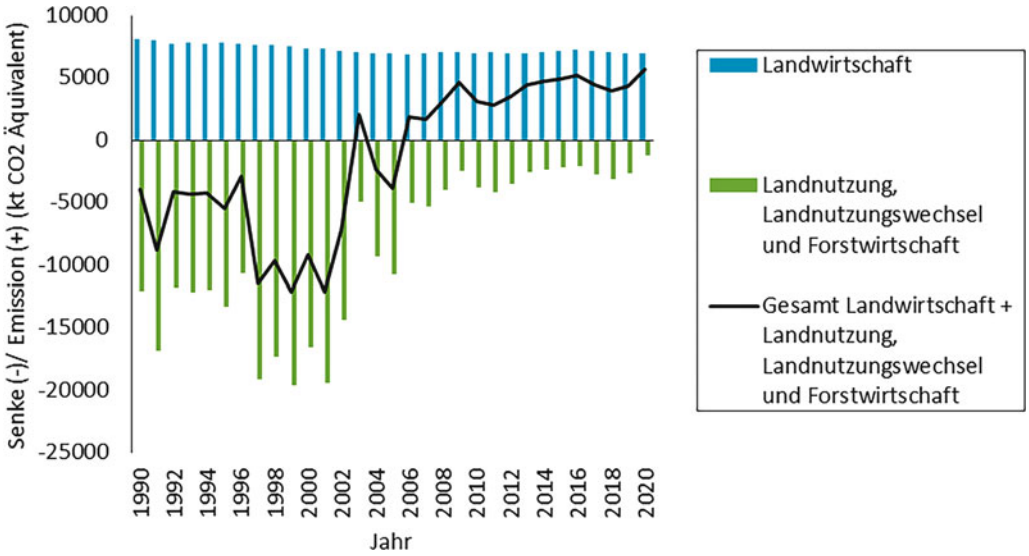


Abb. 1.8 Treibhausgasemissionen und (Netto-)Senken der Sektoren Landwirtschaft und Landnutzung, Landnutzungswechsel und Forstwirtschaft in kt CO_2-Äquivalent von 1990 bis 2020. (Umweltbundesamt, 2022b)

die Verbrennung fossiler Energieträger an, die gemäß IPCC-Konvention nicht im Landnutzungssektor, sondern im Energiesektor erfasst sind. Diese stammen aus der stationären Verbrennung, z. B. Beheizung landwirtschaftlicher Gebäude, mobilen Geräten, Erntemaschinen.

Im Sektor LULUCF haben sich die Netto-Senken seit den 2000er-Jahren verringert und waren im Jahr 2020 im Vergleich zu 1990 um rund 90 % reduziert. Einflussfaktoren waren niedrige Waldnutzungsraten in den 1990er-Jahren, eine Zunahme von Schadereignissen ab den 2000er-Jahren, eine auch dadurch verursachte höhere Holznutzung in den 2000er-Jahren sowie ein Rückgang des Holzzuwachses im Wald. Bei der derzeitigen stofflichen und energetischen Holznutzung ist der Wald nachweislich bereits seit 1960 eine THG-Netto-Senke (Weiss et al., 2000), siehe auch Box 2.1.

Seit dem Jahr 2006 ist der landbasierte AFOLU-Sektor Österreichs (Landwirtschaft und LULUCF) keine Netto-Senke (Abb. 1.8); Emissionen und Senken der landbasierten Sektoren (siehe Abschn. 2.2.3; Umweltbundesamt, 2022b).

1.3 Zukünftige Herausforderungen

1.3.1 Auswirkungen des Klimawandels auf das Klima Österreichs

In den nächsten Jahrzehnten muss man von einer weiteren Erwärmung in Österreich ausgehen. Beim Szenario RCP 2.6 steigt die mittlere Temperatur um zumindest 1 °C bis zur Mitte des Jahrhunderts an und stabilisiert sich danach. Beim Szenario RCP 4.5 beträgt der Temperaturanstieg bis zur Mitte des Jahrhunderts rund 1,5 °C, steigt in der zweiten Hälfte des Jahrhunderts moderat weiter an, und die Temperatur liegt am Ende des Jahrhunderts um etwa 2,5 °C höher als heute. Bei RCP 8.5 beträgt die Erwärmung bereits in der Mitte des Jahrhunderts knapp 2 °C, und die Temperatur liegt am Ende des Jahrhunderts um etwa 4,5 Grad über dem heutigen Niveau. Die saisonale Entwicklung der Temperatur wird sich nicht stark verändern. Lediglich in den Übergangsjahreszeiten, speziell im Frühjahr, scheint die Erwärmung etwas schwächer ausgeprägt als im Winter und Sommer (siehe Abb. 1.9).

Beim Niederschlag zeigen die aktuellen Klimaszenarien (Chimani et al., 2016) tendenziell eine leichte Zunahme des Jahresniederschlages im Vergleich zu 1971–2000. Die Szenarien sind jedoch unsicher. Die Klimamodelle variieren in Gebirgsregionen stark. In Abb. 1.9 ist das Ensemblemittel aus 15 regionalen Klimamodellen dargestellt. Das Ergebnis ist belastbarer als das Ergebnis eines einzelnen Modelles. Dennoch müssen die Ergebnisse vorsichtig interpretiert werden. Der konvektive Niederschlag aus Gewittern, der in den trockenen Regionen des Nordens und Ostens des Landes einen wesentlichen Teil des Jahresniederschlages ausmacht, wird von der derzeitigen Generation regionaler Klimamodelle vereinfacht dargestellt. Belastbarer sind Berechnungen der Niederschlagsintensität, die direkt an die Temperatur gekoppelt ist. Man muss von einem Anstieg der Niederschlagsintensität mit all ihren Folgen ausgehen (Pichelli et al., 2021). Die Modelle zeigen ausgeprägte Unterschiede der Niederschlagsverteilung in den Jahreszeiten. Unabhängig vom Emissionsszenario kommt es im Winter zu einer Niederschlagszunahme von rund 10 % bis zur Mitte des Jahrhunderts und im Emissionsszenario RCP 8.5 sogar um rund 20 % bis zum Ende des Jahrhunderts. Dem steht ein Gleichbleiben des Niederschlages im Sommer gegenüber. Es zeigen

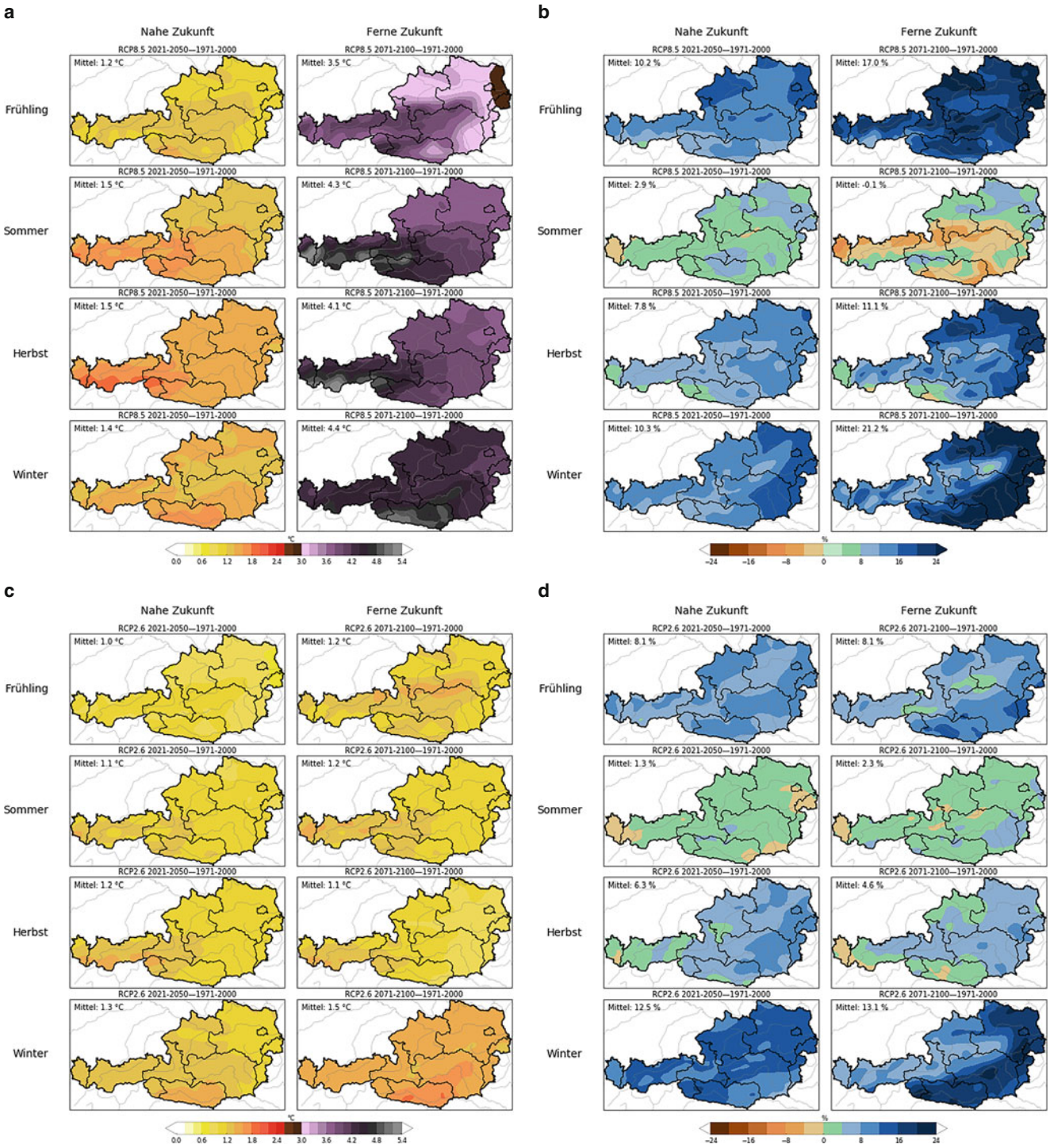


Abb. 1.9 Erwartete saisonale Temperatur- (**a, c**) und Niederschlagsänderungen (**b, d**) für Österreich in der nahen (2021–2050) und fernen (2071–2100) Zukunft im Verhältnis zur Periode 1971–2000 auf Basis der ÖKS15-Klimaszenarien (Chimani et al., 2016) für das Szenario RCP 8.5 („Business as usual", **a, b**) und RCP 2.6 („Paris-Ziel", **c, d**). Während den Temperaturänderungen hohes Vertrauen geschenkt werden kann, sind die Niederschlagsänderungen mit deutlich höheren Unsicherheiten behaftet bzw. teilweise auch nicht signifikant

sich auch regionale Unterschiede. So liegt das österreichische Flächenmittel der Niederschlagsentwicklung am Ende des Jahrhunderts im Sommer und RCP 8.5 bei −0,1 %. Es gibt aber große Gebiete, in denen der Niederschlag um bis zu 10 % ab- oder auch zunimmt.

Durch den Temperaturanstieg und die Niederschlagsveränderungen wird es zu einer Verschiebung der Klimazonen kommen. Da im Gebirgsland Österreichs durch die Vertikalerstreckung viele Klimazonen räumlich eng beieinanderliegen, kann eine rasche Anpassung der Ökosysteme

stattfinden, da für die Migration von Tieren und Pflanzen keine weiten Strecken zurückgelegt werden müssen wie im flachen Gelände. Veränderungen in den Ökosystemen durch den Klimawandel im Alpenraum werden somit rasch sichtbar werden (Abschn. 3.5.4).

1.3.2 Herausforderungen für die Energiegewinnung

Der österreichische Brutto-Inlandsverbrauch an Energie betrug 2021 etwa 1426 Petajoule (PJ) und ist damit, nach einem pandemiebedingten Rückgang im Jahr 2020, wieder auf dem Niveau der vorangehenden Jahre. Rund zwei Drittel (65 %) entfallen auf die fossilen Energieträger Erdöl, Erdgas und Kohle. Biogene Energieträger, das sind einerseits feste biogene Brenn- und Treibstoffe sowie gasförmige Energieträger, tragen rund 17 % bei (Abb. 1.10). Zu den festen Brennstoffen zählen Scheitholz, Hackschnitzel, Pellets, Holzbriketts, Sägenebenprodukte sowie Ablaugen und der biogene Teil des Hausmülls, die zur Wärmebereitstellung oder in KWK-Anlagen zur Erzeugung von Strom und Wärme genutzt werden. Gasförmige Brenn- und Treibstoffe sind Biogas, Klär- und Deponiegas, dazu kommen flüssige Treibstoffe wie Biodiesel, Bioethanol und Pflanzenöle, die im Verkehrssektor eingesetzt werden.

Daneben tragen die landnutzungsrelevanten erneuerbaren Energien folgende Mengen bei: Wasserkraft (ca. 10 %), Windkraft (1,7 %) und Photovoltaik (0,7 %). Der Rest entfällt auf brennbare Abfälle, Umgebungswärme (Solarthermie, Geothermie, Wärmepumpen) und Netto-Stromimporte. Die Ziele für 2030 sind 100 % national bilanziell erzeugter Strom aus erneuerbaren Energieträgern und bis 2040 die Defossilierung der gesamten Energieerzeugung. Um diese Ziele zu erreichen sind ein massiver Ausbau der erneuerbaren Energieträger, der zugehörigen Infrastrukturen und Speicher(-technologien) und die Erhöhung der Energieeffizienz notwendig (BMK, 2022; BMNT & BMVIT, 2018; Meyer et al., 2018). Die vermehrte Einbindung volatiler Erzeugungsanlagen (PV, Solarthermie und Windkraft) stellt erhöhte Anforderungen an die Stabilisierung der Energieversorgung. Hier kommt, neben den Speichertechnologien, der kontinuierlich erzeugten Bioenergie eine wichtige Rolle zu.

Der Einsatz von Biomasse für die energetische Nutzung wird kontroversiell diskutiert (Winiwarter & Gerzabek, 2012), einerseits wegen der Netto-CO_2-Emissionseffekte (siehe Box 1.1), andererseits wegen der möglichen Konkurrenz zur Nahrungsmittelherstellung sowie negativer Auswirkungen auf die Biodiversität (Kalt et al., 2020). Ein großer Teil der Rohstoffe zur Bereitstellung von biogenen Energieträgern (Agrotreibstoff, Energie aus forstlicher Biomasse) wird importiert (Kalt, 2015; Kalt & Kranzl, 2012). Hier muss also nicht nur die Flächennutzung im Inland, sondern die globale Flächennutzung entlang der gesamten Wertschöpfungskette berücksichtigt werden (Abschn. 3.2.2.2).

In Österreich ist der Wald Hauptlieferant von Bioenergie: 14 % der im Inland produzierten erneuerbaren Energie (450,7 PJ/Jahr) entfallen auf Scheitholz, 40 % auf sonstige feste biogene Energieträger, die zum Großteil aus Waldbiomasse hergestellt werden, und rund 1 % auf Biogas (BMK, 2022). Die Rolle von Holz als historisch einziger technischer Energieträger von relevantem Ausmaß hat sich durch technologische Entwicklungen verändert (Abschn. 2.6.2).

In Österreich wurden im Jahr 2020 19,7 Mio. Kubikmeter [m^3] aus dem Einschlag im österreichischen Wald und 7,2 Mio. m^3 aus dem „sonstigen Aufkommen“ (das

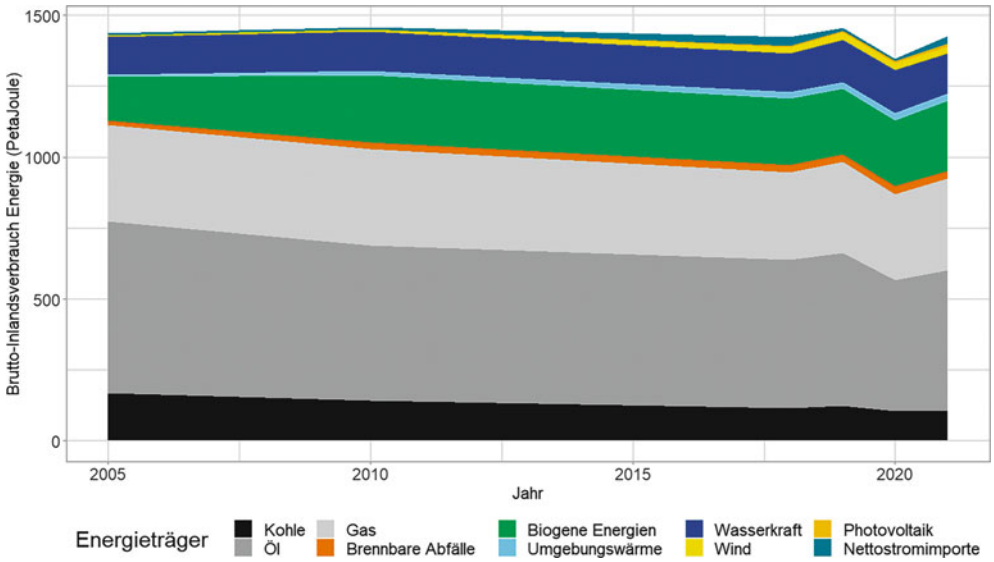


Abb. 1.10 Jährlicher Brutto-Inlandsverbrauch von Energie in Petajoule/Jahr 2005–2021. (BMK, 2022)

sind Holzmengen aus dem Kleinstwald, Nutzung von Flurgehölzen, rezykliertes Altholz und Lagerstandsänderungen) eingesetzt. Importiert wurden 21,8 Mio. m^3 Holz (davon 14,8 Mio. m^3 Säge- und Industrierundholz und 7,0 Mio. m^3 Halbfertigprodukte und Säge- bzw. Industrienebenprodukte). In der gesamten österreichischen Holzverarbeitungskette wurden im Jahr 2020 48,7 Mio. m^3 Holz eingesetzt (Summe aller Inputs), davon allein in der Sägeindustrie 20,8 Mio. m^3. Davon kommen 8,1 Mio. Festmeter [fm] ohne Rinde, 0,5 Mio. fm Kappholz und 1,1 Mio. fm Rinde aus dem österreichischen Wald. Reststoffe der Schnittholz-, Platten- und Papiererzeugung belaufen sich auf etwa 50 %, die zuletzt energetisch genutzt werden (Strimitzer, 2020; Strimitzer et al., 2022).

Die gesamte in Österreich eingesetzte Energie aus Holz betrug im Jahr 2019 24,8 Mio. m^3 und 2020 25,5 Mio. m^3 (rund 196 PJ), das entspricht rund 16 % des gesamten Energieverbrauchs Österreichs (BMK, 2022). Davon wurden 71 % industriell (KWK-Anlagen, Heizanlagen, Prozessdampferzeugung) eingesetzt. Die – verglichen mit im Inland geerntetem Holz – große Menge an gesamter energetischer Verwendung kann durch die hohen Holzimporte und die bei der Verarbeitung anfallenden Mengen an Reststoffen erklärt werden. 10,3 Mio. m^3 (40 % der gesamten energetischen Verwendung) Holz (Hackgut, Brennholz) wurden im Jahr 2020 direkt energetisch genutzt. Betrachtet man alle energetisch verwendeten Holzströme, stellen 48 % Reststoffe der Verarbeitungskette dar (Rinde, Nebenprodukte), 12 % stammen aus direkt energetisch verwendeten Importen und 40 % aus inländischen Quellen. Berücksichtigt man, dass 53 % des gesamten in der Holzverarbeitungskette umgesetzten Holzes aus Importen stammt, ergibt sich für 2019 im Durchschnitt ein Importanteil von 37 % der österreichischen energetischen Holzverwendung (siehe auch Box 3.4).

Hackgut und Rinde werden in Heizanlagen genutzt und Brennholz wird v. a. zur Erzeugung von Raumwärme von Kleinwaldbesitzern genutzt. Sägenebenprodukte, Industrierestholz und Presslinge, hauptsächlich energetisch genutzt, zeigten im Jahr 2020 einen Netto-Import (3,7 Mio. m^3 Import und 2,6 Mio. m^3 Export). Das energetisch genutzte Holz aus inländischem Aufkommen setzt sich hauptsächlich aus Durchforstungs- und Schadholz zusammen, das aus qualitativen Gründen derzeit stofflich nicht nutzbar ist, und aus Brennholz, das oft von Kleinwaldbesitzern für den Eigenbedarf (Raumwärme) erzeugt wird.

In der österreichischen THG-Bilanz (Umweltbundesamt, 2023) werden nur die Holzprodukte und die Energie aus dem österreichischen Einschlag dargestellt. Holzprodukte und Energie aus importiertem Holz werden im Ursprungsland berücksichtigt (siehe Kap. 2 und Box 1.1).

Problematisch ist beim Einsatz der Bioenergie die Feinstaubbelastung, die zum Beispiel bei der Nutzung veralteter Technologien zum Verbrennen von Scheitholz entsteht (Schwarz & Strasser, 2019). Die Einbindung von privaten lokalen oder regionalen Energiegemeinschaften in die Energieversorgung fördert die Wandlung der Konsument_innen zu Prosument_innen, die gemeinsam Energie erzeugen, konsumieren und verkaufen (Frieden et al., 2020). Die Dezentralisierung der Energieerzeugung stellt die Flächennutzung vor neue Herausforderungen (Abb. 1.10, Box 3.4; Abschn. 3.2.2.2, und 8.4.2.1). Zu berücksichtigen sind dabei der Flächenbedarf für Windkraft- und Solaranlagen (Frühwald & Ulrich, 2007), für den Straßenbau für Transporte und Wartung der Anlagen sowie eventuelle Flächennutzungsänderungen im Umkreis der Anlagen oder auch Versiegelungen für und/oder Flächennutzungsänderungen unter Solar-Großflächenanlagen. Semizentrale Speicher für Strom oder Wärme können ebenfalls eine Rolle spielen (Abschn. 7.1.2 und 5.1.3.4).

Bereits bestehenden Großanlagen und damit auch der Energie aus Biomasse werden in dieser Entwicklung besondere Bedeutung seitens des Gesetzgebers zugemessen:

> *„Bestehende Wind- und Wasserkraftwerke sowie hocheffiziente Biomasseanlagen in Landwirtschaft und Industrie sollen auch in Zukunft zur Erreichung des 100 % erneuerbaren Stromziels und der Wärmeversorgung aus erneuerbaren Quellen beitragen. Der Erhalt bestehender hocheffizienter Anlagen minimiert den Verbrauch an Flächen und Ressourcen und unterstützt so eine naturverträgliche Transformation des Energiesystems* (BMNT & BMVIT, 2018).“

Angesichts des alarmierenden Raubbaus am Wald infolge der nicht nachhaltigen Bewirtschaftungsformen – u. a. in einigen europäischen Ländern – erlässt die Europäische Union Richtlinien (Renewable Energy Directive; RED). Während in Österreich gerade die Zweite Erneuerbare-Energie-Richtlinie in Gesetzesform gegossen wurde (Herbst 2022), wird seitens der EU bereits die Dritte Erneuerbare-Energie-Richtlinie verhandelt. Insgesamt wird die primärenergetische Nutzung von Biomasse aus Holz von der EU kritisch gesehen. Die absehbaren Ergebnisse sind eine verstärkte kaskadische Nutzung von Holz, die Begrenzung der energetischen Nutzung von Primärholz auf dem aktuellen Stand und die Ausdehnung der Nachweispflicht des Bezuges von Holz aus nachhaltiger Bewirtschaftung für kleinere Energiegewinnungsanlage als bisher. Die Energiegewinnung aus forstlicher Biomasse ist in Österreich wesentlich weiter entwickelt als in anderen Staaten. Mit den erwarteten Einschränkungen aus der Dritten Richtlinie wird ein weiterer Ausbau der energetischen Biomasse(/Holz)-Nutzung schwieriger. Die bisher erarbeiteten Zielpfade für den Umstieg auf erneuerbare Energieträger werden aufgrund der Dritten Richtlinie zu überarbeiten sein. Im Rahmen der Transformation des österreichischen Energiesystems wird der Energieraumplanung hier eine bedeutende Rolle zukommen (Kap. 7).

Box 1.1 Standpunkte zur Klimaneutralität der Waldnutzung

Unterschiedliche methodische Zugänge kommen zu unterschiedlichen Beurteilungen der Klimaneutralität der Waldnutzung. In dieser Box werden zwei kontroverse Standpunkte nebeneinander dargestellt, ohne eine Wertung über deren Allgemeingültigkeit vorzunehmen.

Bei der energetischen (thermischen) Nutzung von Wald-Biomasse wird CO_2 emittiert, das zuvor im Zuge des Pflanzenwachstums von Ökosystemen aus der Atmosphäre akkumuliert wurde. Biomassenutzung verändert allerdings C-Flüsse und Bestände in der Vegetation, daher herrscht aus wissenschaftlicher Perspektive hohe Übereinstimmung bei robuster Evidenz, dass Biomassenutzung nicht per-se als klimaneutral betrachtet werden kann (Cowie et al., 2021; Erb et al., 2022; Norton et al., 2019; Searchinger et al., 2009). Die Frage, wann die stoffliche/energetische Nutzung der Biomasse eine negative Wirkung auf das Klima hat oder klimaneutral ist, stellt eine wissenschaftliche Kontroverse dar, die im Folgenden kurz umrissen wird.

Das Konzept der Klimaneutralität bezeichnet nach IPCC (2018b) einen Zustand, in dem menschliche Aktivitäten keine Netto-Auswirkungen auf das Klimasystem haben. Das Erreichen eines solchen Zustands würde einen Ausgleich zwischen Quellen und Senken von Treibhausgasen sowie die Berücksichtigung regionaler oder lokaler biogeophysikalischer Auswirkungen menschlicher Aktivitäten, wie zum Beispiel die Oberflächenalbedo oder das lokale Klima, bedingen. CO_2-Neutralität zielt hingegen ausschließlich auf biogeochemische Effekte ab. Die vermeintlich einfache Rechenaufgabe der „Klimaneutralität", wie auch der CO_2-Neutralität, erweist sich als komplex, da sie maßgeblich von Systemdefinitionen und Systemgrenzensetzungen abhängig ist und bis zu den Berichtsmodalitäten von nationalen Treibhausgasinventuren reicht. Die Diskussion um die CO_2-Neutralität wird als ISO/DIS 14068 (Greenhouse gas management and climate change management and related activities – Carbon neutrality; https://www.iso.org/standard/43279.html) diskutiert, eine universell funktionierende Definition muss für sämtliche Wirtschaftsbranchen und Systemen funktionieren (nicht nur für die Waldsenke bzw. -bewirtschaftung) und ist daher schwierig zu erstellen.

An dieser Stelle werden in Tab. 1.4 zwei wissenschaftliche Standpunkte vorgestellt und mit ausgewählten Referenzen zu aktuellen Beiträgen belegt, die ihrerseits die umfangreiche Sekundärliteratur zitieren. Mangels verbindlich vereinbarter Definitionen werden in beiden Standpunkten unterschiedliche zeitliche und funktionale Systemgrenzen gezogen, sodass dieselbe natürliche Ausgangslage zu verschiedenen und gegensätzlichen Schlussfolgerungen führen kann. Eine kritische Auseinandersetzung mit vielen Originalzitaten zum Thema ist auch in Cowie et al. (2021); Mather-Gratton et al. (2021) und Erb et al. (2022) zu finden.

Gemeinsam ist beiden Standpunkten der Bezug auf größere räumliche Einheiten (Landschaft, Region, Staatenebene), die Favorisierung der stofflichen über der energetischen Nutzung von Holzbiomasse und die energetische Nutzung von Reststoffen, die bei der Produktion von wichtigen Holzdienstleistungen oder -produkten anfallen und nicht weiterhin für solche nutzbar sind, oder von unrezyklierbaren Holzprodukten am Ende der Lebensdauer, und die in beiden Standpunkten als vorteilhaft angesehen wird. Im Folgenden sind wichtige Unterschiede der beiden Standpunkte herausgearbeitet.

Fazit Die Holznutzung ist gemäß Standpunkt 1 in nachfolgender Situation klimaneutral: In Österreich werden die Wälder nachhaltig bewirtschaftet. Der Holzvorrat im Wald nimmt seit Jahrzehnten zu, weil die jährliche Nutzung stets kleiner war als der jährliche Zuwachs an Biomasse. Seit Jahrzehnten hat die Waldbewirtschaftung gleichzeitig jährlich mehr Rohstoff und mehr Senkenwirkung ermöglicht. Diese positive zeitliche Entwicklung wurde in Mittel- und Nordeuropa beobachtet. Sie ist allerdings zeitlich begrenzt. Die Zunahme des Vorrates wurde durch die Verlängerung der Vegetationsperiode, die Einträge von Stickstoff aus der Atmosphäre und durch Bewirtschaftungsmaßnahmen verursacht. Da bei gleichbleibender oder sogar intensivierter Waldnutzung jährlich mehr CO_2 im österreichischen Wald gebunden als in Form von Produkten und Energieträgern entzogen wird, ist die Holznutzung klimaneutral (Borchert & Riebler, 2022; Nabuurs et al., 2017; Schulze et al., 2021).

Die Holznutzung bedarf laut Standpunkt 2 der expliziten Betrachtung der Zeitdimension und der integrierten Betrachtung von direkten C-Flüssen und Beständen in Waldökosystemen und in der Gesellschaft sowie auch von C-Opportunitätskosten der Waldernte (Erb et al., 2022; Erb & Gingrich, 2022; Searchinger et al., 2018). Dieser Standpunkt begründet auch die Berechnung der „Carbon Parity Time", die eine Erweiterung des „Carbon Debt"-Ansatzes (zu Deutsch-

Tab. 1.4 Vergleich zweier Sichtweisen, die zu unterschiedlichen Beurteilungen der Klimaneutralität der Waldnutzung gelangen

Element	Standpunkt 1	Standpunkt 2
C-Fluss im Wald und C-Neutralität	Die energetische und stoffliche Nutzung der Waldbiomasse ist CO_2-neutral, solange der Bestand an C im Wald in der Landschaftseinheit über die Zeit zunimmt oder gleich bleibt. Vereinfacht wird die Formel verwendet, dass die Holznutzung CO_2-neutral ist, solange sie kleiner/gleich als der periodische Zuwachs ist	Die Entnahme von Holz verändert immer die Dynamiken von Waldökosystemen. Eine Nutzung, die kleiner als der Zuwachs ist, ist eine essenzielle, aber nicht ausreichende Bedingung. Durch die Nutzung der Wälder wird, solange der Wald nicht sein Klimax-Stadium erreicht hat, eine C-Senke verhindert, dieser Verlust muss berücksichtigt werden
Referenzwert Wald	Der Referenzwert stellt das Gleichgewicht zwischen C-Aufbau (in Biomasse, Totholz, Boden) und C-Abfluss in diesen Pools dar (die Null-Linie ist die Referenzlinie). Als näherungsweise Beurteilungsgröße dafür dienen häufig die Vorratsänderungen an Stammholz, die von Waldinventuren mit einer transparenten Methodik und regionaler Gültigkeit erhoben werden	Der Referenzwert bezieht sich auf den (hypothetischen) Unterschied der Walddynamik mit und ohne den zu betrachtenden Maßnahmen. In Regionen mit langer Nutzungsgeschichte berücksichtigt der Referenzwert, dass der Wald ohne die jeweilige Nutzung schneller oder mehr C akkumulieren würde als mit der jeweiligen Nutzung. Es werden also die C-Opportunitätskosten der Ernte ermittelt
Referenzlinie	Der aktuelle Biomassenvorrat und seine zeitliche Entwicklung sind aus den Ergebnissen von Waldinventuren ableitbar. Die Zeitreihe der Vorratsentwicklung bildet die Bewirtschaftung und die Walddynamik ab	Die Referenzlinie muss in Szenarienanalysen (keine Nutzung bzw. Dynamik mit und ohne die jeweilige Nutzung) festgelegt werden. Dabei spielen Unsicherheiten der zukünftigen Entwicklungen insbesondere durch Klimaveränderungen (Störungen etc.) eine zentrale Rolle, die die Bewertung gefährden
Relevante Zeitskala	Entscheidungen über die Waldbehandlung haben langfristige Auswirkungen; eine ausgeglichene, stetige Nutzbarkeit von Holz auf Landschaftsebene wird angestrebt. Daher wird mindestens eine ganze Umtriebszeit als Grundlage verwendet. Die Bewirtschaftungsvorgaben sollen stetige, nachhaltige Holznutzungsmöglichkeiten sicherstellen, ohne dass der Vorrat verringert wird. Emission aus Zerfallsphasen des Waldes gibt es nicht, da der genutzte Wald diese Phase nicht erreicht, weil das Holz vorher geerntet wurde	Entscheidend ist vor allem ist die Betrachtung der kurzfristigen Netto-Effekte auf die Atmosphäre. Auch Betrachtungen in kürzeren Perioden als eine Umtriebszeit werden als wichtig erachtet und mit der Dringlichkeit der Bewältigung der Klimakrise (Ausbau von C-Senken, Bewahrung von C-Beständen) argumentiert
Einschätzung der Klimawandel-bedingten Störungen	Im Sinne des Vorsorgeprinzips gilt es, die C-Bestände der Wälder zu erhalten, insbesondere im Lichte der zukünftigen Störungsregimes bzw. der Unsicherheiten. Trotzdem können Kalamitäten die CO_2-Neutralität zeitweise ausschalten und zu höheren Emissionen führen	Im Sinne des Vorsorgeprinzips gilt es, die C-Bestände der Wälder zu schützen, insbesondere im Lichte der zukünftigen Störungsregimes bzw. der Unsicherheiten. Co-Benefits mit dem Biodiversitätsschutz stehen im Vordergrund
Interpretation: Wälder nehmen im Bestand zu	Die Zunahme des Holzvorrates berücksichtigt sämtliche Einflussfaktoren (ökologisch, historisch, politisch, ökonomisch)	Die Ursache der Bestandszunahme liegt in der Erholung von vergangenen (Über-)Nutzungen und stellt eine Opportunität (Senke) dar
Substitution	Die Substitution liegt außerhalb der betrachteten Systemgrenze für die Beurteilung von CO_2-Neutralität des Holzes; diese wird nur im Wald bestimmt	Ist integrale Komponente der Betrachtung von CO_2-Neutralität
Betrachtung der CO_2-Emissionen durch Holzverbrennung am Schornstein	Die Betrachtung liegt außerhalb der betrachteten Systemgrenze für die Beurteilung von CO_2-Neutralität; diese wird nur im Wald bestimmt (siehe oben)	Relevante Größe, da alle direkten Emissionen und Senken im Sinne eines Full Carbon Accounts aufgenommen werden, und darüber hinaus auch Opportunitätskosten der Holzernte (s. oben)
Kompatibilität mit Treibhausgasinventuren bzw. Paris-Agreement-Ziel-Bewertung („Gleichgewicht zwischen Emissionen und Senken nach 2050“)	Die IPCC-Bilanz ist vollständig bezüglich der anthropogen bedingten Treibhausgasflüsse (Agostini et al., 2014; IPCC, 2006). Das Paris-Agreement betrachtet vollständige Flüsse der Treibhausgasemissionen und -senken und leitet daraus das Ziel der Emissionsminderung ab. Treibhausgasinventuren stellen die Basis für die Beurteilung dar	Die IPCC-Bilanz stellt eine Teilbilanz dar. Diese ist konsistent, aber der Ansatz ist durch die Einbeziehung von C-Opportunitätskosten darüber hinausgehend und Ergebnisse sind daher nicht direkt vergleichbar
Reversibilität der CO_2-Neutralität von Senken	Die Senkenwirkung ist prinzipiell reversibel und C-Vorräte können verloren gehen. Standpunkt 1 baut jedoch geerntetes Holz außerhalb des Waldes in C-Vorräte der Holzprodukte ein, die eine erheblich geringere Anfälligkeit gegenüber Störungen haben als Wälder	Die Senkenwirkung ist prinzipiell reversibel und C-Vorräte können verloren gehen. Störungen betreffen alle Wälder, besonders anfällig sind altershomogene Monokulturen mittleren und höheren Alters

etwa „Kohlenstoffschuld"; Mitchell et al., 2012; Nabuurs et al., 2017; Ter-Mikaelian et al., 2015) darstellt. Die „Carbon Debt" errechnet die Zeit, die notwendig ist, initiale C-Verluste, die durch Ernte verursacht werden, durch Substitution „zurückzuzahlen". Die „Carbon Parity Time" bezieht sich explizit auf genutzte Wälder und drückt die Zeitspanne aus, bis „Kohlenstoffbindungsparität" erreicht ist. Diese Kohlenstoffbindungsparität ist erreicht, wenn die Summe aus C-Vorrat im geernteten Wald und Produkten und vermiedenen Emissionen (durch Substitution, s. unten) gleich groß ist wie der hypothetische C-Vorrat im Wald, der sich ohne diese Ernte einstellen würde.

Maßgeblich für die Berechnung der Kohlenstoffparität ist in Standpunkt 2 folglich, neben der Betrachtung der C-Dynamik im Wald, die Klimawirksamkeit der Substitution. Der Substitutionskoeffizient, ist die Höhe der Emissionsminderung, die pro Einheit Biomasseverwendung tatsächlich erzielt wird. Diese ist von der gesellschaftlichen Verwendung des geernteten Holzes, der durchschnittlichen Verweildauer von C in gesellschaftlichen Beständen sowie der Emissionsintensität der substituierten Produkte abhängig (Kalt et al., 2019; Leturcq, 2020; Olsson et al., 2019). Eine Dekarbonisierung des Energiesystems verkleinert den Substitutionskoeffizienten und verlängert ceteris paribus die „Parity Time".

Darstellung der Biomasse-bezogenen Kohlenstoffemissionen in nationalen Treibhausgasinventuren Häufig wird aus den Berechnungsrichtlinien des IPCC (IPCC, 2006), das im Energiesektor keine CO_2-Emissionen aus Biomasse berücksichtigt (sehr wohl CH_4 und N_2O), gefolgert, dass das IPCC Biomassenutzung pauschal als C-neutral ansieht (https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/faq/faq.html). Dies beruht auf einer Fehlinterpretation der Berechnungsansätze. Das IPCC zielt auf ein Monitoring aller anthropogenen C-Flüsse auf globaler Ebene ab. Gemäß den IPCC-Richtlinien (IPCC, 2006) wird die Entnahme der Biomasse im Land der Entnahme (und damit im Landnutzungssektor) vollständig als CO_2-Emission bilanziert. Aus diesem Grund wird sie nicht im Energiesektor nochmals gerechnet, da sonst eine Doppelzählung vorliegen würde. Ein allfälliges Berechnen entgangener künftiger Senken durch die Biomassenutzung ist nicht Teil des IPCC-Monitorings. De facto bilanzieren THG-Inventuren, was die Atmosphäre aus der Biomassenutzung auf globaler Ebene „sieht": Wenn der Biomassezuwachs in einem Staat höher als der Biomasseabgang (etwa durch Rodungen, Landnutzungswechsel, Waldernte) ist, bilanziert der Landnutzungssektor als Senke – im umgekehrten Fall als Quelle. Im Fall von internationalem Handel wird die Emission im Land der Biomasseernte bilanziert und nicht im Land der Biomassenutzung. All das wirkt sich dahingehend aus, dass importierte und energetisch verwendete Holzbiomasse nicht in die Emissionsstatistik eines Landes Eingang findet, sondern im exportierenden Land erfasst ist. Auch der Berechnungsansatz der C-Flüsse im Holzproduktepool beruht auf dieser fundamentalen Berechnungslogik. Rein physikalisch nehmen Holzprodukte keinen C aus der Atmosphäre auf, sondern speichern C aus dem Waldökosystem; sie sind also ein lateraler Fluss von einem Kompartiment (Waldbiomasse) in einen anderen (gesellschaftliche Artefakte). Da jedoch die gesamte Biomasseernte im ersten Schritt als Emission gemäß Berechnungsrichtlinien gerechnet wird, werden die Netto-Zuwächse im Produktepool als eigene C-Senke berichtet.

1.3.3 Herausforderungen in der Forstwirtschaft und der nachgelagerten Wertschöpfungskette

Die österreichische Forst- und Holzwirtschaft produziert Nadelholz, das überwiegend kaskadisch (stofflich, dann energetisch) genutzt wird, und Laub- und Schadholz, von dem ein erheblich größerer Teil in die energetische Nutzung geht. Die Holzverarbeitungskapazität in Österreich ist hoch. Österreich ist weltweit der zweitgrößte Importeur von Rohholz (FAO, 2020), hauptsächlich aus Nachbarländern (z. B. Slowenien, Deutschland). Im Gegenzug werden Schnittholz und andere Halb- und Fertigwaren exportiert (Abschn. 3.3.3). Eine Besonderheit der Forstwirtschaft sind die langen Produktionszeiträume. Kurzfristig formulierte Änderungen der Bewirtschaftungsstrategien sind mitunter schwierig umzusetzen.

- Der Klimawandel stellt eine Herausforderung für die Forstwirtschaft dar, sowohl für Anpassungsleistungen wie auch hinsichtlich etwaiger Beiträge zur Emissionsminderung, z. B. durch die Bereitstellung von Bioenergie und C-Senken. Anpassungsmaßnahmen sollen die Wälder langfristig stabiler gegen Effekte des Klimawandels machen. Hochproduktive Baumarten werden durch weniger wüchsige, aber resilientere Baumarten ersetzt. Dadurch ist mittelfristig mit einer Verringerung der Produktivität österreichischer Wälder zu rechnen (Braun et al., 2016; Weiss et al., 2020; Abschn. 3.5.2, 4.3 und 5.1.2.4) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Auf der anderen Seite steht die Herausforderung, das Baumartenspektrum

Tab. 1.5 Zentrale Herausforderungen der Forstwirtschaft innerhalb der Wertschöpfungskette

Herausforderung	Lösungsansatz	Möglicher Konfliktstoff
Baumarten kommen zusehends unter Klimastress (z. B. Trockenheit)	Nicht heimische Baumarten ersetzen heimische Baumarten, die den künftigen Verhältnissen vermutlich nicht gewachsen sind	Bedenken seitens des Naturschutzes; Florenverfälschung
Baumarten kommen zusehends unter Klimastress (z. B. Trockenheit)	Heimische Baumarten ersetzen Baumarten, die den künftigen Verhältnissen vermutlich nicht gewachsen sind	Wenig
Veränderung der Baumartenzusammensetzung	Heimische Laubbäume ersetzen Holz von Nadelbäumen	Wichtige Holzsortimente (z. B. leichtes Bauholz) fehlen am Markt
Ertragssituation der Waldwirtschaft mit weniger produktiven Beständen	Siehe Baumarten	Baumartenkombinationen, welche den betriebswirtschaftlichen Erfolg der Waldwirtschaft verringern
Erhöhter Einsatz für Monitoring und Schädlingsbekämpfung	Mehr Investition in Waldbau	Erhöhte Produktionskosten der Waldwirtschaft
Außer-Nutzung-Stellung von Waldflächen	Vertragsnaturschutz	Verlust von Ertragswald; eventuell höherer Schädlingsdruck
Produktion von Schwachholz durch Verkürzung der Umtriebszeit	Kürzere problematische Phasen der Bestandsentwicklung	Veränderung des Landschaftsbildes, geringerer Ertrag, Reduktion der Kohlenstoffbestände
Erhöhung des Kohlenstoffspeichers in Waldökosystemen	Verlängerung des Produktionszeitraumes	Veränderung des Landschaftsbildes, Verlängerung von instabilen Phasen der Waldentwicklung, geringerer Ertrag
Erhöhung der Energiemenge aus forstlicher Biomasse	Intensive Aufforstung, intensivere forstwirtschaftliche Nutzung, Verkürzung der Umtriebszeiten	Veränderung des Landschaftsbildes; artifizielle Ökosysteme, Reduktion der Kohlenstoffsenke
Hoher Wilddruck	Verringerung des Wildstandes um den Handlungsspielraum für den Waldbewirtschafter zu erhöhen	Interesse der Jagdausübenden an hohen Wildständen
Sicherung der Schutzwirkung des Waldes	Stabilisierung der Schutzwälder	Teure Ersatz-Maßnahmen, z. B. technische Lawinenverbauung

so zu gestalten, dass der künftige Bedarf an Holzprodukten gedeckt werden kann.

- Der langjährige Anteil des Schadholzes beträgt 8,6 Mio. m^3 Stammholz. Die Schadholzmengen schwanken erheblich und lagen im katastrophalen Jahr 2019 um 50 % über dem Durchschnitt (BML, 2022).
- Der klimawandelbedingte Druck durch heimische und invasive Schädlingsarten steigt markant an (Bauhus et al., 2021; Hoch et al., 2019; Hoch & Steyrer, 2020; Netherer et al., 2015) [Evidenz hoch, Übereinstimmung hoch]. Sturm- und Schneedruckschäden mit einem unklaren Bezug zum Klimawandel machen das Angebot an Holzprodukten weniger gut planbar. Außerdem fallen mitunter niederwertige Holzsortimente an, die stofflich nicht nutzbar sind (Hofbauer, 2020; Pfemeter et al., 2019; Abschn. 3.3 und 4.3.2; Abb. 3.4; Box 3.4).
- Von der europäischen Politik werden ambitionierte Ziele formuliert. Einerseits soll die Forst- und Holzwirtschaft die Bioökonomie des Ländlichen Raumes stärken, andererseits soll die Netto-Senke des Landnutzungssektors bis 2030 wesentlich zur Erreichung der EU-Klimaziele beitragen (EU 841, 2018). Die Wälder sollen C-Senken sein, zusätzlich die Emissionen aus der Landwirtschaft aufnehmen und als Fernziel auch Emissionen anderer Sektoren kompensieren. Es ist aber festzuhalten, dass es keine Form der Bewirtschaftung gibt, die den Wald zu einer permanenten Senke für THGs macht, wenngleich der Zeitpunkt der Sättigung von vielen natürlichen und anthropogenen Parametern abhängt und zwischen wenigen Dekaden und im Jahrhundertbereich liegt (Cotta, 1885; Ledermann et al., 2022; Nabuurs et al., 2013; vgl. Abschn. 4.3 und 5.1.2) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].
- Die Wälder nehmen in der Diskussion um Bioenergy with Carbon Capture and Storage (BECCS) global eine prominente Rolle ein. Die Rolle von BECCS in Österreich ist derzeit gering (Abschn. 5.2.2.6).
- Gesellschaftliche Forderungen sind die Unterschutzstellung eines Teiles des Waldes zur Bewahrung der Artenvielfalt (EC, 2021). Diese Wälder würden damit der regelmäßigen Nutzung entzogen. Dies führt zu Zielkonflikten zwischen bereitstellenden und regulierenden ÖSLs.
- Der erforderliche waldbauliche Spielraum wird durch Wildverbiss eingeengt. Das Spannungsfeld zwischen geeigneten Wildbeständen und der Forstwirtschaft wird seit Jahrzehnten mit bescheidenem Erfolg diskutiert (Schodterer & Lackner, 2019).

Die Herausforderung der Forstwirtschaft ist es, in den nächsten Jahren einen stabilen Entwicklungspfad für die nachhaltige Waldbewirtschaftung voran zu bringen (Tab. 1.5). Aufgrund der unumkehrbaren Dynamik des Klimawandels

Tab. 1.6 Zentrale Herausforderungen in der Landwirtschaft

Herausforderung	Lösungsansatz	Potenzieller Konflikt
Sicherung der Bodenfruchtbarkeit	Humusaufbau und Erhöhung des organischen C im Boden durch Einsatz von Stallmist und Kompost; Verbesserung der Bodenqualität und Produktivität	Von manchen Autoren als räumliche Umverteilung von C bewertet Nicht alle Betriebe verfügen über Viehbestand oder Ressourcen für Kompostherstellung
Erhöhung des organischen C in landwirtschaftlichen Böden	Organische Düngung, reduzierte Bodenbearbeitung, Zwischenfruchtanbau, optimierte Fruchtfolge	Potenziale sind unklar; Anstieg des C-Gehaltes flacht über die Zeit hin ab; erhöhte N_2O-Emissionen möglich
Reduzierte Bodenerosion	Verringerung der Erosion durch Bodenbedeckung und Verbesserung der Bodenstruktur	Erhöhte Anwendung von Herbiziden zur Unkrautkontrolle; Anpassung (Kostenaufwand) bei Bodenbearbeitungsgeräten
Unzureichende Wasserversorgung der Nutzpflanzen	Bewässerungsanlagen zum Erhalt der Erträge; Etablierung von hitze- und dürreresistenten Sorten/Arten; optimale Bodenstruktur (Durchwurzelbarkeit u. a.) und Nährstoffversorgung (z. B. durch Präzisionslandwirtschaft); Bodenbedeckung (Mulchsysteme); Windschutzhecken u. a.	Bewässerung nur in wenigen Regionen Österreichs möglich (z. B. problematisch bei Hanglagen); Nutzungskonflikte um verfügbare Wasserressource; Neue Feldfrüchte finden anfangs kaum Absatz aufgrund des bestehenden Vermarktungssystems; erhöhter Vermarktungsaufwand Kosten für neue Technologien; Flächenbedarf für Hecken u. Ä.; Verfügbarkeit organischen Mulches (z. B. Stroh)
Vermehrtes Auftreten, Neuauftreten und Ausbreitung von Schadorganismen	Integrierter Pflanzenschutz; Monitoring, Warndienste, Vorhersagen, Präzisionslandwirtschaft	Effektive Bekämpfung zum Teil schwierig oder noch unklar (z. B. invasive Arten); manche Strategien können negative Auswirkungen auf die Umwelt haben (z. B. häufigere mechanische Bodenbearbeitung; Pestizideinsatz)
Verschiedene Landnutzungssysteme auf derselben Fläche	Mehrfachnutzung durch kombinierte Anbau- und Produktionssysteme (z. B. Agroforstsysteme; Mischkultursysteme u. a.)	Entwicklungsarbeit erforderlich, Akzeptanz durch die Praxis: rechtliche Hindernisse
Verringerung der Bewirtschaftungsintensität	Je nach klimatischen und regionalen Gegebenheiten; Extensivierung oder Intensivierung erlaubt nachhaltigere Nutzung der Ressourcen	Mögliche Ertragsreduktion durch Extensivierung; Erhöhter Arbeitsaufwand durch Intensivierung

ist eine Business-as-usual-Strategie nicht sinnvoll. In die Diskussion zu den Anpassungsmaßnahmen bringen sich viele Interessensgruppen ein, deren sektoral berechtigte Ziele nicht vereinbar sind.

Die Anpassungs- und Minderungsmaßnahmen im Rahmen der Waldbewirtschaftung einschließlich ihrer Möglichkeiten und Grenzen sind in den Abschn. 4.3 und 5.1.2 beschrieben. In Österreich gab es im Vergleich zur Mitte des 19. Jahrhunderts bereits einen Temperaturanstieg von rund 2,7 °C. Selbst bei Erreichen der Paris-Ziele wird es in weniger als 30 Jahren einen weiteren Anstieg von zumindest 1 °C geben. Die dadurch verursachte Belastung der Wälder wird von den forstlichen Feldversuchen und den Kalibrierungsdaten der verfügbaren Waldwachstumsmodelle nicht erfasst. Der rasch voranschreitende Klimawandel beschleunigt die Erosion der Relevanz des bisherigen Erfahrungswissens [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung] und führt zur Zunahme von Unsicherheiten (Bauhus et al., 2021; Hanewinkel et al., 2013; Lexer et al., 2015; Weiss et al., 2020).

1.3.4 Herausforderungen in der Landwirtschaft – Ackerbau

In Tab. 1.6 sind die derzeit diskutierten Herausforderungen für die nachhaltige Produktionssicherung im Ackerbau unter sich ändernden klimatischen Bedingungen dargestellt.

1.3.5 Herausforderungen in der Grünlandwirtschaft

Für Teile des Dauergrünlands in Österreich wird ein steigendes Ertragspotenzial prognostiziert, in trockenheitsgefährdeten Regionen ist mit Ertragsverringerungen zu rechnen. In Abschnitt 4.2.2 wird auf verschiedene Klimawandel-Anpassungsmaßnahmen (Veränderung der Artenzusammensetzung, Anpassung der Schnitthäufigkeit, zeitlich optimierte Nutzung, verstärkte Nutzung von Almen, technische Innovationen etc.) eingegangen. Eine Herausforderung ist, das Grünland bei geänderten Klimabedingungen aufrecht zu erhalten und zu verbessern (Abschn. 5.1.1.2), da in Grünlandböden große C-Mengen gespeichert sind (Tab. 1.2; Baumgarten et al., 2021; Bohner, 2021; Nawaz et al., 2013). Aufgrund der weitgehenden C-Sättigung der Grünlandböden sind keine

wesentlichen zusätzlichen Beiträge zur Minderung des Klimawandels zu erwarten (Abschn. 2.5 und 5.1.1.2). Die mögliche verstärkte Nutzung von Gunstlagen bei gleichzeitiger Aufgabe von Grenzertragsböden beeinträchtigt die regionale Arten- und Strukturdiversität und die Landschaftsheterogenität (Tappeiner et al., 2008; Abschn. 3.5.1 und 4.1.2). Die Auswirkungen von Nutzungsänderungen (z. B. Alm zu Wald) auf die THG-Bilanz und bio-physikalische Parameter (Albedo) und Landnutzungskonflikte werden in den Abschn. 2.3, 2.4.4 und 4.4, Tab. 1.3 und Abb. 1.7 erörtert.

1.3.6 Herausforderungen beim Schutz vor Naturgefahren

Naturgefahren und insbesondere alpine Naturgefahren wie Muren, Wildbäche und Lawinen stellen in Gebirgsräumen ein Bedrohungspotenzial für den Siedlungsraum und die Bevölkerung dar. In Österreich gibt es derzeit im siedlungsrelevanten Raum etwa 12.000 Wildbach- und 7000 Lawineneinzugsgebiete sowie viele weitere Lawineneinzugsgebiete im touristisch genutzten Gelände außerhalb des Siedlungsgebietes.

Die Gefahrenzonenplanung als Teil der forstlichen Raumplanung wurde in den 1970er-Jahren eingeführt. Sie stellt keine verbindliche Norm dar und kann kein explizites Bauverbot erwirken (Khakzadeh, 2004). Gefahrenzonenpläne werden aber in der Praxis als Grundlage für Entscheidungen über Bauvorhaben herangezogen und haben gemeinsam mit anderen Maßnahmen die Schadenswahrscheinlichkeit verringert (Fuchs et al., 2015). Für den Schutz vor Naturgefahren werden jährlich etwa 70 Mio. Euro Bundesmittel für technischen Wildbach- und Lawinenschutz und für Projekte zur Erhaltung und Sicherung des Schutzwaldes eingesetzt (Box 3.6; Abschn. 3.4.2).

Die Gefahrenzonenpläne werden bei Bedarf von der Forstbehörde an geänderte Bedingungen angepasst (§ 11 (3) Forstgesetz 1975 [BGBl 440, 1975], § 9 Verordnung über die Gefahrenzonenpläne [BGBL 132, 2021]). Eine analoge Bestimmung für von Hochwasser gefährdete Gebiete findet sich in § 11 der WRG-Gefahrenzonenplanungsverordnung (BGBl. II, 145, 2014). Aktuelle Anlässe sind die Verschiebung der Waldgrenze und unerwünschte Entwicklungen der Schutzwälder (Abschn. 4.3.4). Dazu kommen veränderte Gefahrenprozesse wie der steigende Anteil von Nassschneelawinen (Eckert et al., 2009; Martin et al., 2001; Naaim et al., 2016) und früher im Jahr einsetzende Lawinenabgänge (Castebrunet et al., 2014) [Evidenz gering, Übereinstimmung mittel]. Von zentraler Bedeutung für die Gefahrenzonierung sind Hochwässer. Durch den Klimawandel werden Starkniederschläge und Hochwässer tendenziell zunehmen und eine Zunahme der Niederschlagsintensitäten um etwa 7 % pro Grad Erwärmung wird erwartet (Abschn. 1.3.1; Blöschl, 2020; Blöschl et al., 2019, 2017; Olefs et al., 2021) [Evidenz gering, Übereinstimmung mittel].

Eine Zunahme der Murentätigkeit wird seit dem frühen 20. Jahrhundert beobachtet (Schneuwly-Bollschweiler & Stoffel, 2012) [Evidenz gering, Übereinstimmung gering]. Im Gebirge wird durch verstärktes Abschmelzen des Permafrosteises der Untergrund weniger stabil. Es kommt dann zu mehr Massenbewegungen und zu mehr Geschiebe in den Wildbächen (BMLFUW, 2011; Krainer, 2007) [Evidenz gering, Übereinstimmung mittel].

Alpine Naturgefahren werden auch durch Veränderungen in der Landnutzung beeinflusst. Das Auflassen von Alm- und Weidflächen führt zu einer Zunahme der Schneegleitbewegungen (Newesely et al., 2000; Fromm et al., 2018; Leitinger et al., 2018, 2008). Gleitbewegungen fördern die Erosion und Blaikenbildung (Tasser et al., 2003) [Evidenz mittel, Übereinstimmung hoch].

Waldbrände in Österreich waren in den letzten zwanzig Jahren auf etwa 200 Einzelereignisse pro Jahr beschränkt, die meisten davon kleinflächig (Müller, 2021). Die Anzahl und Intensität von Waldbränden werden im Zuge des Klimawandels und der Landnutzungsänderung auch im Alpenraum zunehmen (Müller et al., 2020; Trnka et al., 2016; Vacchiano et al., 2018; Wastl et al., 2012). Kronenfeuer können zu einem kompletten Absterben des Waldbestandes führen. Als direkte oder mittelfristige Folge von Waldbränden im Schutzwald sind höhere Abflussmengen und Bodenerosion sowie Naturgefahren wie Muren, Steinschlag oder Lawinen möglich (Conedera et al., 2003; Gehring et al., 2019; Maringer et al., 2016; Vacik et al., 2020). Hauptverursacher von Waldbränden in Österreich ist der Mensch. 83 % aller Waldbrände werden direkt oder indirekt durch den Menschen ausgelöst, die übrigen 17 % sind auf Blitzschläge zurückzuführen (Müller, 2021). Besonders gefährdet sind steile südexponierte Hänge auf Karbonatgestein mit Kieferngesellschaften oder Fichtenwäldern etwa im südlichen Niederösterreich oder in alpinen Trockentälern wie dem Inntal (Sass et al., 2012; Vacik et al., 2011). Die direkten Gesamtkosten für die Brandbekämpfung und für erforderliche Maßnahmen auf Brandflächen im Zusammenhang mit Waldbränden werden in der Alpenregion derzeit auf rund 75 Mio. Euro pro Jahr geschätzt. Es wird erwartet, dass diese Kosten erheblich ansteigen werden und die Gefährdung von Siedlungen und Infrastrukturen speziell am Wildland-Urban-Interface zunimmt (Müller et al., 2020). Mögliche Maßnahmen zur Waldbrandprävention umfassen den Waldumbau in Richtung eines höheren Laubholzanteils, eine bessere Walderschließung, Brandschutzstreifen, Beweidung, Bewusstseinsbildung bis hin zum kontrollierten Abbrennen der bodennahen Biomasse in Hochrisikogebieten (Müller et al., 2020). Aktuell werden in Österreich kaum Maßnahmen zur Waldbrandprävention umgesetzt, auch fehlen umfassende Datengrundlagen, etwa zum Brandverhalten und den Brennstoffmengen in heimischen Wäldern.

1.4 Querschnittsthema Biodiversität

Ein neben dem Klimawandel zentraler Aspekt der globalen Umweltkrise (IPBES, 2019a) ist das Voranschreiten des Biodiversitätsverlustes. Gebirgsräume wie Österreich gehören weltweit zu den regionalen Hochburgen der Biodiversität (Nagy et al., 2003; Zachos & Habel, 2011). Die Dichte und Vielfalt an Ökosystemen und Arten und Genotypen ist in Österreich überdurchschnittlich. Das resultiert aus den unterschiedlichen Klimazonen (ozeanisch, kontinental, pannonisch, mediterran), den höhenbedingten Klimagradienten und groß- und kleinräumig wechselnden Standortfaktoren aufgrund der Geologie und Topografie. Weiters wirken sich auch viele biotische Prozesse wie etwa die Konkurrenz bzw. Symbiose zwischen Arten oder die ökologischen Folgen einer Ausbreitung invasiver Arten maßgeblich aus. Der Mensch überprägt die natürliche Artenverteilung. Er schuf neue Lebensräume und Kulturlandschaften. Dies führt beispielhaft dazu, dass die Alpen auf nur 2 % der europäischen Landfläche ca. 4500 Pflanzenarten beherbergen, was etwa 40 % der europäischen Pflanzenarten entspricht (Nagy et al., 2003; Moerschel, 2004).

Die Biodiversität ist heute weltweit gefährdet. Es wird vom Beginn des sechsten großen Massensterbens in der Erdgeschichte ausgegangen (Barnosky et al., 2011; Ceballos et al., 2015). In Europa ist fast ein Viertel der wild lebenden Arten vom Aussterben bedroht, viele weitere Arten sind in ihrer Population stark rückläufig (EC, 2020), und der Zustand vieler Ökosysteme hat sich in den vergangenen Jahrzehnten so weit verschlechtert, dass sie nicht mehr in der Lage sind, ihre wertvollen Leistungen zu erbringen (IPBES, 2019a). Für Österreich sind dazu keine konkreten Daten vorhanden. Die Ursachen für den Verlust an biologischer Vielfalt sind vielfältig (IPBES, 2019b): Veränderung von Lebensräumen, die Übernutzung natürlicher Ressourcen, die Einführung und Verbreitung invasiver gebietsfremder Arten, erhöhte Immission von Stickstoff, fortschreitende Expansion der Siedlungsräume und der Klimawandel (Abschn. 8.4.6.3). Die Biodiversität ist dabei nicht nur um ihrer selbst willen wichtig; sie versorgt die Gesellschaft auch mit einer Vielzahl an lebenswichtigen ÖSLs wie zum Beispiel Nahrung, Trinkwasser, Bestäubung, Hochwasserschutz und Erholungswert (IPBES, 2019b).

Für den Alpenraum listen die Studien von Schönthaler et al. (2003) und Stöcklin et al. (2007) die maßgeblichen, wissenschaftlich belegten Auswirkungen menschlicher Aktivitäten auf die Biodiversität auf. Demnach wirkt sich die Landwirtschaft besonders stark und vielfältig auf die Biodiversität aus. Meist nur lokal begrenzte Auswirkungen sind für die menschliche Siedlungstätigkeit und die gewerbliche Produktionsstätten nachgewiesen (Löning, 2020). Intensiv wird zu den Trade-offs zwischen Biodiversität und den aktuellen Entwicklungen in der Energiegewinnung (alternativer Energiequellen wie Bioenergie, Wind, Solar und Geothermie) oder der Bioökonomie (Nutzung von biologischen Ressourcen wie Pflanzen, Tieren und Mikroorganismen) geforscht (Buchmann-Duck & Beazley, 2020; Di Fulvio et al., 2019). Die genannten Wirtschaftssektoren, die Forstwirtschaft und der Tourismus haben weniger Einfluss auf die Biodiversität als die Landwirtschaft. Das hat insofern Bedeutung, da die Landwirtschaft im Alpenraum grundlegenden Strukturveränderungen unterworfen ist (Tappeiner et al., 2003; Zimmermann et al., 2010). Hauptsächlich in den Südlichen Kalkalpen und Westalpen kam es seit 1960 zu einem regelrechten Zusammenbruch der Landwirtschaft. Betriebe wurden in Folge der ungünstigen sozial-ökonomischen Rahmenbedingungen aufgegeben. Die Folge davon sind großflächige Brachlegungen der Grenzertragsflächen und eine starke Wiederbewaldung. In manchen Regionen der Karnischen Alpen werden heute z. B. nur mehr 25 % der ehemaligen Kulturflächen bewirtschaftet. Die Zentralalpen und die Nördlichen Kalkalpen sind von diesem Zusammenbruch weniger betroffen. In diesen Räumen werden noch 80–95 % der Kulturflächen bewirtschaftet. In den gut erreichbaren Gunstlagen in den Tieflagen und am Alpenrand wurde die landwirtschaftliche Bewirtschaftung zudem deutlich intensiviert.

In Europa und speziell im Alpenraum lassen sich differenzierte Biodiversitätstrends erkennen (EEA, 2020a; Gregory et al., 2019; Rüdisser et al., 2010; Teufelbauer & Frühauf, 2010; Teufelbauer & Seaman, 2017; Zimmermann et al., 2010). Besonders gefährdet ist die Biodiversität in agrarisch genutzten Gunstlagen, die zudem von Zersiedlung massiv betroffen sind (Abschn. 1.2.2, 6.6, 7.1.2 und 8.4.6). Nachgewiesen sind massive Artenrückgänge bei Gefäßpflanzen und vielen Tiergruppen (Ellmauer, 2019; Niklfeld & Schratt-Ehrendorfer, 1999). Ein vergleichbares Bild zeichnet sich auch bei Feuchtwiesen, Mooren, Sümpfen und Quellfluren ab, die in der Vergangenheit durch Meliorierungsmaßnahmen und gezielte Entwässerungen großteils verschwunden sind (Essl et al., 2008, 2004; Traxler et al., 2005). Viele der an solche Lebensräume angepassten Arten sind heute in Österreich gefährdet. Weitgehend stabil ist die Situation in den großflächigen Waldgebieten. Im subalpinen und alpinen Gelände macht sich die Abnahme der Almwirtschaft bemerkbar. Manche Arten profitieren davon (z. B. Gamswild, Murmeltiere), andere verlieren etwas (z. B. Schneehuhn, Arnika); insgesamt ist der Trend uneinheitlich. Zudem sind in dieser Höhenlage bereits Folgen des Klimawandels auf die Biodiversität zu erkennen. Kälteangepasste Arten verloren bereits in der typischen alpinen Vegetation an Boden, während Gräser und Zwergsträucher zunahmen (Porro et al., 2019). In tieferen Lagen spielte hingegen der Klimawandel im Vergleich zum Landnutzungswandel bei Verschiebungen von Lebensräumen und damit auch der Biodiversität nur eine untergeordnete Rolle (Tasser et al., 2017). Studien zeigen aber, dass die Bedeutung des Klimawandels in Hinblick auf

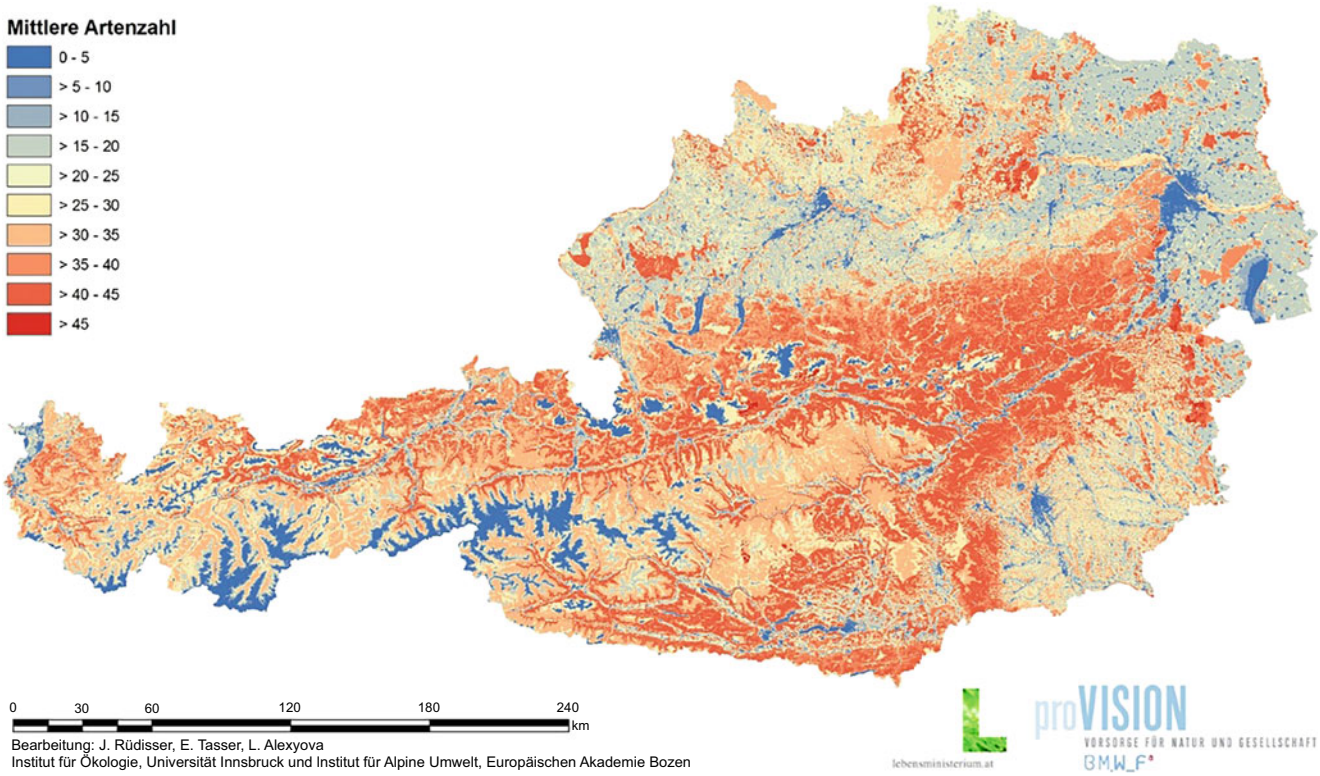


Abb. 1.11 Flächengewichtete mittlere Artenzahl in Österreich. (Verändert nach Rüdisser et al., 2012)

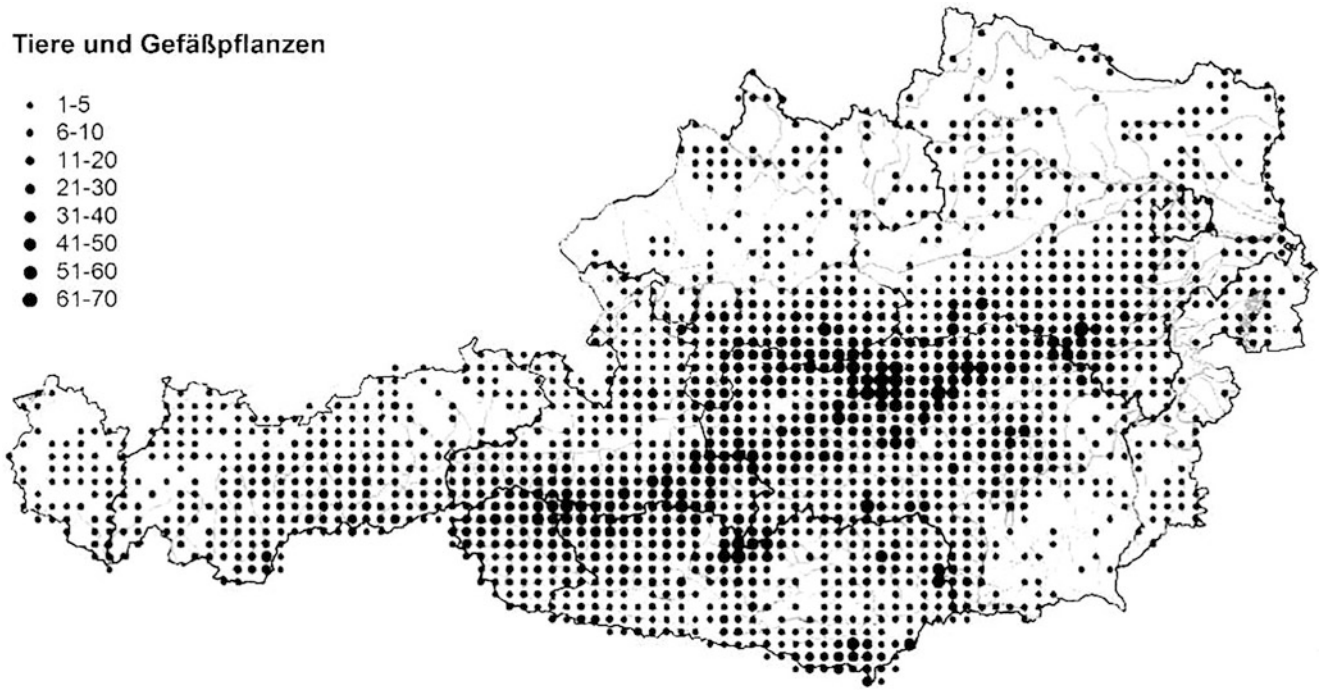


Abb. 1.12 Raster-Summenkarte aller endemischen Tiere (575 Taxa) und Pflanzen (150 Gefäßpflanzen, 16 Flechten) in Österreich. (Verändert nach Rabitsch & Essl, 2011)

Lebensraumveränderungen in Zukunft stark zunehmen wird und in manchen Regionen bzw. in manchen Höhenstufen sogar wichtiger als die Landnutzung werden wird (Dullinger et al., 2020; Tasser et al., 2017). Allerdings werden in solchen Studien meist Standardszenarien verwendet („Business as usual“ oder SSPs, Shared Socioeconomic Pathways; O'Neill et al., 2017), ohne landbasierte Emissionsminderungsstrategien wie Aufforstungen, Bioenergiegewinnung aus Land- und Forstwirtschaft oder die technische CO_2-Abscheidung und Speicherung im Boden (Bioenergy with Carbon Capture and Storage, BECCS) zu berücksichtigen. Szenarienanalysen suggerieren, dass diese Emissionsminderungsmaßnahmen, auch Carbon-Dioxide-Removal-Ansätze genannt, durchaus große Flächen belegen könnten, um Emissionen anderer Sektoren zu kompensieren (Creutzig et al., 2021; Hanssen et al., 2020; Roe et al., 2019). Auf globaler Ebene gilt es als gesichert, dass großflächige Implementierungen von solchen landbasierter Emissionsminderungsvarianten negative Konsequenzen auf die Biodiversität und diverse Ökosystemleistungen haben (IPCC, 2019a; Popp et al., 2011) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Derzeitige Hochburgen der Pflanzendiversität befinden sich in den waldreichen Regionen der Steiermark, Oberösterreichs und Niederösterreichs (EEA, 2020a; Englisch et al., 2005; Rüdisser et al., 2012). Weitere Zentren sind in den österreichischen Südalpen und in den westlichen Nordalpen zu finden. Die meisten endemischen Tier- und Pflanzenarten kommen in den ehemaligen Eiszeitrefugien der nordöstlichen Kalkalpen, der östlichen Zentralalpen und der Südalpen vor (Abb. 1.11 und 1.12).

Der Natur- und Biodiversitätsschutz ist in Landes-Naturschutzgesetzen geregelt (Suske & Horvath, 2017; Umweltbundesamt, 2021). Diese integrieren nationale und internationale Vereinbarungen und Verpflichtungen (Berner und Ramsar-Konvention, EU-Biodiversitätskonvention, Wasserrahmenrichtlinie, Biodiversitätsstrategie 2030, Vom-Hof-auf-den-Tisch-(Farm to Fork)-Strategie der EU (Abschn. 6.3.3.4)). Das Interesse der Gesellschaft am Schutz der Biodiversität ist hoch, und gesetzte Maßnahmen werden breit mitgetragen (siehe Biodiversitätsdialog 2030; Biodiversitätsdialog, 2021). Gezielte Petitionen (z. B. Bienenvolksbegehren in Deutschland und Österreich) fordern weitere Maßnahmen zum Schutz der Biodiversität.

Der Naturschutz berührt viele andere Wirtschafts- und Rechtssektoren und steht teilweise in Konkurrenz mit diesen. Die damit einhergehenden Herausforderungen werden in Kap. 9 dargestellt. Zudem ist die Frage des Umgangs mit marktorientierten Lösungsansätzen („business case for biodiversity“) und die Lösung des Spannungsfeldes zwischen Alarmismus und Ignoranz im Bereich der Biodiversität zu beantworten (Box 1.2; Abschn. 6.3.3.4.

Box 1.2 Die Rolle der Biodiversität als Basis für Ökosystemleistungen im sozial-ökologischen System (Begriffsbestimmung)

Das sozial-ökologische System besteht aus dem biophysikalischen und dem sozialen Subsystem (Abb. 1.13), die aneinander gekoppelt sind (Collins et al., 2011; Dorward, 2014; Elmhagen et al., 2015; Haberl et al., 2016).

Das biophysikalische Subsystem beschreibt die natürlichen Rahmenbedingungen, die Ökosysteme, deren Strukturen, Funktionen und Prozesse beeinflussen. Landnutzung führt zu Veränderungen dieser Strukturen, Funktionen und Prozesse, beispielsweise im Kohlenstoff-, Wasser- und Nährstoffkreislauf und zur Ausbildung unterschiedlicher Biozönosen. Damit kommt es zu direkten Auswirkungen auf die genetische, organismische, ökosystemare und funktionelle Biodiversität. Auf dieses natürliche System wirken von außen Störungen und Belastungen ein (Elmhagen et al., 2015; Groot et al., 2010). Gegen manche ist das System resistent, gegenüber anderen resilient (Abschn. 4.2.1 und Box 4.2).

Das soziale Subsystem umfasst die Formen des gesellschaftlichen Zusammenlebens, Praktiken und Institutionen, Organisationsstrukturen, Kommunikationsformen, Reglementierungen und Absprachen. Kultur und Politik sind zentrale Elemente des sozialen Systems (Luhmann & Baecker, 2020). Wirtschaftliche und technologische Entwicklungen, neue Produkte und Dienstleistungen sowie neue Formen von Arbeitsverhältnissen, Kommunikationsmöglichkeiten und Medienkonsum führen zu einem ständigen gesellschaftlichen Wandel und zu immer neuen Herausforderungen wie Globalisierung, Digitalisierung, Mobilität und Migration sowie Urbanisierung. Das soziale Subsystem muss in Abstimmung mit dem biophysikalischen Subsystem Antworten auf die neuen Herausforderungen finden.

Der globale Wandel als externer Faktor wirkt imminent auf das System und seine Subsysteme ein (Sage, 2020). Er beinhaltet die globale Erwärmung, die Ausbreitung invasiver Arten, den erhöhten atmosphärischen Stickstoffinput, die Desertifikation oder die Umwandlung von Wäldern und Steppen in Agrarflächen. Auf regionaler Ebene spielt die vorherrschende Landnutzung eine entscheidende Rolle. In Österreich bestimmt sie auf etwa 70–80 % der Landoberfläche, welche Ökosystem-Habitate dort vorhanden sind und in welchem Zustand sich diese befinden (BMNT, 2017, 2019b). Damit ist die Landnutzung in Österreich der

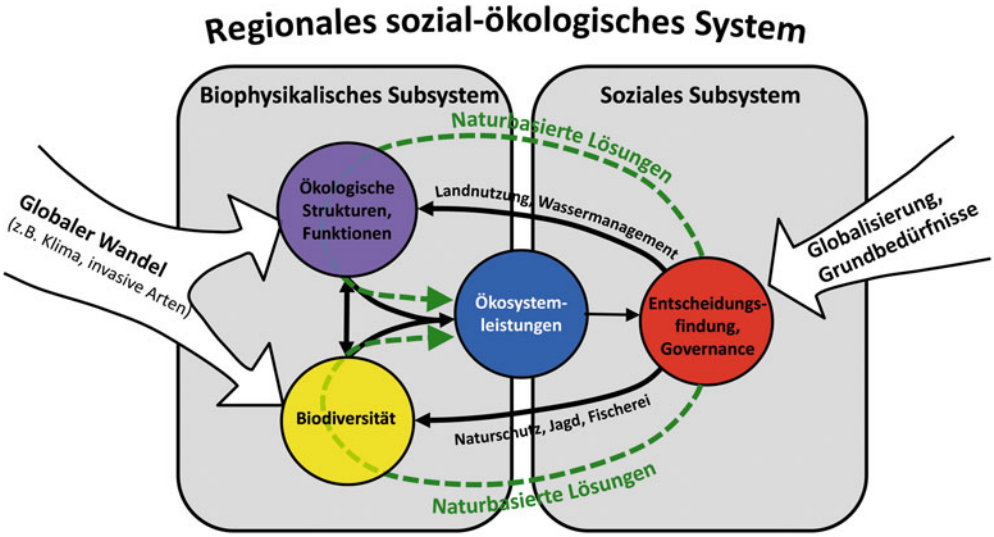


Abb. 1.13 Das regionale sozial-ökologische System. (Verändert nach Elmhagen et al., 2015)

wichtigste Treiber für die Etablierung der unterschiedlichen Habitate (Kap. 3).

Die vorhandene Vielfalt der Arten und Gene sowie die funktionelle Diversität der Lebensgemeinschaft beeinflussen den Zustand des Ökosystems. Mit zunehmender Zahl von Arten in einem Ökosystem nimmt die Komplexität von Interaktionen und Ökosystemfunktionen zu (Loreau & de Mazancourt, 2013) Gleichzeitig steigt die Wahrscheinlichkeit, dass Arten mit ähnlichen Funktionen im Ökosystem koexistieren (Ulanowicz, 2018), sodass das Verschwinden einer Art durch eine andere Art kompensiert werden kann. Die Gültigkeit dieser Position wird wissenschaftlich diskutiert (Loreau & de Mazancourt, 2013). Möglicherweise reagieren redundante Arten unterschiedlich auf Umweltveränderungen. Die Redundanz könnte bewirken, dass Biodiversität gegen einen Ausfall von Ökosystemfunktionen und -leistungen aufgrund von veränderten Umweltbedingungen „versichert" ist (Yachi & Loreau, 1999).

Ähnliche Diskussion gibt es zur Beziehung zwischen Biodiversität und Ökosystemleistungen (ÖSLs). ÖSLs sind die Leistungen der Natur für das Wohlbefinden des Menschen, die durch die Basisleistungen des Ökosystems, wie beispielsweise Bodenbildung, Nährstoffkreisläufe, Photosynthese und durch die Biodiversität miterzeugt werden (Burkhard & Maes, 2017; Burkhard et al., 2012; Díaz et al., 2018; Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Häufig kommt es durch Interaktionen oder ein gezieltes Zutun des Menschen zu einer Modifikation der Leistungen (Palomo et al., 2016). Eine höhere Biodiversität im System verursacht nicht unmittelbar mehr ÖSLs. Dennoch ist die Biodiversität eine Grundvoraussetzung für viele ÖSLs (Science for Environmental Policy, 2015; Wall & Nielsen, 2012). Verschwinden etwa als Folge von Landnutzungsänderungen oder durch den Klimawandel zu viele Arten aus einem System, ist zu erwarten, dass manche ÖSLs nicht mehr in derselben Qualität oder Quantität bereitgestellt werden können.

ÖSLs werden in drei Kategorien unterteilt (EEA, 2020b):

- Versorgungsleistungen (z. B. Nahrungsmittel, Futtermittel, frisches Trinkwasser, Rohstoffe für Energie oder Bauwesen),
- Regulierungsleistungen (z. B. Klima- und Wasserregulierung, Eindämmung von Krankheitserregern, Bestäubung) und
- kulturelle Leistungen (z. B. Erholung, Gesundheitsförderung, Naturerlebnisse und ästhetische Erfahrungen).

Eine neuere Entwicklung, die auf dem Konzept der ÖSLs aufbaut, wurde im Rahmen der Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) entwickelt (Díaz et al., 2018). Man spricht von „Beiträgen der Natur zum

Menschen“ (Nature’s Contributions to People, NCPs). Diese unterscheiden sich von den ÖSLs:

- Der NCP-Ansatz erkennt die zentrale und allgegenwärtige Rolle der Kultur bei der Definition aller Verbindungen zwischen Mensch und Natur an.
- Bei der Anwendung der NCPs wird die Rolle des indigenen und lokalen Wissens für das Verständnis des Beitrags der Natur betont und operationalisiert.
- Es wird die Bedeutung der Natur für Nahrungsmittelsicherheit und Gesundheit (einschließlich COVID-19) hervorgehoben.

Auch wenn die ÖSLs bzw. die NCPs die Grundlage des Wohlbefindens darstellen, steuern sie das menschliche Handeln nicht vordringlich. Meist werden einzelne Leistungen optimiert, etwa die landwirtschaftliche Produktion, ohne die Folgen auf andere Leistungen in Betracht zu ziehen. Die derzeitige konventionelle Landnutzung ist nicht in erster Linie auf Nachhaltigkeit ausgerichtet, sondern wird von der ökonomischen Optimierung bestimmt. Gleiches gilt auch für Aktivitäten wie Jagd, Fischerei und Wildpflanzennutzung. Der Naturschutz als eine weitere Landnutzungsform hat vor allem den Erhalt des Naturpotenzials im Auge, weniger jedoch ökonomische und soziale Belange. Naturbasierte Lösungen (Nature Based Solutions, NBSs) gewinnen an Bedeutung, wenn es um die Bewältigung des Klimawandels, Landnutzungswandels, Biodiversitätsschutzes und die Erreichung politischer Ziele geht (Eggermont et al., 2015). Sie haben das Ziel, durch eine nachhaltige Bewirtschaftung und Nutzung der Natur sozial-ökologische Herausforderungen zu meistern.

Box 1.3 Ein veränderter Wasserkreislauf

Seit Anfang der 1990er-Jahre wird eine zunehmende atmosphärische Gegenstrahlung an der Landoberfläche gemessen (Hartmann et al., 2013; Abschn. 1.2.1). Die Strahlungsbilanz der Erde wird positiv, und die Energiekomponenten erreichen ein neues Gleichgewicht. Das zusätzliche Energieangebot der Atmosphäre verändert den Wasserkreislauf. Die Energiebilanz der Erde ist über die spezifische Verdunstungswärme mit der Verdunstung und damit mit der Wasserbilanz verbunden. Die Verdunstung umfasst Evaporation (Verdunstung von allen Flächen, die Wasser gespeichert haben) und Transpiration (Verdunstung aus dem Pflanzenkörper entweder über Stomata oder Cuticula). Für den Phasenübergang des Wassers in Wasserdampf ist eine große Energiemenge (2,502 MJ kg^{-1} bei 0 °C, „latente Energie“) notwendig. Der in der Atmosphäre enthaltene Wasserdampf, dessen latente Energie bei der Kondensation freigesetzt wird, kann heftige Wetterphänomene antreiben und zu Überschwemmungen führen (Fowler et al., 2021; Abschn. 1.2, 1.3 und 3.2.1.3). Die Evapotranspiration beträgt für Österreich 604 mm (Referenzperiode 1977–2014), der Trend über dieselbe Periode zeigt eine Zunahme von +29 mm pro Jahr und Dekade, wobei veränderte atmosphärische Bedingungen etwa 40 % und die Vegetation etwa 30 % zum Anstieg beigetragen haben (Duethmann & Blöschl, 2018; Abschn. 1.3.1). Höhere Niederschlagsmengen tragen dazu bei, dass mehr Wasser für die Verdunstung zu Verfügung steht. Wärmeflüsse, wie z. B. die für die Evapotranspiration notwendige Energie, werden von der Art der Landnutzung mitbestimmt.

In stark bewachsenen Gebieten bewirkt die Transpiration einen relativen Kühleffekt (Energie wird für Transpiration verbraucht und nicht zum Erwärmen der Luft). Die maximale potenzielle Evapotranspiration wird durch die Verfügbarkeit von Bodenwasser begrenzt (Abschn. 1.2.1 und 2.3.3).

Aufgrund der dunklen Oberflächen (entsprechend einer niedrigen Albedo) und des Fehlens der Verdunstung bebauter Flächen speichern urbane Gebiete mehr einfallende kurzwellige Strahlung, wodurch die Lufttemperatur steigt. Begrünungsmaßnahmen können bei ausreichender Bewässerung durch Verdunstung für ein kühleres Mikroklima sorgen (Abschn. 4.4).

Für die Pflanzenproduktion bedeuten eine höhere Verdunstung und eine geringe oder fehlende Schneedecke in den Wintermonaten verschärfte Trockenheit im Frühjahr mit negativen Folgen für den Ertrag (Abschn. 3.2.1.2 und 4.2).

Eine detaillierte Analyse der europäischen Hochwasserereignisse der letzten 500 Jahre zeigte, dass die letzten drei Jahrzehnte zu den hochwasserreichsten gehörten und die dominante Hochwassersaison seit 1960 in allen Regionen Europas länger geworden ist (Blöschl et al., 2020; Hanus et al., 2021). In alpinen Einzugsgebieten wird das hydrologische Regime aufgrund der Abhängigkeit von den Veränderungen der Schneedecke und der Gletscher besonders stark vom Klimawandel beeinflusst (Abschn. 1.3.6). Projektionen zukünftiger Hochwasserereignisse sind mit großer Unsicherheit verbunden (Blöschl & Montanari, 2010; Schulz & Bernhardt, 2016).

Die Landnutzungsänderung schafft Potenzial für Überschwemmungen. Im Jamtal, Tirol, wurde seit Mit-

te des 19. Jahrhunderts die natürlichen Fließgewässerfläche um 40–95 % verringert und Feuchtgebiete gingen verloren (Hohensinner et al., 2021; Kap. 5). Der Klimawandel und die Folgen der historischen und rezent zunehmenden Besiedlung machen die Alpentäler anfällig für Hochwasser. Hier können örtliche Entwicklungskonzepte und Flächenwidmungspläne Abhilfe schaffen (Kap. 6 und 7), um ausgewiesene Gefährdungsbereiche mit einem Bauverbot zu verknüpfen (Abschn. 1.3.6).

In städtischen Gebieten steigt mit zunehmenden Starkregenereignissen das Risiko von innerstädtischem Hochwasser aufgrund von starkem Oberflächenabfluss bei geringer Versickerungskapazität und einer Überlastung der Kanalisation (König et al., 2014). Wassermanagementsysteme, die das „Schwammstadtprinzip“ anwenden, verringern den Oberflächenabfluss (Kap. 4). Der Einsatz von Fernerkundung für Orthofotos kann in Hochwasserrisikoanalysen integriert werden, um die Anzahl der als gefährdet eingestuften Objekte für die Schadensbewertung zu ermitteln (Brenner et al., 2016). Mehrere Studien betonen die Notwendigkeit der Integration von Wasserressourcen und Landnutzungsplanung (Kap. 4, 6 und 7). Die Schaffung von Retentionsräumen (Hochwasserschutz) kann zu Nutzungskonflikten mit anderen Interessen (z. B. in der Landwirtschaft oder Raumplanung) führen. Die Unsicherheiten der Hochwasserprognosen bleiben eine Herausforderung für Entscheidungsträger (Holguin et al., 2021).

Die Kryosphäre (Schnee, Gletscher, Permafrost) ist eine wesentliche Komponente des Wasserkreislaufs, weil Wasser in fester Form gespeichert und durch Schmelzen wieder freigesetzt wird. Die Kryosphäre reagiert sensitiv auf Klimaänderungen. Veränderungen der Kryosphäre beeinflussen auch Austauschprozesse zwischen Boden und der Atmosphäre durch Gasflüsse (Abschn. 2.3.2 und 2.4.3). Aufgrund des Klimawandels haben sowohl Schneedeckendauer als auch mittlere Schneehöhen in Österreich seit 1960 deutlich abgenommen, wobei große regionale Unterschiede feststellbar sind (Olefs et al., 2020; Schöner, 2021). Auch die Gletscher in Österreich befinden sich seit 1960–1980 in einem extremen Rückzug, mit einer Volumenreduktion von 22,8 km^3 im Jahr 1969 (Lambrecht & Kuhn, 2007) auf 15,4 km^3 im Jahr 2006 (Helfricht et al., 2019). Die unsichere Erfassung von Permafrost macht eine robuste Quantifizierung von Flächen- oder Volumenveränderungen in Österreich nicht möglich.

Anhaltende Perioden mit geringem Niederschlag und hohen Temperaturen werden in Zukunft häufiger auftreten und Trockenstress oder Dürren auslösen (Trnka et al., 2016). Die Folgen sind verstärkte Verdunstung und Wasserverluste im System, verursacht durch einen erhöhten Energieaustausch im Kontinuum Boden-Pflanze-Atmosphäre. Dürren kommt in Österreich regelmäßig vor. Wetterdaten (1976–2014) zeigen eine zunehmende Sommertrockenheit im Nordosten Österreichs (Blöschl et al., 2018; Haslinger et al., 2019; Karanitsch-Ackerl et al., 2019). Eine europaweite Studie zu periodisch trockenfallenden Fließgewässern (1970 bis 2010) weist auf eine zunehmende Anzahl der Zero-Flow- (Null-Abfluss-)Tage hin, die früher im Jahr auftreten (Tramblay et al., 2021). Diese Ergebnisse deuten auf erhöhten Wasserstress und damit verbundene Folgen für Biota und den chemischen Zustand von Gewässern hin (Abschn. 3.2.1.2 und 3.2.1.3).

Der Erhalt von Feuchtgebieten ist eine wichtige Maßnahme zur Sicherstellung eines ausgeglichenen Wasserhaushalts, vor allem in Dürre- und Hochwassersituationen. Durch die hohe Wasserspeicherkapazität von Feuchtgebieten und von organischen Böden sind diese Standorte in der Lage, Abflussspitzen abzupuffern und das gespeicherte Wasser langsam wieder abzugeben (Acreman & Holden, 2013). Daher ist es notwendig, Auen und Retentionsflächen in Flusstälern zu erhalten oder sogar auszuweiten. Da die Wasserhaltekapazität von Torf durch Entwässerung sinkt (Liu & Lennartz, 2019), sollten Moore erhalten werden und die Bewirtschaftung von Moorböden möglichst ohne Entwässerung stattfinden.

Durch künstliche Bewässerung in der Landwirtschaft werden Trockenperioden überbrückt und Ernteausfälle verhindert (Kap. 3, 4 und 8). Zu erwarten sind eine Zunahme der bewässerten Flächen und damit ein höherer Wasserbedarf sowie eine mögliche Abnahme der regionalen Wasserressourcen. In den niederschlagsarmen Anbauregionen im Nordosten, Osten und Südosten Österreichs wird aktuell Ackerland bewässert. Der Anteil der bewässerten Agrarfläche ist gering und schwankt zwischen 0,9 und 1,9 % (aus Daten von 2005 bis 2016; Eurostat, 2021). Niederösterreich und das Burgenland haben die höchsten bewässerten Flächenanteile; österreichweit wird Bewässerung vorwiegend bei Marktfruchtbetrieben eingesetzt (Statistik Austria, 2018b). Das Beregnungswasser kommt großteils aus dem Grundwasser (Statistik Austria, 2018b). Zum Einsatz kommen Sprinkleranlagen (Beregnung), Tröpfchen- und Oberflächenbewässerung.

Die bewässerte Fläche steigt (Statistik Austria 2018b; Abschn. 3.2.1.2).

Durch die Bereitstellung von zusätzlichem Wasser für die oberste Bodenschicht hat die Bewässerung eine Rückwirkung auf das Klimasystem. Oberflächen- und Grundwasser werden auf landwirtschaftliche Flächen umgeleitet, wodurch der Wassergehalt des Oberbodens erhöht wird und sich die Albedo der Oberfläche verändert. Außerdem erhöht die Bewässerung die Verdunstung. Durch die erhöhte Evapotranspiration kühlt die Umgebungsluft ab.

In Zukunft werden höhere Investitionen der Landwirte für Bewässerungssysteme erwartet (Mitter et al., 2019). Die ausreichende Wasserverfügbarkeit ist eine Voraussetzung für ein langfristig erfolgreiches Bewässerungsmanagement in der Landwirtschaft (Mitter et al., 2018). Wichtig ist dabei eine bedarfsorientierte Bewässerung in Abhängigkeit von Bodeneigenschaften und Pflanzenwasserbedarf. Darüber hinaus können langfristige und häufige Bewässerungsereignisse zu einer Beeinträchtigung der Grundwasserqualität führen (Kap. 4). Die Absicherung der zukünftigen Verfügbarkeit von Beregnungswasser und Grundwasser für die Landwirtschaft, aber auch für die Ökosysteme und den Menschen (Kap. 8), bleibt eine Herausforderung.

Modellergebnisse zeigen, dass die Bewässerung im pannonisch geprägten Osten eine effiziente Anpassungsstrategie ist, wenn die durchschnittliche Niederschlagssumme abnimmt oder mehrjährige Trockenperioden auftreten (Mitter & Schmid, 2019). Ein bedarfsorientiertes Wassermanagement beinhaltet den Einsatz effizienter Bewässerungssysteme und die Anpassung der Beregnungsmengen, basierend auf der Erfassung des Bodenwasserhaushaltes und des Pflanzenstresses, und trägt zur ressourcenschonenden und effizienten Bewirtschaftung bei (Abschn. 3.2.3). Weitere lokale Anpassungsmaßnahmen zielen auf Bewirtschaftungsmethoden wie z. B. konservierende Bodenbearbeitung, Begrünungen, Mulch- und Humusaufbau und Fruchtfolgen ab (Bodner et al., 2015). Diese können den negativen Auswirkungen von Trockenheit und hohen Temperaturen zumindest kurzfristig entgegenwirken, weil sie zu einer verbesserten Wassernutzungseffizienz beitragen (Abschn. 4.1.1 und 4.2.1).

Ein Vorteil dieser Bewirtschaftungsmaßnahmen ist die Verringerung der Bodenerosion (Kap. 4). Höhere Niederschlagsmengen und -intensitäten werden zu verstärktem Oberflächenabfluss und zu Bodenerosion führen. Im pannonischen Becken wurde von 1961 bis 2014 eine Zunahme der Niederschlagsmenge und -intensität beobachtet, die für den größten Teil des untersuchten Gebiets mit einem Anstieg der Niederschlagserosivität verbunden war (Lukić et al., 2019). Eine ganzjährige Bodenbedeckung mit Pflanzen gilt als die wichtige Maßnahme zur Minderung von Erosion und kann das Erosionsrisiko um 25–60 % senken (BAB, 2019; Klik & Eitzinger, 2010; Schönhart et al., 2014).

Nationale Förderungsmaßnahmen für Landwirt_innen, wie das ÖPUL, oder Umweltrichtlinien wie die Wasserrahmenrichtlinie (EU 2000/60, 2000) bieten zusätzliche Anreize oder Kontrollen, um den Sediment- und Nährstofftransport vom Land in Oberflächen- und Grundwasserkörper zu minimieren (siehe Kap. 3, 6 und 8).

1.5 Institutionelle Rahmenbedingungen

1.5.1 Globale Ebene: Das Pariser Klimaabkommen und die UN-Nachhaltigkeitsziele

Das Pariser Klimaabkommen wurde im Dezember 2015 auf der 21. UN-Klimakonferenz mit dem Ziel verabschiedet, den globalen Temperaturanstieg deutlich unter 2 °C im Vergleich zum vorindustriellen Niveau zu halten; mit Anstrengungen, den Anstieg auf unter 1,5 °C zu begrenzen. Des Weiteren sollen die Kapazitäten zur Anpassung an die bevorstehenden Klimaveränderungen erhöht werden und eine THG-emissionsarme Entwicklung angestrebt werden, um die Nahrungsmittelerzeugung nicht zu gefährden. Für die Emissionsreduktion und Anpassung sollen finanzielle Mittel bereitgestellt werden (Art. 2). Um das langfristige Temperaturziel zu erreichen, soll global so bald wie möglich der Scheitelpunkt der THG-Emissionen erreicht werden, und in der zweiten Hälfte dieses Jahrhunderts soll ein Gleichgewicht zwischen anthropogenen THG-Emissionen und Senken erreicht werden („Netto-Null-Emissionen“; Art. 4). Natürliche Emissionsquellen und Senken werden für dieses Ziel nicht berücksichtigt. Anthropogene Senken können in diesem Verständnis beispielsweise durch Maßnahmen im Landnutzungssektor entstehen, aber auch technologische Lösungen wie Carbon Capture and Storage (CCS) umfassen.

Neu am Pariser Klimaabkommen im Vergleich zum Kyoto-Protokoll ist, dass die Vertragsparteien ihre nationalen Beiträge zur THG-Reduktion (Nationally Determined Contributions, NDCs) selbst festlegen. Diese Beiträge werden alle fünf Jahre aktualisiert und sukzessive so ambitioniert wie möglich erhöht, sodass die Gesamtziele des Pariser Kli-

maabkommens erreicht werden (Art. 4). Die Länder sind relativ frei in der Wahl der Höhe ihrer nationalen Beiträge, aber auch in der Auswahl der Sektoren und der Indikatoren, die für die Zieldefinition berücksichtigt werden. Das bedeutet, dass der Landnutzungssektor nicht zwangsläufig in die Zielerreichung miteinfließt und es somit im Pariser Klimaabkommen im Vergleich zum Kyoto-Protokoll auch keine genauen Regeln gibt, wie der Landnutzungssektor angerechnet wird. In den Szenarien wird aber deutlich, dass der Landnutzungssektor notwendig zur Zielerreichung ist (Strange Olesen et al., 2016).

Ein wesentlicher Bestandteil des Pariser Klimaabkommens ist das „Enhanced Transparency Framework" (Art. 13), welches die Berichterstattung der Vertragsparteien umfasst. Zum einen müssen die Länder ihre nationalen THG-Bilanzen berichten, zum anderen müssen sie Informationen über die Implementierung von Maßnahmen und den Fortschritt ihrer nationalen Beiträge bereitstellen. Diese Informationen werden einer Überprüfung unterzogen.

Landnutzung und Land- und Forstwirtschaft werden im Pariser Klimaabkommen zwar nicht explizit erwähnt, jedoch beziehen sich sämtliche Passagen zu Emissionen und Senken implizit auch auf diese Sektoren. In Art. 5 wird darauf hingewiesen, dass die Länder Maßnahmen zur Erhaltung oder Verbesserung der Senken setzen müssen, wobei explizit die Wälder erwähnt werden. Auch andere Landnutzungskategorien können Senken sein (Strange Olesen et al., 2016).

Neben dem Klimaabkommen von Paris spielen auch die UN-Nachhaltigkeitsziele eine wichtige Rolle. Sie wurden 2015 mit der UN-Resolution 94A/70/L.1 „Transformation unserer Welt: die Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung" verabschiedet und im Rahmen eines politischen Prozesses mit wissenschaftlicher Begleitung erarbeitet. Die Agenda 2030 beinhaltet 17 Nachhaltigkeitsziele, die Sustainable Development Goals (SDGs), die von allen 193 UN-Mitgliedstaaten angenommen wurden. Die SDGs sind eine Weiterentwicklung der Millennium-Entwicklungsziele (Millennium Development Goals, MDGs), die im Jahr 2000 von der UN verabschiedet wurden, und schließen alle Länder mit ein. Es besteht die Verpflichtung zur Umsetzung der SDGs bis 2030.

Eine Eigenschaft der 17 Nachhaltigkeitsziele ist die Vernetztheit (Abschn. 6.3.1.1 Kap. 8). Manche Ziele sind mehrfach vernetzt, andere sind eigenständiger. Durch das Erreichen einzelner Ziele werden andere Ziele beeinträchtigt. Die Erfüllung der Nachhaltigkeitsziele ist eine komplexe Optimierungsaufgabe, wobei die Gewichtung verschiedener Faktoren von den formulierten Zielen nicht definiert ist und Interpretationsspielraum zulässt. Eine Herausforderung ist, dass die Zielformulierungen und die angewendeten Kriterien und Indikatoren universell sind und nur teilweise den Entwicklungsstand der Gesellschaft in verschiedenen Staaten berücksichtigen. In hoch entwickelten Gesellschaften besteht daher die Versuchung, die Sicherstellung der Nachhaltigkeit als weitgehend erledigt zu betrachten und die Erfüllung der Kriterien als Formalität zu erachten. Andrerseits können die Nachhaltigkeitsziele als Hebel für gesellschaftspolitische Anliegen genutzt werden. Der Interpretationsspielraum und eine gewisse Beliebigkeit der Bewertung der einzelnen Ziele führen aber zu beträchtlichen Herausforderungen. So stehen die Nachhaltigkeitsziele der Vereinten Nationen im Spannungsfeld verschiedener Interessen.

Im Kontext der Landnutzung sind die SDGs Nr. 1 (keine Armut), Nr. 2 (kein Hunger), Nr. 5 (Geschlechtergleichheit), Nr. 6 (sauberes Wasser), Nr. 7 (saubere Energie), Nr. 11 (nachhaltige Städte und Gemeinden), 12 (nachhaltiger Konsum und Produktion), 13 (Klimaschutz), 14 (Leben unter Wasser) und 15 (Leben an Land) besonders relevant (siehe Abschn. 1.7, 6.3.1.1 und Kap. 8). Im vorliegenden Bericht werden die Nachhaltigkeitsziele an der Realität der Landnutzung in Österreich gemessen. Es wird analysiert, welche Impulse von ihnen ausgehen können, um die Landnutzung insgesamt nachhaltiger zu gestalten (siehe Kap. 8). Die Herausforderung ist dabei, sektorales Denken zu überwinden. Die Nachhaltigkeitsziele der Vereinten Nationen sind umfassender als nationale Förderprogramme, weil sie die nationalen Bemühungen zur nachhaltigen Landbewirtschaftung mit sozialen Kriterien und einer Bewertung der internationalen Effekte von nationalen Entscheidungen verknüpfen.

1.5.2 EU-Ebene: Die EU-Klimaziele, die LULUCF-Verordnung, die gemeinsame Agrarpolitik (GAP) und der europäische Green Deal

Das Pariser Klimaabkommen wird von allen Mitgliedsstaaten auf EU-Ebene im Rahmen der EU-Klimapolitik umgesetzt. Das heißt, dass die EU zusammenfassend für alle Mitgliedsstaaten die Vertragspartei unter dem Pariser Klimaabkommen ist und daher die einzelnen EU-Staaten keine eigenen NDCs haben. Der NDC der EU für 2030 legt eine Reduktion der THG-Emissionen von −40 % im Vergleich zu 1990 vor. Darin ist explizit der Landnutzungssektor enthalten (EU2015.LV, 2015).

Daher hat die EU im Jahr 2018 die bestehende Klima- und Energiepolitik durch ein umfassendes Regelwerk, die Verordnung 2018/1999 zur Errichtung eines Governance-Systems für die Energieunion und für den Klimaschutz, erweitert, welches die bestehenden Verordnungen integriert und teilweise ersetzt oder aktualisiert hat (EU 1999, 2018). Die für die EU-Klimaziele relevanten Regelungen sind neben der neuen Verordnung zur Energieunion die Richtlinien zum Europäischen Emissionshandelssystem (EU 87, 2003), die Verordnung zur Lastenverteilung (Effort Sharing Regula-

tion; EU 842, 2018) sowie die Verordnung zur Einbeziehung der Emissionen und des Abbaus von THGs aus Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft (EU 554, 2021). Die Verordnung der Lastenteilung schreibt für jedes Mitgliedsland ein nationales Emissionsreduktionsziel vor, während die Emissionsreduktion im Emissionshandel über eine Reduktion der handelbaren Zertifikate geregelt wird. Die Mitgliedsländer können die Implementierung ihrer nationalen Ziele, die im Rahmen der Lastenverteilung für jedes EU-Land aufgeschlüsselt wurden, selbst gestalten, z. B. die Aufteilung des Zieles auf Sektoren. Im Klima- und Energiepaket 2020 der EU, das Emissionsreduktionsziele für alle Mitgliedsländer für den Zeitraum von 2013 bis 2020 vorsah, war der Landnutzungssektor (LULUCF) nicht in die EU-Zielerreichung miteinbezogen. Lediglich die Sektoren, die unter den Emissionshandel oder die Lastenteilung fallen, waren berücksichtigt. Zu Letzterem gehören die Emissionen aus der Landwirtschaft, welche schon in der Vergangenheit in den EU Zielen enthalten waren.

Die LULUCF-Verordnung

Mit der LULUCF-Verordnung (EU 841, 2018) hat die EU ein eigenes Regelwerk für die Anrechnung („Accounting“) des LULUCF-Sektors im Zeitraum 2021–2030 etabliert. Für die Anrechnung der LULUCF-Emissionen/Senken wurde dieser Zeitraum in zwei Anrechnungsperioden geteilt: 2021–2025 und 2026–2030. Die anrechenbaren Emissionen und Senken werden dann in der jeweiligen Periode den Emissionen aus der Lastenverteilung zugeschlagen oder abgezogen. Dabei kann sich Österreich über den Zeitraum 2021–2030 eine maximale Menge von 2,5 Megatonnen CO_2e an Guthaben anrechnen lassen. Das Ziel des Anrechnungs-Regelwerks ist, dass die anrechenbaren Emissionen aus LULUCF die anrechenbaren Senken aus LULUCF der Mitgliedsländer nicht überschreiten (Netto-Null-Emissionen aus LULUCF). Dafür wurde ein komplexes Anrechnungskonzept entwickelt, das ausschließlich auf EU Ebene angewendet wird. Das Konzept beinhaltet unterschiedliche Anrechnungsregeln für die einzelnen LULUCF-Kategorien, in welchem Ausmaß Emissionen und Senken für diese Kategorien angerechnet („accounted“) werden. Diese Kategorien weisen eine gewisse Ähnlichkeit zu den Kategorien der THG-Inventur auf, werden jedoch anders zusammengefasst, und aufgrund der Anwendung der Anrechnungsregeln ist das Ergebnis nicht mit dem Ergebnis der THG-Bilanz für die Klimarahmenkonvention (United Nations Framework Convention on Climate Change, UNFCCC) vergleichbar. Die folgenden Kategorien werden unterschieden:

- Aufforstung und Entwaldung: Landnutzungsänderungen zu Wald und Landnutzungsänderungen von Wald zu anderen Kategorien
- Bewirtschaftete Waldflächen (inkl. Holzprodukte): Wald, der Wald bleibt
- Bewirtschaftetes Ackerland, das Ackerland bleibt, Landnutzungsänderung zu Ackerland (außer Entwaldung – siehe oben), Landnutzungsänderungen von Ackerland zu Feuchtgebiet, Siedlung oder Sonstigem Land
- Bewirtschaftetes Grünland: Grünland, das Grünland bleibt, Landnutzungsänderungen zu Grünland (außer Entwaldung – siehe oben), Landnutzungsänderungen von Grünland zu Feuchtgebiet, Siedlung oder Sonstigem Land
- Bewirtschaftete Feuchtgebiete (ab 2026 verpflichtend anzurechnen): Feuchtgebiet, das Feuchtgebiet bleibt, Landnutzungsänderungen von Siedlung oder Sonstigem Land zu Feuchtgebiet, Landnutzungsänderungen von Feuchtgebiet zu Siedlung oder Sonstigem Land.

Die tatsächlichen Netto-Emissionen/Senken müssen – je nach Kategorie – erst gegen eine Null-Linie oder Referenzlinie für die Anrechnung gerechnet bzw. davon abgezogen werden, und dieses Ergebnis wird dann angerechnet.

Wenn die Senke in der Verpflichtungsperiode kleiner als die Senke der Referenzlinie für die Anrechnung ist, dann wird eine entsprechende Quelle von THGs verbucht, andernfalls eine entsprechende Senke. Bei Emissionen verhält es sich genau umgekehrt: Wenn die Emissionen in der Verpflichtungsperiode größer als die Emission der Referenzlinie für die Anrechnung sind, wird eine entsprechende Quelle von THGs verbucht, andernfalls eine entsprechende Senke.

Die anrechenbaren Senken können genutzt werden, um Emissionen aus der Lastenverteilung aus anderen Sektoren zu kompensieren und somit zur Zielerreichung des Landes beitragen. Die anrechenbaren Emissionen erschweren umgekehrt die Zielerreichung eines Mitgliedslandes.

In Tab. 1.7 wird kurz dargestellt, wie die Anrechnungsregeln für die jeweiligen Kategorien funktionieren.

Die aktualisierte LULUCF-Verordnung unter dem „Green Deal“

Mittlerweile wurde ein Update der LULUCF-Verordnung unter dem „Green Deal“ im Trilog fertig verhandelt und steht vor Beschluss (EPRS, 2023; EU 841, 2018). Die Ambition und Anrechnungsregeln wurden damit gegenüber der ursprünglichen LULUCF-Verordnung (siehe Abschnitt zuvor) für die Periode 2026–2030 gesteigert bzw. geändert. Die Regeln für die Periode 2021–2025 bleiben weitgehend gleich (siehe Abschnitt zuvor). Demnach müssen die Mitgliedsstaaten in 2030 – vereinfacht dargestellt – eine 15 % höhere Senke für den gesamten LULUCF-Sektor erreichen als der Mittelwert der Senke in den Jahren 2016–2018. Daneben ist für jedes einzelne Jahr der Periode 2026–2030 das Ergebnis eines Zielpfades zu erreichen, der sich aus der Zielpfadlinie beginnend vom mittleren LULUCF-Ergebnis der Jahre

Tab. 1.7 Überblick über die LULUCF-Anrechnungsregeln

Kategorie	Anrechnungsregel
Aufforstung und Entwaldung	„Gross Accounting“: Das Netto-Ergebnis dieser Kategorien wird gegen die Null-Linie gerechnet, was einer kompletten Anrechnung der Netto-Emission/-Senke entspricht
Bewirtschaftete Waldflächen (inkl. Holzprodukte)	„Net Accounting“: Das Netto-Ergebnis dieser Kategorie in 2021–2025 bzw. 2026–2030 wird gegen einen „Forest Reference Level“ (= Ergebnis der Projektion der Bewirtschaftung zwischen 2000 und 2009 in die Zukunft von 2021 bis 2025 und 2026 bis 2030) gerechnet. Die Differenz zum Forest Reference Level ist der Wert, der angerechnet wird
Bewirtschaftete Ackerflächen und bewirtschaftetes Grünland, bewirtschaftete Feuchtgebiete	„Net Accounting“: Das Netto-Ergebnis dieser Kategorie in 2021–2025 bzw. 2026–2030 wird gegen die durchschnittliche jährliche Netto-Emission/-Senke zwischen 2005 und 2009 gerechnet. Diese Differenz ist der Wert, der angerechnet wird

2021–2023 (mit Start in 2022) zum 2030-Zielwert für die Jahre 2026–2030 ergibt. Werden diese Werte des Zielpfades in einzelnen Jahren von 2026 bis 2030 nicht erreicht, werden Emissionen aus LULUCF in diesen Jahren verbucht, und der fehlende Senkenbeitrag auf den Zielpfadwert des Jahres wird im nächsten Jahr mit 8 % Erhöhung auf den Zielwert des nächsten Jahres aufgeschlagen. Aufgrund der aktualisierten LULUCF-Verordnung zählt für die Periode 2026–2030 das gesamte Ergebnis für den LULUCF-Sektor gemäß THG-Inventur als Anrechnungsbasis, und die komplexen Anrechnungsregeln für die einzelnen LULUCF-Subkategorien der alten LULUCF-Verordnung (siehe Abschnitt zuvor) gelten nur mehr für die Periode 2021–2025.

Der „Green Deal“

Zu den weiteren wesentlichen Nachhaltigkeitsstrategien der Europäischen Union mit Relevanz für die Landnutzung gehört der Europäische „Green Deal“ (EC, 2019). Die Europäische Kommission bezeichnet den Green Deal als ihren „Fahrplan für eine nachhaltige EU-Wirtschaft“. Er ist damit eine Leitstrategie für die Transformation hin zu einer klimaneutralen Wirtschaft und Gesellschaft, die die Ressourcennutzung vom Wirtschaftswachstum entkoppelt. Er betrifft alle Wirtschaftssektoren, von der Industrie über den Verkehrssektor, die Energiebereitstellung bis hin zur Landwirtschaft und der Etablierung einer Bioökonomie und hat damit wesentliche Auswirkungen auf die Landnutzung. So stehen nachhaltige Lebensmittelsysteme im Mittelpunkt des Europäischen Green Deal mit dem Ziel, den ökologischen und klimatischen Fußabdruck des EU-Lebensmittelsystems mit Blick auf die Senkung der THG-Emissionen bis 2030 um mindestens 55 % gegenüber 1990 zu verkleinern. Für die Umsetzung wurde speziell die Strategie „Vom Hof auf den Tisch“ („Farm to Fork“) entwickelt, die neben den Klimazielen eine Umkehrung des Biodiversitätsverlustes, eine Verringerung von Nahrungsmittelabfällen sowie generell Ernährungssicherheit und gesunde Nahrung anstrebt. Die EU-Biodiversitätsstrategie für 2030 verfolgt zudem den Plan, die Biodiversität in Europa bis 2030 auf den Weg der Erholung zu bringen. Dazu sieht sie eine Reihe konkreter Maßnahmen und Verpflichtungen vor. Maßnahmen betreffen u. a. die Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik, den Aktionsplan zur Förderung der Bioproduktion und eine nachhaltige Verwendung von Pestiziden (Abschn. 6.3.2). Die Strategie enthält Ziele für eine Reduzierung des Einsatzes chemischer Pestizide um 50 % bis 2030, für eine Reduzierung des Düngemittelverbrauchs um 20 % sowie die Verringerung der Nährstoffverluste des Bodens um mindestens 50 %.

Die Gemeinsame Agrarpolitik

Die Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) der EU bietet den ordnungsrechtlichen Rahmen für agrarpolitische Maßnahmen in allen EU-Mitgliedsländern. Die konsolidierten Rechtsgrundlagen der GAP sind auf EUR-Lex verfügbar. Die GAP ist stark ausdifferenziert und komplex. Es lassen sich drei wesentliche Bereiche unterscheiden:

a) Maßnahmen, die Agrarmärkte und -güter betreffen,
b) Maßnahmen die zur Umsetzung wirtschafts- und verteilungspolitischer Ziele eingesetzt werden und
c) Maßnahmen, die die Bereitstellung von Umweltgütern und -leistungen fördern.

Jedes Mitgliedsland verfügt über ergänzende Maßnahmen im Bereich der Agrarpolitik. Die spezifischen Maßnahmen der nationalen Umsetzung betreffen vor allem die Maßnahmen der Kategorie c), und zwar im Programm der Ländlichen Entwicklung. Das Programm der Ländlichen Entwicklung wird von der EU, dem Bund und den Bundesländern gemeinsam finanziert.

Die Waldstrategie

Im Bereich der Forstwirtschaft verfügt die EU im Unterschied zur Landwirtschaftspolitik über keine gemeinsame rechtliche Kompetenz. Das bedeutet, dass die Formulierung und Umsetzung waldrelevanter Politik im Rahmen des Subsidiaritätsprinzips in der Kompetenz der Mitgliedstaaten liegt (Aggestam & Pülzl, 2020; Wolfslehner et al., 2020). Die EU-Waldpolitik wird gleichwohl durch die EU-Waldstrategie (EC, 2013) und den damit verbundenen mehrjährigen Umsetzungsplan (EC, 2015) angeleitet (Abschn. 6.3.2).

Die Wasserrahmenrichtlinie
Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, EU 2000/60, 2000; Box 1.3) fordert die Mitgliedstaaten im Rahmen des Konzepts des integrierten Wasserressourcenmanagements auf, Pläne und Maßnahmenprogramme für das Flussgebietsmanagement aufzustellen. Die Planung der Wasserressourcen macht dabei zugleich auch eine Planung der Landnutzung erforderlich.

Andere Richtlinien und Aktionsprogramme
Andere EU-Richtlinien beeinflussen die Boden- und Landnutzung, wie z. B. die EU-Nitratrichtlinie (1991). Sie zielt darauf ab, die Wasserqualität in Europa auf hohem Niveau zu halten bzw. zu verbessern, indem die Grund- und Oberflächengewässer vor Nitrat-Verunreinigungen aus landwirtschaftlichen Quellen geschützt und entsprechende Praktiken in der Landwirtschaft gefördert werden (Sinabell et al. 2017a, b). Die Mitgliedstaaten entwickeln Aktionsprogramme, um die Wasserqualität in gefährdeten Gebieten zu verbessern, und greifen dabei in die Landnutzung ein. Bezogen auf das Hoheitsgebiet aller 27 Mitgliedstaaten decken die Aktionsprogramme etwa eine Fläche von 39,6 % ab.

1.5.3 Nationale Ebene: Das Klimaschutzgesetz (KSG) und weitere Pläne & Strategien

In Österreich wird die koordinierte Umsetzung des nationalen Klimaschutzziels (gemäß Effort Sharing Regulation der EU) und der damit verbundenen Klimaschutz-Maßnahmen im Rahmen des Bundes-Klimaschutzgesetzes (KSG; BGBl 106, 2011) geregelt. Das KSG legt für den Verpflichtungszeitraum 2013–2020 jährliche Höchstmengen von THG-Emissionen nach Sektoren fest. Der gesetzlich festgelegte Zielpfad entspricht den jährlich unter der Verordnung zur Lastenteilung zulässigen Emissionshöchstmengen für Österreich, ausgehend von maximal 52,6 Mio. t CO_2e im Jahr 2013 bis maximal 48,8 Mio. t CO_2e im Jahr 2020. Die Emissionen aus der Landwirtschaft sind bereits in der Lastenverteilung erfasst, jedoch nicht jene des Landnutzungssektors, der erst ab 2021 für die Zielerreichung 2030 berücksichtigt wird.

Auf nationaler Ebene hat Österreich außerdem einen Plan für Klimaschutz, den integrierten nationalen Energie- und Klimaplan (NEKP; BMNT, 2019c) und eine Strategie zur Klimawandelanpassung (Abschn. 6.3.3), die Landnutzungsentscheidungen beeinflussen. Bis Ende 2019 wurde auch eine nationale langfristige Klimastrategie 2050 erstellt und an die Europäische Kommission übermittelt. Auf der Ebene der Bundesländer haben alle Länder Pläne für Energie, Klimaschutz und Klimawandelanpassung. Auf der Ebene der Regionen und Gemeinden in Österreich gibt es auch zahlreiche Initiativen für Klimaschutz und Anpassung. Der Österreichische Klima- und Energie-Fonds unterstützt sowohl Klima- und Energiemodellregionen (KEM) als auch Klimawandelanpassungs-Modellregionen (KLAR; Abschn. 6.3.3; Box 6.4).

In Österreich sind ordnungsrechtliche Belange der Agrarpolitik in der Kompetenz der Bundesländer, dazu zählen auch jene, die den Grundverkehr und Bodenschutz betreffen (Holzer, 2018). Mit dem „Österreichischen Programm für eine umweltgerechte Landwirtschaft“ (ÖPUL) als Teil der spezifischen Maßnahmen zur nationalen Umsetzung der GAP der EU werden unter anderem folgenden Ziele verfolgt:

- Extensivierung der Nutzung von Grünland und Ackerland
- Breiterer Einsatz von bodenschonenden Produktionsverfahren (z. B. Bodenbedeckung, vielfältige Fruchtfolgen, biologische Wirtschaftsweise, bodenschonende Bearbeitungsverfahren)
- Vermehrung von Wissen und Verbesserung der Fertigkeiten von Landwirt_innen im Bereich Ressourcenschutz

Zur Erreichung dieser Ziele werden jenen Betrieben Förderungen gewährt, die an Maßnahmen teilnehmen, die über das in der Guten Landwirtschaftlichen Praxis definierte Mindestniveau hinausgehen. Die Umsetzung des Programms und die Wirksamkeit der Maßnahmen werden regelmäßig evaluiert. Zu den entsprechenden Studien neueren Datums zählen Anderl et al., 2017; Dersch et al., 2017; Foldal et al., 2019; Handler, 2017; HBLFA Raumberg Gumpenstein, 2017; Strauss et al., 2020; Suske et al., 2012. Die Studien liefern Anhaltspunkte über die Wirksamkeit der Maßnahmen und schlagen Verbesserungsmöglichkeiten vor. Ein Defizit, das die Programmwirksamkeit potenziell mindert, sind die großen Wissensdefizite im Hinblick auf den aktuellen Zustand der Böden Österreichs.

1.6 Ansatzpunkte in der Politik: Instrumente und Maßnahmen

Für die Erreichung der Ziele des Pariser Klimaabkommens ist ein Bündel an Politikmaßnahmen erforderlich, das alle Sektoren und Politikbereiche umfasst. Es enthält marktbasierte und fiskalpolitische Instrumente (CO_2-Steuern, Emissionshandel, Förderungen, Subventionen) und ordnungspolitische Maßnahmen (Produkt- und Technologiestandards) sowie Soft Measures (Information, Bewusstseinsbildung; Peñasco et al., 2021; Rogge et al., 2017; Rogge & Reichardt, 2016; Rosenow et al., 2017; Tvinnereim & Mehling, 2018; Abschn. 6.5 und 8.5).

1.6.1 Ökonomische Instrumente für eine nachhaltige Landnutzung

Eine kohärente Ausgestaltung von politischen Strategien, Programmen und Politikinstrumenten auf allen Ebenen von Wirtschaft und Gesellschaft kann zu Anpassung, Emissionsminderung im Zusammenhang mit Landsystemen und deren Senkenfunktion beitragen (IPCC, 2019b; Abschn. 6.3, 6.4, 6.5 und 6.6). Hierzu zählen ökonomische Instrumente, die verlässliche Preissignale auf die Emission von THGs aussenden und eine rationale Grundlage für Investitionsentscheidungen bieten. In den Industrieländern wurden Umweltprobleme lange Zeit mit ordnungsrechtlichen Maßnahmen (z. B. Emissions- und Technologiestandards) bekämpft. Die zunehmenden globalen Umweltprobleme (u. a. Biodiversitätsverlust, Klimawandel) lenkten die Aufmerksamkeit verstärkt auf ökonomische und marktbasierte Instrumente zur Lösung von Umweltproblemen.

In der ökonomischen Theorie der externen Effekte (neoklassische Denkschule) wird der Einsatz marktbasierter Instrumente wie Steuern (Pigou-Steuer) und handelbare Zertifikate (Coase-Theorem) für die Internalisierung von negativen externen Umwelteffekten und damit für die Korrektur von Markversagen vorgeschlagen. Diese Instrumente werden im Kontext des Klimaschutzes seit den 1990er-Jahren diskutiert und eingesetzt. Dies spiegelte sich in der Ausrichtung des Kyoto-Protokolls auf Marktmechanismen und insbesondere den Emissionshandel wider. Marktbasierte Instrumente gelten als ökologisch effektiv und ökonomisch effizient, da sie Umweltziele mit den geringsten gesamtwirtschaftlichen Kosten erreichen. Sie schreiben keine bestimmte Technologie für die Zielerreichung vor. Auch die Rio-Deklaration für Umwelt und Entwicklung (1992) bezieht sich auf den Einsatz ökonomischer Instrumente für den Klimaschutz. Zu diesen Instrumenten zählen preisbasierte Instrumente wie Steuern sowie mengenbasierte Instrumente wie der Emissionshandel oder Tendering-Systeme.

Anfang bis Mitte der 2000er-Jahre kam es zu einer Diversifizierung des ökonomischen Diskurses in der Klimapolitik. Dadurch hat sich die Palette der politischen Optionen über die marktbasierte Klimapolitik – insbesondere die Bepreisung von CO_2 – hinaus erweitert und umfasst nun auch keynesianische und schumpetersche Politikansätze, wie etwa grüne Innovation und Industriepolitik für saubere Energietechnologien (Meckling & Allan, 2020). Klimapolitik soll demnach die Transformation zu einer Wirtschaft fördern, die den Einsatz von Technologien für erneuerbare Energien unterstützt und somit das Wirtschaftswachstum fördert. Dieser politische Diskurs in der Klimapolitik wurde nicht zuletzt durch die Wirtschafts- und Finanzkrise der Jahre ab 2009 gestützt.

Marktbasierte Instrumente können, wenn sie sorgfältig konzipiert und umgesetzt werden, durch preisliche Anreize das Verhalten privater Wirtschaftsakteure in Hinblick auf die Ressourcennutzung positiv im Sinne einer Vermeidung von unerwünschten Umwelteffekten beeinflussen. Hierzu zählen auch monetäre Anreizinstrumente wie Payments for Ecosystem Services (PES), die in Theorie und Praxis an Bedeutung gewonnen haben (Box 1.4). Für die Erreichung der Ziele des Pariser Klimaabkommens ist schließlich ein breites Bündel an Politikmaßnahmen erforderlich, das alle Sektoren und Politikbereiche umfasst und das neben marktbasierten und fiskalpolitischen Instrumenten (CO_2-Steuern, Emissionshandel, Förderungen, Subventionen) ordnungspolitische Maßnahmen (Produkt- und Technologiestandards) sowie Soft Measures (Information, Bewusstseinsbildung) beinhaltet (Abschn. 8.4; sowie Peñasco et al., 2021; Rogge et al., 2017; Rogge & Reichardt, 2016; Rosenow et al., 2017; Tvinnereim & Mehling, 2018). Der Einsatz von klimapolitischen Instrumenten in der Landnutzung findet nach wie vor in den entsprechenden Sektorpolitiken (Agrarpolitik, Forstpolitik, Biodiversitätsstrategien und Naturschutzpolitiken) statt. Ein übergeordneter, systemischer Ansatz einer klimaorientierten Landnutzungspolitik sollte angestrebt werden (Abschn. 6.6, Kap. 7).

1.6.1.1 CO_2-Steuern

CO_2-Steuern werden seit den 1990er-Jahren zunehmend zur Erreichung klimapolitischer Ziele eingesetzt (z. B. World Bank 2019). Durch die Einführung einer CO_2-Steuer erhöhen sich die Kosten aus der Nutzung fossiler Rohstoffe, was einen Anreiz zur Verminderung der Emissionen darstellt (z. B. durch Veränderungen des Verhaltens oder durch die Wahl von emissionsärmeren Technologien). Die Erfahrung zeigt, dass die Emissionen in Folge der Einführung von CO_2-Steuern reduziert werden (Brännlund et al., 2014; Rivers & Schaufele, 2017, 2015). Der Rückgang ist dabei tendenziell höher als bei einer reinen Preiserhöhung fossiler Energieträger („tax salience"; Andersson, 2019; Antweiler & Gulati, 2016; Bernard & Kichian, 2019; Rivers & Schaufele, 2017, 2015). Neben einer Reduktion von Emissionen kann eine höhere Besteuerung von Treibstoffen auch zu einer Eindämmung der Zersiedelung beitragen, indem durch die höheren Transportkosten ein Anreiz gegen lange Wegstrecken gesetzt wird (OECD, 2018; Tanguay & Gingras, 2012). Damit haben CO_2-Steuern indirekt auch einen Effekt auf die Landnutzung. Auch für Österreich zeigen Analysen, dass eine CO_2-Steuer dazu beitragen kann, die Emissionen zu reduzieren (z. B. Baresch et al., 2014; Goers & Schneider, 2019; Kirchner et al., 2019; Meyer et al., 2020).

1.6.1.2 Emissionshandel

Der Handel mit Emissionszertifikaten stellt eine Alternative zu CO_2-Steuern dar. In einem Emissionshandelssystem (ETS) legt der Regulator eine Obergrenze für die Emissionen der erfassten Sektoren fest. Die Emissionszertifikate werden den erfassten Akteuren über Auktionierung oder gratis zu-

geteilt. Diese sind verpflichtet, für jede emittierte Tonne ein Zertifikat abzugeben, und können untereinander mit den Zertifikaten handeln. Auf dem Zertifikatemarkt ergibt sich der Emissionspreis auf der Grundlage von Angebot und Nachfrage.

In der EU werden seit 2005 Emissionen aus der emissionsintensiven Industrie und der Energiebereitstellung vom EU-Emissionshandelssystem (EU ETS) erfasst. Die energieintensive Produktion von Mineraldünger wird so verteuert, der Einsatz von Mineraldüngern damit potenziell reduziert. In Neuseeland, das sich durch hohe Emissionen der Viehwirtschaft auszeichnet, wurde diskutiert, neben Energiebereitstellung, Industrie und Forstwirtschaft auch die Landwirtschaft in das nationale Emissionshandelssystem einzubinden. Ursprünglich sollten alle Wirtschaftssektoren in Stufen zwischen 2008 (Jahr der Einführung des ETS) und 2013 in das System eingegliedert werden. Die Einbeziehung von Emissionen aus der Landwirtschaft wurde 2009 zunächst auf 2015 (vorbehaltlich einer Überprüfung) und dann 2012 auf unbestimmte Zeit verschoben.

Box 1.4 Wirtschaftliche Bedeutung von Ökosystemleistungen

Die Landnutzung, die durch die langfristige gemeinsame Anpassung von Menschen und Ökosystemen an Umweltfaktoren geprägt ist, steuert direkt die Kapazität zur Bereitstellung von ÖSLs (Egarter Vigl et al., 2017; Locatelli et al., 2017; Quétier et al., 2007). Sozial-ökologische Systeme in Gebirgen reagieren empfindlich auf klimabedingte Stressfaktoren, darunter steigende Temperaturen, Häufigkeit und Intensität von Naturgefahren, aber auch auf Änderungen der Landnutzung, was sowohl die Resilienz der Bereitstellung von ÖSLs gefährden kann als auch die Synergien und Trade-offs zwischen diesen beeinflussen (Lavorel et al., 2019). Als Basis für die Bewertung von ÖSLs wurde das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes entwickelt, das alle Nutzwerte, die durch Ökosysteme für die Gesellschaft bereitgestellt werden, umfasst (Abb. 1.14). Dazu zählen sowohl nutzungsabhängige Werte (z. B. Holz, Nutzpflanzen, Klimaregulation, Bestäubung) als auch nicht nutzungsabhängige Werte (z. B. Wertschätzung, dass ein Ökosystem existiert oder dass auch noch nachfolgende Generationen Holz zur Verfügung haben). Bei ÖSLs, für die ein Markt existiert, welcher die Preise bestimmt, wie z. B. Holz oder landwirtschaftliche Produkte, kann der ökonomische Wert über Marktpreise und Herstellungskosten monetär quantifiziert werden. Demgegenüber stehen viele ÖSLs, wie sauberer Luft, Boden- und Wasserqualität oder Biodiversität, für die kein oder nur ein sehr eingeschränkter Markt besteht. Hier handelt es sich um öffentliche Güter, bei denen sich der fehlende Markt durch fehlende Konkurrenz (bei ihrer Nutzung werden andere in ihren Nutzungsmöglichkeiten nicht eingeschränkt) und fehlende Ausschließbarkeit (niemand kann von der Nutzung ausgeschlossen werden) ergibt. Bei rein betriebswirtschaftlicher Betrachtung wird der Schutz oder die Erzeugung von öffentlichen Gütern kaum zum Gewinn eines Unternehmens beitragen (Ungerböck et al., 2015). Obwohl im Allgemeinen davon ausgegangen wird, dass der soziale Wert von nicht marktbestimmten Gütern und Dienstleistungen höher ist als ihr Marktwert und dass die Nachfrage oft höher sein könnte als das tatsächliche Angebot (TEEB, 2010), haben öffentliche Güter in politischen Entscheidungen wenig Gewicht, was deren Bereitstellung sowohl für die gegenwärtige als auch für die zukünftigen Generationen gefährden kann. Da sich kein klassischer Markt dazu entwickeln kann (Weiss et al., 2022), kann der Staat durch regulatorische Maßnahmen, wie Verordnungen, Gesetze oder Richtlinien, eingreifen, damit öffentliche Güter in der gewünschten Menge und Qualität bereitgestellt werden (Glück, 2000). Dazu zählen z. B. auch staatliche Auflagen in der Umweltgesetzgebung oder finanzielle Anreize, wie im ÖPUL-Programm. Eine Optimierung der Bewirtschaftung, wenn sie nur auf Marktpreise fokussiert ist, führt somit zu einem Trade-off zwischen ÖSLs, für die ein Markt existiert, und solchen, die öffentliche Güter darstellen. Daher wird für die Erfassung von unterschiedlichen Nutzungsaspekten von ÖSLs der ökonomische Gesamtwert, der über einen direkten materiellen Nutzen hinausgeht, aber zur Wohlfahrtsmessung gehört, ermittelt (TEEB, 2010). In der wissenschaftlichen Literatur herrscht weitgehend Konsens darüber, dass umweltökonomische Bewertungsmethoden auch für nicht nutzungsabhängige Werte – unter Beachtung der notwendigen Rahmenbedingungen für ihren Einsatz – belastbare und zeitlich stabile Ergebnisse liefern (Abschn. 3.5). Ein deutlicher Beleg dafür ist, dass derartige Methoden auch in Schadenersatzverfahren Anwendung finden. Allerdings ist die monetäre Bewertung, nicht mit konkreten, aktuellen Zahlungsströmen zu verwechseln. Die Bewertungen berücksichtigen die Nutzung und Veränderungen öffentlicher Güter durch (betriebs-)wirtschaftliche Aktivitäten und drücken die Steigerung der sozialen Wohlfahrt für eine Volkswirtschaft und Gesellschaft im Gesamten und gemessen in Geldeinheiten aus (Getzner, 2017).

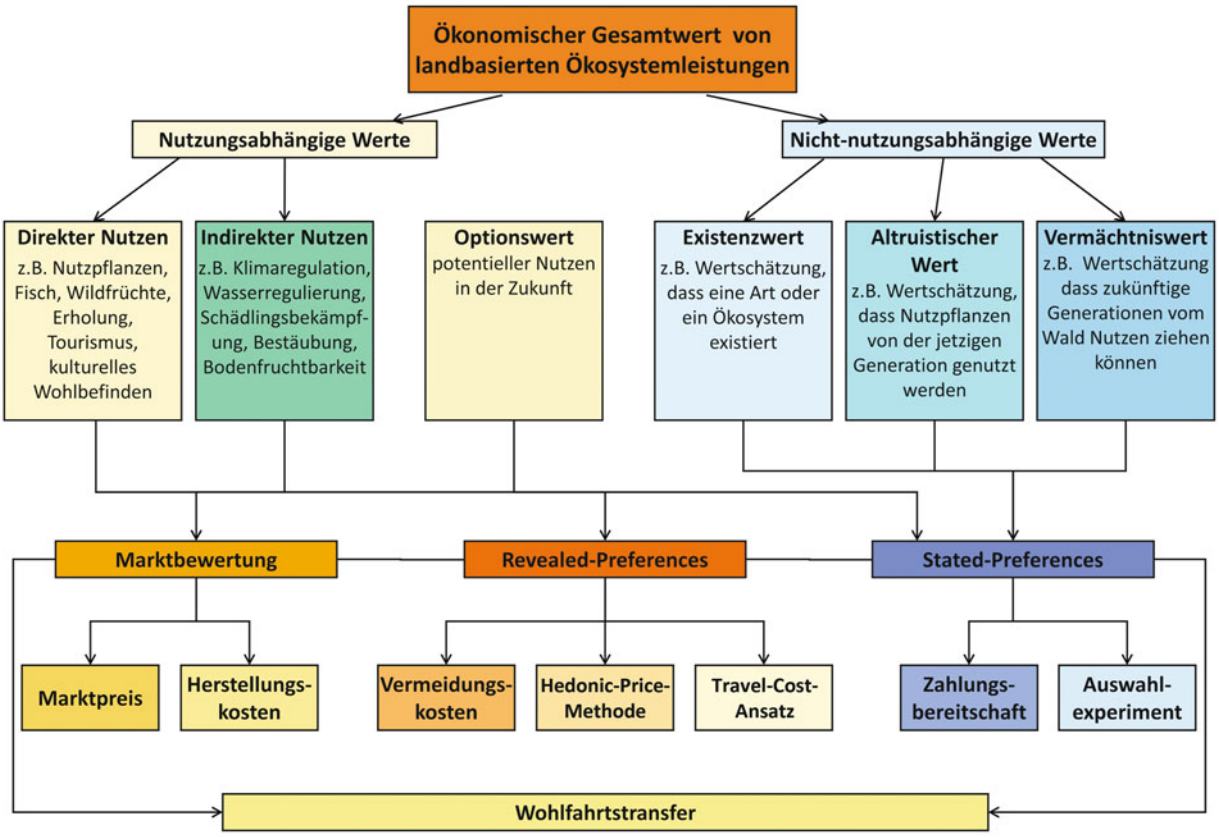


Abb. 1.14 Das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes und herkömmliche Bewertungsmethoden (Verändert nach Bertram & Rehdanz, 2013)

1.6.2 Raumplanung

Allgemein kann als Raumordnung – oder auch Raumplanung – die Gesamtheit der Maßnahmen und Aktivitäten öffentlicher Gebietskörperschaften verstanden werden, die die Gestaltung des Territoriums, basierend auf politischen Zielvorstellungen, zum Gegenstand haben (Gruber et al., 2018). Raumplanung umfasst im engeren Kern die territoriale Planung (räumliche Nutzungsordnung zur Vermeidung von Nutzungskonflikten) verbunden mit der Steuerung der Raum- und Siedlungsentwicklung sowie der Landnutzungsentscheidungen und Planungen, welche die räumliche Ausgestaltung der konkreten Nutzungsmöglichkeiten betreffen (z. B. Gestaltung nutzungsgemischter, nachhaltiger Stadtquartiere, die Umgestaltung zu einer begrünten Fußgängerzone oder Begegnungszone). Zusammenfassend ist sie in rechtlicher und fachlicher Interpretation eine Querschnittsmaterie, in dessen Zentrum eine integrierte, qualitative Gestaltung des Raumes auf allen gebietskörperschaftlichen Maßstabsebenen steht. Neben der Integration von grundlegenden Erkenntnissen der technischen Wissenschaften und der Naturwissenschaften ist auch die Einbindung aller relevanten Akteur_innen, besonders der Bürger_innen, im Sinne einer demokratischen Partizipation von großer Bedeutung.

Die formalen und rechtlichen Grundlagen für Raumplanung sind vor allem im nominellen Raumplanungsrecht, d. h. in zumeist final programmierten Raumplanungs- und Raumordnungsgesetzen, Bauordnungen und weiteren Gesetzen, geregelt. In Österreich liegt die formelle Raumplanungskompetenz bei den Bundesländern, die Kompetenz „Örtliche Raumplanung“ liegt gemäß Bundesverfassung bei den Gemeinden. Der Bund übt sektorale Kompetenzen aus, die jedoch sehr raumwirksam sind (z. B. Bildungswesen, hochrangige räumliche Infrastrukturplanung, forstliche Raumplanung). Die horizontale und vertikale, raum- und zeitbezogene Koordination der Planungen und Eingriffe zwischen den Gebietskörperschaften ist ebenfalls zentrales Handlungsfeld der Raumplanung. Die raumwirksamen Rahmensetzungen und Richtlinien der Europäischen Union sind hier verstärkt zu berücksichtigen (Abschn. 6.6).

Neben der Lösung von Routineproblemen, wie z. B. Abstandsregeln in Bauordnungen, stehen das Lösen bereits bestehender und das Vermeiden zukünftiger komplexer Probleme mit Raumbezug und besonderer gesellschaftlicher

Relevanz im Fokus der Raumplanung. Aktuelle komplexe und existenzielle Herausforderungen mit Gesellschafts- und Raumbezug sind die Klima- und Energiekrise, der demografische Wandel, die aktuelle pandemische Gesundheitskrise, die dauerhafte Sicherung der Versorgung einer global wachsenden Bevölkerung mit gesunden Nahrungsmitteln, die Gestaltung resilienter und nachhaltiger Landschafts- und Siedlungsräume, die Vermeidung der Zersiedelung und weiterer Bodeninanspruchnahme für bauliche Nutzungen sowie die nachhaltige und resiliente Innenentwicklung der Siedlungssysteme.

Zur Lösung der vielfältigen Problemstellungen besteht ein Repertoire bewährter, formeller Planungsinstrumente und -verfahren, die sich zunächst auf die Sicherung der Standorte für definierte Nutzungen (Grünland, Verkehrsflächen und Bauland) und die Qualität und Intensität (Dichte) dieser Nutzungen beziehen (regionale und örtliche Entwicklungskonzepte, Flächenwidmungs- und Bebauungspläne). Andererseits entsteht ein wachsendes Repertoire informeller Verfahren und Instrumente, die vor allem zur Lösung der komplexen Probleme experimentell entwickelt und erprobt werden (z. B. Konzepte für Klimaanpassung, Bodenschutz, Energie und Mobilität; Kap. 7). Die Gestaltung der jeweiligen Planungsprozesse – verbunden mit Governanceprozessen – ist bedeutsam für die Qualität der Ergebnisse, d. h. der raumbezogenen Konzepte und Raumpläne, welche die planende Verwaltung und als Rechtsverordnungen auch Bürger_innen direkt binden und zu konkreten Eingriffen im Raum (vorbereitet durch Strategien, Maßnahmen und Projekte) führen.

In Kap. 6 wird auf die raumwirksamen institutionellen Rahmensetzungen und -bedingungen auf internationaler, nationaler und regionaler Ebene eingegangen sowie auf die Akteur_innen und deren handlungsbestimmende Werte, wohingegen Kap. 7 sich mit konkreten klimarelevanten Raumplanungskonzepten und -maßnahmen beschäftigt, wie z. B. der Energieraumplanung, der Klimawandelanpassung und dem Naturgefahrenmanagement.

Im Kontext der Raumplanung wird in den Kap. 6 und 7 der Begriff „Planungsversagen“ eingeführt. Er beschreibt, dass die Akteur_innen in der Raumplanung mit den verabschiedeten Plänen die selbstgesteckten Ziele, die in gemeinsam verabschiedeten Strategien (z. B. Österreichisches Raumentwicklungskonzept, Europäisches Raumentwicklungskonzept) festgelegt sind, nur teilweise erreichen. Die Ursachen hierfür liegen in Unterschieden von Zielen und Planungsinhalten, aber auch der Wahl ungeeigneter Instrumente (z. B. unverbindliche Informationsinstrumente in Bereichen, in denen Auflagen oder ökonomische Instrumente effektiver und effizienter sind), fehlender Koordinierung sowie der Interessenabwägung zuungunsten einer nachhaltigen Raumentwicklung. Ergebnisse des Planungsversagens sind u. a. eine überbordende und nicht nachhaltige Raumentwicklung, Bodenversiegelung, Biodiversitätsverluste sowie der Verlust natürlicher Lebensräume.

1.6.3 „Soft Measures“: Informationsverbreitung und bewusstseinsbildende Maßnahmen

Die Anpassung an den Klimawandel wird in mehreren EU Strategien thematisiert. Im Green Deal wird im Rahmen der Initiative „Neues Europäisches Bauhaus“ das Potenzial biogener Materialien bei der Substitution von Materialien mit ungünstiger Ökobilanz betont. In der EU-Waldstrategie wird ein freiwilliges Zertifizierungssystem für biodiversitätsfördernde Maßnahmen der Waldbewirtschaftung empfohlen. Auch in der Biodiversitätsstrategie werden zahlreiche Maßnahmen für die Landbewirtschaftung vorgeschlagen, die leicht implementierbar sind und eine große Wirkung haben. Die Ausgestaltung der Biodiversitätsstrategie ist noch in Diskussion.

Von den Medien werden die Folgen des Klimawandels ereignisbezogen aufgegriffen und ausführlich dargestellt. Daneben werden von vielen Organisationen Factsheets und Lehrmaterial für verschiedene Gruppen bereitgestellt. Zu nennen sind beispielgebend für viele Initiativen die Factsheets des Climate Change Center Austria (https://ccca.ac.at/wissenstransfer/fact-sheets) und die Internetseite https://www.klimafitterwald.at. Der Klimawandel und seine Folgen haben bereits Eingang in Schulbücher gefunden, und die Inhalte werden altersgerecht vermittelt.

Viele renommierte Wissenschafter_innen treten als Autor_innen von populärwissenschaftlichen Büchern auf und bieten umfassende Information in verschiedenen Formaten an (z. B. Kromp-Kolb & Formayer, 2018; Rahmstorf & Schellnhuber, 2019; Schellnhuber, 2015; Uhl-Haedicke, 2021).

Daneben gibt es eine Reihe von Informationskampagnen, bei welchen viele strategische Elemente zu beachten sind, um die Wirksamkeit in einer ohnehin informationsreichen Gesellschaft sicher zu stellen. Dazu gehören Anlass des Lancierens einer Kampagne, Definition des Zielpublikums und zeitliche Länge der Kampagne (Wilkes-Allemann et al., 2021). Hier spielen sogenannte NGOs (Nichtstaatliche Organisationen) eine zentrale Rolle. Neben den alteingesessenen Umweltschutzorganisationen wie GLOBAL 2000, GREENPEACE oder WWF ist beim Klimathema besonders „Friday for Futures“, eine Jugendorganisation, in den letzten Jahren sehr aktiv geworden.

1.7 Aufbau des Berichts

Der APCC Special Report Klimawandel und Landnutzung in Österreich besteht aus neun Kapiteln. Kap. 1 liefert eine Übersicht, Kap. 2 und 3 widmen sich der Beschreibung des Status quo, während Kap. 4 und 5 auf Maßnahmen der Anpassung und Emissionsminderung eingehen. Kap. 6, 7 und 8 widmen sich Aspekten der Umsetzung von Maßnahmen, und Kap. 9 fasst diese Maßnahmen tabellarisch zusammen. Im Folgenden werden die Inhalte der Kapitel kurz skizziert.

In Kap. 1 werden die Ziele, die Herangehensweise und der Kontext des APCC Special Report dargestellt und das Thema aus interdisziplinärer Sicht eingeführt. Es bietet einen Überblick über die Themenbereiche und erläutert die Struktur, in der in den folgenden Kapiteln der Wissensstand dargestellt wird.

Kap. 2 stellt den Beitrag der Landnutzung in Österreich zum anthropogenen Klimawandel dar. Österreichs Landnutzung führt zu Emissionen und zu einer Veränderung der Energiebilanz in Österreich. Weil das Landsystem auch Produktion und Konsum umfasst, wirkt sich dies auch außerhalb Österreichs Grenzen aus.

Kap. 3 skizziert die vergangenen Trends der Landnutzung in Österreich, stellt das Wissen um die treibenden anthropogenen und klimatologischen Kräfte der Veränderungen dar und zeigt Szenarien der zukünftigen Landnutzung auf. In diesem Kapitel werden Abschätzungen der Auswirkungen des bisherigen Klimas und möglicher Klimaentwicklungen auf ÖSLs und Biodiversität dargestellt.

Kap. 4 bewertet Strategien der Bewirtschaftung von Land und Böden hinsichtlich ihrer Anpassungsleistung und -fähigkeit, bezogen auf Klimawandelszenarien. Dazu wird behandelt, wo Anpassungsmaßnahmen die Minderungsmaßnahmen unterwandern und welche Folgen Anpassungsmaßnahmen für ÖSLs und Biodiversität haben.

Kap. 5 umfasst die Darstellung möglicher Beiträge der Landnutzung zur Minderung des Klimawandels inklusive der kontroversiellen Themen der CO_2-Senken in Land-Ökosystemen, der Bio-Ökonomie, der Energie aus Biomasse, und den damit zusammenhängenden gesellschaftlichen Herausforderungen.

In den Kap. 6 und 7 werden klimawandelrelevante Strategien, Steuerungsinstrumente und Managementansätze von Landnutzungsentscheidungen und die Wechselbeziehungen von Klimawandel und Raumplanung auf nationaler und regionaler Ebene thematisiert: Während Kap. 6 sich dem breiten Spektrum der Handlungsoptionen widmet, geht Kap. 7 auf die zentrale Rolle der Raumordnung und Raumplanung im Spannungsfeld von Landnutzung und Klimawandel ein.

Kap. 8 stellt Handlungsfelder aus dem Blickwinkel der Nachhaltigkeitsziele der Vereinten Nationen (SDGs) dar, welche für die notwendige Transformation der Landnutzung im Kontext des voranschreitenden Klimawandels geeignet sind. Besonderes Augenmerk wird auf Eingangspforten und Hebel für eine Transformation hin zu einer nachhaltigeren Landnutzung gelegt, die gesellschaftliche Prioritäten integrativ berücksichtigen.

Kap. 9 bietet schließlich eine tabellarische Übersicht über einzelne Maßnahme der Klimawandelanpassung und Emissionsreduktion. Die Tabelle fasst die in den einzelnen Kapiteln dargestellten Zielkonflikte, aber auch Synergien der einzelnen Maßnahmen zusammen und liefert eine Zusammenschau der Maßnahmen hinsichtlich ihrer Potenziale, erwünschter und unerwünschter Folgen sowie Barrieren der Umsetzung. Eine Zusammenfassung für politische Entscheidungsträger, ein technischer Bericht, eine Summary for Policy Makers und ein Glossar ergänzen den APCC Special Report.

Literatur

Abermann, J., Kuhn, M., Fischer, A., 2011. Climatic controls of glacier distribution and glacier changes in Austria. Annals of Glaciology 52, 83–90. https://doi.org/10.3189/172756411799096222

Acreman, M., Holden, J., 2013. How Wetlands Affect Floods. Wetlands 33, 773–786. https://doi.org/10.1007/s13157-013-0473-2

Aggestam, F., Pülzl, H., 2020. Downloading Europe: A Regional Comparison in the Uptake of the EU Forest Action Plan. Sustainability 12, 3999. https://doi.org/10.3390/su12103999

Agostini, A., Giuntoli, J., Boulamanti, A., 2014. Carbon accounting of forest bioenergy. Conclusions and recommendations from a critical literature review. JRC Scientific and Policy Reports. Publications Office of the European Union, Luxembourg. https://doi.org/10.2788/29442

ALPIMP, 2006. Multi-centennial climate variability in the Alps based on Instrumental data, Model simulations and Proxy data ALP-IMP [WWW Document]. ALP-IMP. http://www.zamg.ac.at/ALP-IMP/

Anderl, M., Balas, M., Gössl, M., Storch, A., Huber, S., Lindinger, H., Loishandel-Weisz, H., Ortner, R., Schwaiger, E., Schwarzl, B., Sedy, K., Vogel, W., 2017. Zusammenfassende Bewertung der Auswirkungen des Programms LE 14-20 auf die Querschnittthemen Umwelt und Klima. Umweltbundesamt, Wien.

Andersson, J.J., 2019. Carbon Taxes and CO_2 Emissions: Sweden as a Case Study. American Economic Journal: Economic Policy 11, 1–30. https://doi.org/10.1257/pol.20170144

Antweiler, W., Gulati, S., 2016. Frugal Cars or Frugal Drivers? How Carbon and Fuel Taxes Influence the Choice and Use of Cars (SSRN Scholarly Paper No. ID 2778868). Social Science Research Network, Rochester, NY.

APCC, 2023. Österreichischer Special Report Strukturen für ein klimafreundliches Leben (APCC SR Klimafreundliches Leben) [Görg, C., V. Madner, A. Muhar, A. Novy, A. Posch, K. Steininger und E. Aigner (Hrsg.)]. Springer Spektrum: Berlin/Heidelberg.

APCC, 2021. Österreichischer Special Report Tourismus und Klimawandel (SR 19). Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-61522-5

APCC, 2018. Österreichischer Special Report Gesundheit, Demographie und Klimawandel (ASR18). Austrian Panel on Climate Change (APCC), Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien, Österreich, 340 Seiten, ISBN 978-3-7001-8427-0

APCC, 2014. Österreichischer Sachstandsbericht Klimawandel 2014 (AAR14). Austrian Panel on Climate Change (APCC), Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien, Österreich, 1096 Seiten. ISBN 978-3-7001-7699-2

Auer, I., Böhm, R., Jurkovic, A., Lipa, W., Orlik, A., Potzmann, R., Schöner, W., Ungersböck, M., Matulla, C., Briffa, K., Jones, P., Efthymiadis, D., Brunetti, M., Nanni, T., Maugeri, M., Mercalli, L., Mestre, O., Moisselin, J.-M., Begert, M., Müller-Westermeier, G., Kveton, V., Bochnicek, O., Stastny, P., Lapin, M., Szalai, S., Szentimrey, T., Cegnar, T., Dolinar, M., Gajic-Capka, M., Zaninovic, K., Majstorovic, Z., Nieplova, E., 2007. HISTALP – historical instrumental climatological surface time series of the Greater Alpine Region. International Journal of Climatology 27, 17–46. https://doi.org/10.1002/joc.1377

BAB, 2019. Evaluierung des Österreichischen Agrar-Umweltprogramms ÖPUL – Nationaler Detailbericht 2019. Bundesanstalt für Agrarwirtschaft und Bergbauernfragen, Wien.

Baresch, M., Goers, S., Tichler, R., Schneider, F., 2014. Modell zur Simulation der (ober) österreichischen Volkswirtschaft mit einem speziellen Schwerpunkt auf Energie. Energieinstitut Linz, Linz.

Barnosky, A.D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G.O.U., Swartz, B., Quental, T.B., Marshall, C., McGuire, J.L., Lindsey, E.L., Maguire, K.C., Mersey, B., Ferrer, E.A., 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? Nature 471, 51–57. https://doi.org/10.1038/nature09678

Bauhus, J., Dieter, M., Farwig, N., Hafner, A., Kätzel, R., Kleinschmit, B., Lang, F., Lindner, M., Möhring, B., Müller, J., Niekisch, M., Richter, K., Schraml, U., Seeling, U., 2021. Die Anpassung von Wäldern und Waldwirtschaft an den Klimawandel. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Berlin.

Baumgarten, A., Haslmayr, H.-P., Schwarz, M., Huber, S., Weiss, P., Obersteiner, E., Aust, G., Englisch, M., Horvath, D., Leitgeb, E., Foldal, C., Rodlauer, C., Bohner, A., Spiegel, H., Jandl, R., 2021. Organic soil carbon in Austria – Status quo and foreseeable trends. Geoderma 402, 115214. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115214

Bernard, J.-T., Kichian, M., 2019. The long and short run effects of British Columbia's carbon tax on diesel demand. Energy Policy 131, 380–389. https://doi.org/10.1016/j.enpol.2019.04.021

Bertram, C., Rehdanz, K., 2013. On the environmental effectiveness of the EU Marine Strategy Framework Directive. Marine Policy 38, 25–40. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2012.05.016

BEV, 2019. Regional Information derived from the Austrian real estate database BEV. Austrian Federal Office of Metrology and Surveying, Vienna, Austria.

BFW, 2022. Österreichische Waldinventur [WWW Document]. https://bfw.ac.at/rz/wi.home

BFW, 2011. Waldinventur 2007/09 (No. 24–2011), BFW-Praxis Information. Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft (BFW), Vienna, Austria.

BGBl 106, 2011. Klimaschutzgesetz.

BGBl 132, 2021. Verordnung der Bundesministerin für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus über die Gefahrenzonenpläne nach dem Forstgesetz 1975, 132.

BGBl 440, 1975. Forstgesetz, BGBl 440.

BGBl. II, 145, 2014. BGBl. II, 145, Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Gefahrenzonenplanungen nach dem Wasserrechtsgesetz 1959 (WRG-Gefahrenzonenplanungsverordnung – WRG-GZPV), WRG-GZPV.

Binkley, D., 2021. Forest Ecology: an evidence-based approach, First. ed. Wiley-Blackwell, Hoboken, NJ.

Biodiversitätsdialog, 2021. Biodiversitätsdialog 2030 [WWW Document]. http://biodiversitätsdialog2030.at

Bloom, A.A., Exbrayat, J.-F., Velde, I. R. van der, Feng, L., Williams, M., 2016. The decadal state of the terrestrial carbon cycle: Global retrievals of terrestrial carbon allocation, pools, and residence times. PNAS 113, 1285–1290. https://doi.org/10.1073/pnas.1515160113

Blöschl, G., 2020. Aktueller Wissensstand zu Extremereignissen alpiner Naturgefahren in Österreich., in: Glade, T., Mergili, M., Sattler, K. (Eds.), ExtremA 2019. Vienna University Press, pp. 229–246.

Blöschl, G., Hall, J., Parajka, J., Perdigão, R.A.P., Merz, B., Arheimer, B., Aronica, G.T., Bilibashi, A., Bonacci, O., Borga, M., Čanjevac, I., Castellarin, A., Chirico, G.B., Claps, P., Fiala, K., Frolova, N., Gorbachova, L., Gül, A., Hannaford, J., Harrigan, S., Kireeva, M., Kiss, A., Kjeldsen, T.R., Kohnová, S., Koskela, J.J., Ledvinka, O., Macdonald, N., Mavrova-Guirguinova, M., Mediero, L., Merz, R., Molnar, P., Montanari, A., Murphy, C., Osuch, M., Ovcharuk, V., Radevski, I., Rogger, M., Salinas, J.L., Sauquet, E., Šraj, M., Szolgay, J., Viglione, A., Volpi, E., Wilson, D., Zaimi, K., Živković, N., 2017. Changing climate shifts timing of European floods. Science 357, 588. https://doi.org/10.1126/science.aan2506

Blöschl, G., Hall, J., Viglione, A., Perdigão, R.A.P., Parajka, J., Merz, B., Lun, D., Arheimer, B., Aronica, G.T., Bilibashi, A., Boháč, M., Bonacci, O., Borga, M., Čanjevac, I., Castellarin, A., Chirico, G.B., Claps, P., Frolova, N., Ganora, D., Gorbachova, L., Gül, A., Hannaford, J., Harrigan, S., Kireeva, M., Kiss, A., Kjeldsen, T.R., Kohnová, S., Koskela, J.J., Ledvinka, O., Macdonald, N., Mavrova-Guirguinova, M., Mediero, L., Merz, R., Molnar, P., Montanari, A., Murphy, C., Osuch, M., Ovcharuk, V., Radevski, I., Salinas, J.L., Sauquet, E., Šraj, M., Szolgay, J., Volpi, E., Wilson, D., Zaimi, K., Živković, N., 2019. Changing climate both increases and decreases European river floods. Nature 573, 108–111. https://doi.org/10.1038/s41586-019-1495-6

Blöschl, G., Kiss, A., Viglione, A., Barriendos, M., Böhm, O., Brázdil, R., Coeur, D., Demarée, G., Llasat, M.C., Macdonald, N., Retsö, D., Roald, L., Schmocker-Fackel, P., Amorim, I., Bělínová, M., Benito, G., Bertolin, C., Camuffo, D., Cornel, D., Doktor, R., Elleder, L., Enzi, S., Garcia, J.C., Glaser, R., Hall, J., Haslinger, K., Hofstätter, M., Komma, J., Limanówka, D., Lun, D., Panin, A., Parajka, J., Petrić, H., Rodrigo, F.S., Rohr, C., Schönbein, J., Schulte, L., Silva, L.P., Toonen, W.H.J., Valent, P., Waser, J., Wetter, O., 2020. Current European flood-rich period exceptional compared with past 500 years. Nature 583, 560–566. https://doi.org/10.1038/s41586-020-2478-3

Blöschl, G., Komma, J., Nester, T., Rogger, M., Salinas, J.L., Viglione, A., 2018. Die Wirkung des Waldes auf Hochwässer (The effect of forests on floods). Wildbach- und Lawinenverbau, 88, (181), 288–296.

Blöschl, G., Montanari, A., 2010. Climate change impacts – throwing the dice? Hydrological Processes n/a-n/a. https://doi.org/10.1002/hyp.7574

Blum, W.E.H., 2014. Bodenfunktionen und Bodenressourcen – Grenzen der Multifunktionalität. local land and soil news, The Bulletin of the European Land and Soil Alliance (ELSA) e. V. 50, 13–15.

BMK, 2022. Energie in Österreich. Zahlen, Daten, Fakten. Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK).

BMK, 2020a. Innovative Energietechnologien in Österreich Marktentwicklung 2019, Biomasse, Photovoltaik, Solarthermie, Wärmepumpen und Windkraft (No. 14/2020), Berichte aus Energie- und Umweltforschung. Bundesministerium für Klimaschutz, Wien.

BMK, 2020b. Erneuerbare Energie in Zahlen. Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie, Wien.

BML, 2022. Holzeinschlagsmeldung über das Kalenderjahr 2021. Bundesministerium für Landwirtschaft, Wien.

BMLFUW (Ed.), 2011. Anpassungsstrategien an den Klimawandel für Österreichs Wasserwirtschaft. Studie der Zentralanstalt für Meteo-

rologie und Geodynamik und der Technischen Universität Wien im Auftrag von Bund und Ländern. 21 S.
BMLRT, 2022. Integriertes Verwaltung- und Kontrollsystem – INVEKOS [WWW Document]. Landwirtschaft. https://info.bml.gv.at/themen/landwirtschaft/gemeinsame-agrarpolitik-foerderungen/nationaler-strategieplan/direktzahlungen-ab-2023/invekosinvekosgis.html
BMLRT, 2021. Waldentwicklungsplan (WEP) [WWW Document]. https://info.bmlrt.gv.at/themen/wald/wald-in-oesterreich/raumplanung/waldentwicklungsplan/WEP.html
BMLRT, 2020. INVEKOS-Datenbestand des Bundesministeriums für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus.
BMNT, 2019a. Grüner Bericht 2019. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.
BMNT, 2019b. Energie in Österreich Zahlen, Daten, Fakten. BMNT, Wien.
BMNT, 2019c. Integrierter nationaler Energie- und Klimaplan für Österreich – Periode 2021–2030. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.
BMNT, 2017. Datensammlung zum Österreichischen Wald [WWW Document]. https://www.bmlrt.gv.at/forst/oesterreich-wald/waldzustand/datensammlung2017.html
BMNT, BMVIT, 2018. #mission 2030 – Austrian Climate and Energy Strategy. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft und Forschung, Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie.
Bodner, G., Nakhforoosh, A., Kaul, H.-P., 2015. Management of crop water under drought: a review. Agronomy for Sustainable Development 35, 401–442. https://doi.org/10.1007/s13593-015-0283-4
Bohner, A., 2021. Bodenverdichtung ist beherrschbar. Blick ins Land 6–7, 28–29.
Borchert, H., Riebler, M., 2022. Energetische Holzverwendung: Ist die Kritik berechtigt? LWF aktuell 136, 5–9.
Brännlund, R., Lundgren, T., Marklund, P.-O., 2014. Carbon intensity in production and the effects of climate policy – Evidence from Swedish industry. Energy Policy 67, 844–857. https://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.12.012
Braun, M., Fritz, D., Weiss, P., Braschel, N., Büchsenmeister, R., Freudenschuß, A., Gschwantner, T., Jandl, R., Ledermann, T., Neumann, M., Pölz, W., Schadauer, K., Schmid, C., Schwarzbauer, P., Stern, T., 2016. A holistic assessment of greenhouse gas dynamics from forests to the effects of wood products use in Austria. Carbon Management 7, 271–283. https://doi.org/10.1080/17583004.2016.1230990
Brenner, C., Meisch, C., Apperl, B., Schulz, K., 2016. Towards periodic and time-referenced flood risk assessment using airborne remote sensing. Journal of Hydrology and Hydromechanics 64, 438–447. https://doi.org/10.1515/johh-2016-0034
Brückler, M., Resl, T., Reindl, A., 2018. Comparison of organic and conventional crop yields in Austria. Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment 68, 223–236. https://doi.org/10.1515/boku-2017-0018
Buchmann-Duck, J., Beazley, K.F., 2020. An urgent call for circular economy advocates to acknowledge its limitations in conserving biodiversity. Science of The Total Environment 727, 138602. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138602
Büchsenmeister, R., 2011. Waldinventur 2007/09: Betriebe und Bundesforste nutzen mehr als den Zuwachs. BFW-Praxisinformation 24, 3–5.
Bundeskanzleramt, 2020. Regierungsprogramm 2020–2024, Aus Verantwortung für Österreich. Bundeskanzleramt, Wien.
Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., Müller, F., 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. Ecological Indicators 21, 17–29. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.019
Burkhard, B., Maes, J., 2017. Mapping Ecosystem Services, Advanced Books. https://doi.org/10.3897/ab.e12837
Castebrunet, H., Eckert, N., Giraud, G., Durand, Y., Morin, S., 2014. Projected changes of snow conditions and avalanche activity in a warming climate: the French Alps over the 2020–2050 and 2070–2100 periods. The Cryosphere 8, 1673–1697. https://doi.org/10.5194/tc-8-1673-2014
Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Barnosky, A.D., García, A., Pringle, R.M., Palmer, T.M., 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. Science Advances 1, e1400253. https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253
Chimani, B., Heinrich, G., Hofstätter, M., Kerschbaumer, M., Kienberger, S., Leuprecht, A., Lexer, A., Peßenteiner, S., Poetsch, M., Salzmann, M., 2019. ÖKS15-Klimaszenarien für Österreich. Daten, Methoden und Klimaanalyse, Report REP-0684, Umweltbundesamt, Wien.
Ciais, P., Sabine, C., Bala, G., Bopp, L., Brovkin, V., Canadell, J., Chhabra, A., DeFries, R., Galloway, M., Heimann, M., Jones, C., LeQuéré, C., Myneni, R.B., Piao, S., Thronton, P., 2013. Carbon and Other Biogeochemical Cycles, in: Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P.M. (Eds.), Cli-Mate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
Collins, S.L., Carpenter, S.R., Swinton, S.M., Orenstein, D.E., Childers, D.L., Gragson, T.L., Grimm, N.B., Grove, J.M., Harlan, S.L., Kaye, J.P., Knapp, A.K., Kofinas, G.P., Magnuson, J.J., McDowell, W.H., Melack, J.M., Ogden, L.A., Robertson, G.P., Smith, M.D., Whitmer, A.C., 2011. An integrated conceptual framework for long-term social-ecological research. Frontiers in Ecology and the Environment 9, 351–357. https://doi.org/10.1890/100068
Conedera, M., Peter, L., Marxer, P., Forster, F., Rickenmann, D., Re, L., 2003. Consequences of forest fires on the hydrogeological response of mountain catchments: a case study of the Riale Buffaga, Ticino, Switzerland. Earth Surface Processes and Landforms 28, 117–129. https://doi.org/10.1002/esp.425
Cotta, H., 1885. Anweisung zum Waldbau, Neunte Auflage. ed. Arnoldische Buchhandlung, Dresden.
Cowie, A.L., Berndes, G., Bentsen, N.S., Brandão, M., Cherubini, F., Egnell, G., George, B., Gustavsson, L., Hanewinkel, M., Harris, Z.M., Johnsson, F., Junginger, M., Kline, K.L., Koponen, K., Koppejan, J., Kraxner, F., Lamers, P., Majer, S., Marland, E., Nabuurs, G., Pelkmans, L., Sathre, R., Schaub, M., Smith, C.T., Soimakallio, S., Van Der Hilst, F., Woods, J., Ximenes, F.A., 2021. Applying a science-based systems perspective to dispel misconceptions about climate effects of forest bioenergy. GCB Bioenergy gcbb.12844. https://doi.org/10.1111/gcbb.12844
Creutzig, F., Erb, K.-H., Haberl, H., Hof, C., Hunsberger, C., Roe, S., 2021. Considering sustainability thresholds for BECCS in IPCC and biodiversity assessments. GCB Bioenergy 13, 510–515. https://doi.org/10.1111/gcbb.12798
Creutzig, F., Niamir, L., Bai, X., Callaghan, M., Cullen, J., Díaz-José, J., Figueroa, M., Grubler, A., Lamb, W.F., Leip, A., Masanet, E., Mata, É., Mattauch, L., Minx, J.C., Mirasgedis, S., Mulugetta, Y., Nugroho, S.B., Pathak, M., Perkins, P., Roy, J., de la Rue du Can, S., Saheb, Y., Some, S., Steg, L., Steinberger, J., Ürge-Vorsatz, D., 2022. Demand-side solutions to climate change mitigation consistent with high levels of well-being. Nature Climate Change 12, 36–46. https://doi.org/10.1038/s41558-021-01219-y
Dersch, G., Murer, E., Ofner-Schröck, E., Weber, N., 2017. Nationaler Evaluierungsbericht LE 2014–20 Evaluierungspakete D, E und F. Bundesministerium für Land-, und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft, Wien.
Di Fulvio, F., Forsell, N., Korosuo, A., Obersteiner, M., Hellweg, S., 2019. Spatially explicit LCA analysis of biodiversity losses due

to different bioenergy policies in the European Union. Science of The Total Environment 651, 1505–1516. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.419

Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R.T., Molnár, Z., Hill, R., Chan, K.M. A., Baste, I. A., Brauman, K. A., Polasky, S., Church, A., Lonsdale, M., Larigauderie, A., Leadley, P.W., Oudenhoven, A.P.E. van, Plaat, F. van der, Schröter, M., Lavorel, S., Aumeeruddy-Thomas, Y., Bukvareva, E., Davies, K., Demissew, S., Erpul, G., Failler, P., Guerra, C.A., Hewitt, C.L., Keune, H., Lindley, S., Shirayama, Y., 2018. Assessing nature's contributions to people. Science 359, 270–272. https://doi.org/10.1126/science.aap8826

Dorward, A., 2014. Livelisystems: a conceptual framework integrating social, ecosystem, development, and evolutionary theory. Ecology and Society 19. https://doi.org/10.5751/ES-06494-190244

Duethmann, D., Blöschl, G., 2018. Why has catchment evaporation increased in the past 40 years? A data-based study in Austria. Hydrology and Earth System Sciences 22, 5143–5158. https://doi.org/10.5194/hess-22-5143-2018

Dullinger, I., Gattringer, A., Wessely, J., Moser, D., Plutzar, C., Willner, W., Egger, C., Gaube, V., Haberl, H., Mayer, A., Bohner, A., Gilli, C., Pascher, K., Essl, F., Dullinger, S., 2020. A socio-ecological model for predicting impacts of land-use and climate change on regional plant diversity in the Austrian Alps. Global Change Biology 26, 2336–2352. https://doi.org/10.1111/gcb.14977

EC, 2021. New EU Forest Strategy for 2030 (COM(2021) 572 final).

EC, 2020. EU Biodiversity Strategy for 2030 – More space for nature in our lives (No. COM(2020) 380 final).

EC, 2019. The European Green Deal (No. COM(2019) 640 final vom 11.12.2019). European Commission, Brussels.

EC, 2015. Multi-annual Implementation Plan of the new EU Forest Strategy – Commission Staff Working Document.

EC, 2013. A new EU Forest Strategy: for forests and the forest-based sector.

EC, 2011. Fahrplan für ein ressourcenschonendes Europa.

Eckert, N., Parent, E., Naaim, M., 2009. Assessing the impact of climate change on snow avalanche activity in France over the last 60 winters using hierarchical Bayesian change point models, in: Proceedings. Presented at the International Snow Science Workshop, Davos, pp. 234–238.

EEA, 2020a. Abundance and distribution of selected European species [WWW Document]. https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/abundance-and-distribution-of-selected-species-8/assessment-1

EEA, 2020b. CICES Towards a common classification of ecosystem services. https://cices.eu/ (accessed 7.15.20).

Egarter Vigl, L., Tasser, E., Schirpke, U., Tappeiner, U., 2017. Using land use/land cover trajectories to uncover ecosystem service patterns across the Alps. Regional Environmental Change 17, 2237–2250. https://doi.org/10.1007/s10113-017-1132-6

Eggermont, H., Balian, E., Azevedo, J.M.N., Beumer, V., Brodin, T., Claudet, J., Fady, B., Grube, M., Keune, H., Lamarque, P., Reuter, K., Smith, M., van Ham, C., Weisser, W.W., Le Roux, X., 2015. Nature-based Solutions: New Influence for Environmental Management and Research in Europe. GAIA – Ecological Perspectives for Science and Society 243–248. https://doi.org/10.14512/gaia.24.4.9

Ehrendorfer, M., 1987. A regionalization of Austria's precipitation climate using principal component analysis. Journal of Climatelimatology 7, 71–89.

Ellmauer, S., 2019. Almwirtschaft und Grünland zunehmend unter Druck. Der Alm- und Bergbauer 2019, 9–11.

Elmhagen, B., Eriksson, O., Lindborg, R., 2015. Implications of climate and land-use change for landscape processes, biodiversity, ecosystem services, and governance. AMBIO 44, 1–5. https://doi.org/10.1007/s13280-014-0596-6

Englisch, M., Tribisch, A., Niklfeld, H., 2005. Besonderheiten der Artenvielfalt – Seltene und endemische Arten in der Flora Österreichs, in: Borsdorf, A. (Ed.), Das Neue Bild Österreichs. ÖAW, Wien.

EPRS, 2023. Revision of the LULUCF Regulation Strengthening the role of the land use, land-use change and forestry sector in climate action.

Erb, K.-H., 2004. Land use – related Changes in Aboveground Carbon Stocks of Austria's Terrestrial Ecosystems. Ecosystems 7, 563–572. https://doi.org/10.1007/s10021-004-0234-4

Erb, K.-H., Fetzel, T., Plutzar, C., Kastner, T., Lauk, C., Mayer, A., Niedertscheider, M., Körner, C., Haberl, H., 2016. Biomass turnover time in terrestrial ecosystems halved by land use. Nature Geoscience 9, 674–678. https://doi.org/10.1038/ngeo2782

Erb, K.-H., Gingrich, S., 2022. Biomass – Critical limits to a vital resource. One Earth 5, 7–9. https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.12.014

Erb, K.-H., Haberl, H., Le Noë, J., Tappeiner, U., Tasser, E., Gingrich, S., 2022. Changes in perspective needed to forge ‚no-regret' forest-based climate change mitigation strategies. GCB Bioenergy 14, 246–257. https://doi.org/10.1111/gcbb.12921

Erb, K.-H., Kastner, T., Plutzar, C., Bais, A.L.S., Carvalhais, N., Fetzel, T., Gingrich, S., Haberl, H., Lauk, C., Niedertscheider, M., Pongratz, J., Thurner, M., Luyssaert, S., 2018. Unexpectedly large impact of forest management and grazing on global vegetation biomass. Nature 553, 73–76. https://doi.org/10.1038/nature25138

Essl, F., Egger, G., Karrer, G., Theiss, M., Aigner, S. (DE-588)129617059, 2004. Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs. Grünland, Grünlandbrachen und Trockenrasen Hochstauden- und Hochgrasfluren, Schlagfluren und Waldsäume Gehölze des Offenlandes und Gebüsche. (No. M–167). Umweltbundesamt GmbH, Wien.

Essl, F., Egger, G., Staudinger, M., Muhar, S., Poppe, M., Rippel-Katzmaier, I., Unterlechner, M., Michor, K., 2008. Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs. Binnengewässer, Gewässer- und Ufervegetation. Technische Biotoptypen und Siedlungsbiotoptypen (No. REP_134). Umweltbundesamt GmbH, Wien.

EU, 2021. „Fit für 55": auf dem Weg zur Klimaneutralität – Umsetzung des EU Klimaziels für 2030.

EU 554, 2021. Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council amending Regulations (EU) 2018/841 as regards the scope, simplifying the compliance rules, setting out the targets of the Member States for 2030 and committing to the collective achievement of climate neutrality by 2035 in the land use, forestry and agriculture sector, and (EU) 2018/1999 as regards improvement in monitoring, reporting, tracking of progress and review, 2021/0201.

EU 1999, 2018 Verordnung (EU) 2018/1999 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 11. Dezember 2018

EU 841, 2018. Regulation (EU) 2018/841 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 on the inclusion of greenhouse gas emissions and removals from land use, land use change and forestry in the 2030 climate and energy framework, and amending Regulation (EU) No 525/2013 and Decision No 529/2013/EU (Text with EEA relevance).

EU 842, 2018. Regulation (EU) 2018/842 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 on binding annual greenhouse gas emission reductions by Member States from 2021 to 2030 contributing to climate action to meet commitments under the Paris Agreement and amending Regulation.

EU 87, 2003. Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 13. Oktober 2003 über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft und zur Änderung der Richtlinie 96/61/EG des Rates.

EU 2000/60, 2000. EU 2000/60 Wasserrichtlinie, RL 200/60/EG.

EU2015.LV, 2015. Submission by Latvia and the European Commission on Behalf of the European Union and ITS Member States,

Intended Nationally Determined Contribution of the EU and its Member States.

Eurostat, 2021. Eurostat, the Statistical Office of the European Union [WWW Document]. Share of irrigable and irrigated areas in utilised agricultural area (UAA) by NUTS 2 regions. https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/product/view/AEI_EF_IR (letzter Zugriff 2.28.21).

FAO, 2020. Global Forest Resources Assessment 2020 – Report Austria. FAO, Rome.

Foldal, C.B., Kasper, M., Ecker, E., Zechmeister-Boltenstern, S., 2019. Evaluierung verschiedener ÖPUL Maßnahmen in Hinblick auf die Reduktion von Treibhausgasemissionen, insbesondere Lachgas, Endbericht (Forschungsauftrag). Universität für Bodenkultur, Wien.

Formayer, H., Fritz, A., 2017. Temperature dependency of hourly precipitation intensities – surface versus cloud layer temperature. International Journal of Climatology 37, 1–10. https://doi.org/10.1002/joc.4678

Fowler, H.J., Lenderink, G., Prein, A.F., Westra, S., Allan, R.P., Ban, N., Barbero, R., Berg, P., Blenkinsop, S., Do, H.X., Guerreiro, S., Haerter, J.O., Kendon, E.J., Lewis, E., Schaer, C., Sharma, A., Villarini, G., Wasko, C., Zhang, X., 2021. Anthropogenic intensification of short-duration rainfall extremes. Nature Reviws Earth & Environment 2, 107–122. https://doi.org/10.1038/s43017-020-00128-6

Frenck, G., Leitinger, G., Obojes, N., Hofmann, M., Newesely, C., Deutschmann, M., Tappeiner, U., Tasser, E., 2018. Community-specific hydraulic conductance potential of soil water decomposed for two Alpine grasslands by small-scale lysimetry. Biogeosciences 15, 1065–1078. https://doi.org/10.5194/bg-15-1065-2018

Frieden, D., Türk, A., Neumann, C., 2020. Energiegemeinschaften – Neue Geschäftschancen für die grüne Energiezukunft. https://greenenergylab.at/wp-content/uploads/2020/04/gtc_energiegemeinschaften_radar_3_2020_web-002.pdf; letzter Zugriff 26.08.2020

Friedlingstein, P., Jones, M.W., O'Sullivan, M., Andrew, R.M., Bakker, D.C.E., Hauck, J., Le Quéré, C., Peters, G.P., Peters, W., Pongratz, J., Sitch, S., Canadell, J.G., Ciais, P., Jackson, R.B., Alin, S.R., Anthoni, P., Bates, N.R., Becker, M., Bellouin, N., Bopp, L., Chau, T.T.T., Chevallier, F., Chini, L.P., Cronin, M., Currie, K.I., Decharme, B., Djeutchouang, L.M., Dou, X., Evans, W., Feely, R.A., Feng, L., Gasser, T., Gilfillan, D., Gkritzalis, T., Grassi, G., Gregor, L., Gruber, N., Gürses, Ö., Harris, I., Houghton, R.A., Hurtt, G.C., Iida, Y., Ilyina, T., Luijkx, I.T., Jain, A., Jones, S.D., Kato, E., Kennedy, D., Klein Goldewijk, K., Knauer, J., Korsbakken, J.I., Körtzinger, A., Landschützer, P., Lauvset, S.K., Lefèvre, N., Lienert, S., Liu, J., Marland, G., McGuire, P.C., Melton, J.R., Munro, D.R., Nabel, J.E.M.S., Nakaoka, S.-I., Niwa, Y., Ono, T., Pierrot, D., Poulter, B., Rehder, G., Resplandy, L., Robertson, E., Rödenbeck, C., Rosan, T.M., Schwinger, J., Schwingshackl, C., Séférian, R., Sutton, A.J., Sweeney, C., Tanhua, T., Tans, P.P., Tian, H., Tilbrook, B., Tubiello, F., van der Werf, G.R., Vuichard, N., Wada, C., Wanninkhof, R., Watson, A.J., Willis, D., Wiltshire, A.J., Yuan, W., Yue, C., Yue, X., Zaehle, S., Zeng, J., 2022. Global Carbon Budget 2021. Earth System Science Data 14, 1917–2005. https://doi.org/10.5194/essd-14-1917-2022

Friedlingstein, P., Jones, M.W., O'Sullivan, M., Andrew, R.M., Hauck, J., Peters, G.P., Peters, W., Pongratz, J., Sitch, S., Le Quéré, C., Bakker, D.C.E., Canadell, J.G., Ciais, P., Jackson, R.B., Anthoni, P., Barbero, L., Bastos, A., Bastrikov, V., Becker, M., Bopp, L., Buitenhuis, E., Chandra, N., Chevallier, F., Chini, L.P., Currie, K.I., Feely, R.A., Gehlen, M., Gilfillan, D., Gkritzalis, T., Goll, D.S., Gruber, N., Gutekunst, S., Harris, I., Haverd, V., Houghton, R.A., Hurtt, G., Ilyina, T., Jain, A.K., Joetzjer, E., Kaplan, J.O., Kato, E., Klein Goldewijk, K., Korsbakken, J.I., Landschützer, P., Lauvset, S.K., Lefèvre, N., Lenton, A., Lienert, S., Lombardozzi, D., Marland, G., McGuire, P.C., Melton, J.R., Metzl, N., Munro, D.R., Nabel, J.E.M.S., Nakaoka, S.-I., Neill, C., Omar, A.M., Ono, T., Peregon, A., Pierrot, D., Poulter, B., Rehder, G., Resplandy, L., Robertson, E., Rödenbeck, C., Séférian, R., Schwinger, J., Smith, N., Tans, P.P., Tian, H., Tilbrook, B., Tubiello, F.N., van der Werf, G.R., Wiltshire, A.J., Zaehle, S., 2019. Global Carbon Budget 2019. Earth System Science Data 11, https://doi.org/10.5194/essd-11-1783-2019

Friend, A.D., Lucht, W., Rademacher, T.T., Keribin, R., Betts, R., Cadule, P., Ciais, P., Clark, D.B., Dankers, R., Falloon, P.D., Ito, A., Kahana, R., Kleidon, A., Lomas, M.R., Nishina, K., Ostberg, S., Pavlick, R., Peylin, P., Schaphoff, S., Vuichard, N., Warszawski, L., Wiltshire, A., Woodward, F.I., 2014. Carbon residence time dominates uncertainty in terrestrial vegetation responses to future climate and atmospheric CO_2. PNAS 111, 3280. https://doi.org/10.1073/pnas.1222477110

Fromm, R., Baumgärtner, S., Leitinger, G., Tasser, E., Höller, P., 2018. Determining the drivers for snow gliding. Natural Hazards and Earth System Sciences 18, 1891–1903. https://doi.org/10.5194/nhess-18-1891-2018

Frühwald, O., Ulrich, C., 2007. Leiftafden zur Errichtung von Windkraftanlagen in der Steiermark.

Fuchs, S., Keiler, M., Zischg, A., 2015. A spatiotemporal multihazard exposure assessment based on property data. Natural Hazards and Earth System Sciences 15, 2127–2142. https://doi.org/10.5194/nhess-15-2127-2015

Geden, O., Löschel, A., 2017. Define limits for temperature overshoot targets. Nature Geoscience 10, 881. https://doi.org/10.1038/s41561-017-0026-z

Gehring, E., Conedera, M., Maringer, J., Giadrossich, F., Guastini, E., Schwarz, M., 2019. Shallow landslide disposition in burnt European beech (Fagus sylvatica L.) forests. Scientific Reports 9, 8638. https://doi.org/10.1038/s41598-019-45073-7

Gerzabek, M.H., Strebl, F., Tulipan, M., Schwarz, S., 2005. Quantification of organic carbon pools for Austria's agricultural soils using a information system. Canadian Journal of Soil Science, 85, 491–498.

Getzner, M., 2017. Innovative vertragliche Instrumente der Stadtentwicklungs- und Wohnpolitik aus ökonomischer Sicht, in: Suitner, J., Giffinger, R., Plank, L. (Eds.), Jahrbuch Raumplanung 2017. NWV Verlag, Wien, pp. 83–95.

Gingrich, S., Erb, K.-H., Krausmann, F., Gaube, V., Haberl, H., 2007. Long-term dynamics of terrestrial carbon stocks in Austria: a comprehensive assessment of the time period from 1830 to 2000. Regional Environmental Change 7, 37–47. https://doi.org/10.1007/s10113-007-0024-6

Gingrich, S., Krausmann, F., 2018. At the core of the socio-ecological transition: Agroecosystem energy fluxes in Austria 1830–2010. Science of the Total Environment 645, 119–129. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.074

Glatzel, G., 1994. Leben mit dem Wald: Österreichs Wälder im Wechsel der Zeiten, Ökologische Grundwerte in Österreich – Modell für Europa? Österreichische Akademie der Wissenschaften, Wien.

Glück, P., 2000. Policy means for ensuring the full value of forests to society. Land Use Policy 17, 177–185. https://doi.org/10.1016/S0264-8377(00)00018-1

Goers, S., Schneider, F., 2019. Austria's Path to a Climate-Friendly Society and Economy – Contributions of an Environmental Tax Reform. Modern Economy 10, 1369–1384. https://doi.org/10.4236/me.2019.105092

Gregory, R.D., Skorpilova, J., Vorisek, P., Butler, S., 2019. An analysis of trends, uncertainty and species selection shows contrasting trends of widespread forest and farmland birds in Europe. Ecological Indicators 103, 676–687. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.064

Groot, R.D., Fischer, B., Christie, M., Aronson, J.N., Braat, L.C., 2010. Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation, in: Kumar, P. (Ed.), The Economic of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. Routledge, ISBN 9780415501088

Gruber, M., Kanonier, A., Pohn-Weidinger, S., Schindelegger, A., 2018. Raumordnung in Österreich und Bezüge zur Raumentwicklung und Regionalpolitik, Schriftenreihe / Österreichische Raumordnungskonferenz. Österreichische Raumordnungskonferenz (ÖROK), Wien.

Haas, W., Muhar, A., Dorninger, C., Gugerell, K., 2023. Synthese: Pfade zur Transformation struktureller Bedingungen für ein klimafreundliches Leben, in: Görg, C., Madner, V., Muhar, A., Novy, A., Posch, A., Steininger, K., Aigner, E. (Eds.), APCC Special Report: Strukturen Für Ein Klimafreundliches Leben (APCC SR Klimafreundliches Leben). Springer Spektrum, Heidelberg, pp. 1–37.

Haberl, H., Fischer-Kowalski, M., Krausmann, F., Winiwarter, V., 2016. Social Ecology Society-Nature Relations across Time and Space. Springer International Publishing.

Haeberli, W., 1994. Accelerated Glacier and Permafrost Changes in the Alps, in Beniston M. Mountain Environments in Changing Climates. Routledge ISBN 9780415102247

Handler, F., 2017. Evaluierung 2017 des Programmes LE 2014–2020 Schwerpunktbereich 5C. Erleichterung der Versorgung mit und stärkere Nutzung von erneuerbaren Energien, Nebenerzeugnissen, Abfällen und Rückständen und anderen Ausgangserzeugnissen außer Lebensmitteln für die Biowirtschaft. Wieselburg.

Hanewinkel, M., Cullmann, D.A., Schelhaas, M.-J., Nabuurs, G.-J., Zimmermann, N.E., 2013. Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. Nature Climate Change 3, 203–207. https://doi.org/10.1038/nclimate1687

Hanssen, S.V., Daioglou, V., Steinmann, Z.J.N., Doelman, J.C., Van Vuuren, D.P., Huijbregts, M.A.J., 2020. The climate change mitigation potential of bioenergy with carbon capture and storage. Nature Climate Change 10, 1023–1029. https://doi.org/10.1038/s41558-020-0885-y

Hanus, S., Hrachowitz, M., Zekollari, H., Schoups, G., Vizcaino, M., Kaitna, R., 2021. Future changes in annual, seasonal and monthly runoff signatures in contrasting Alpine catchments in Austria. Hydrology and Earth System Sciences 25, 3429–3453. https://doi.org/10.5194/hess-25-3429-2021

Hartmann, D.L., Klein Tank, A.M.G., Rusticucci, M., Alexander, L.V., Brönnimann, S., Charabi, Y., Dentener, F.J., Dlugokencky, E.J., Easterling, D.R., Kaplan, A., Soden, B.J., Thorne, P.W., Wild, M., Zhai, P.M., 2013. Observations: Atmosphere and Surface, in: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Haslinger, K., Hofstätter, M., Kroisleitner, C., Schöner, W., Laaha, G., Holawe, F., Blöschl, G., 2019. Disentangling Drivers of Meteorological Droughts in the European Greater Alpine Region During the Last Two Centuries. Journal of Geophysical Research: Atmospheres 124, 12404–12425. https://doi.org/10.1029/2018JD029527

HBLFA Raumberg Gumpenstein, 2017. Nationaler Bericht 2017 „Paket G.“ HBLFA Raumberg Gumpenstein, Raumberg.

Helfricht, K., Huss, M., Fischer, A., Otto, J.-C., 2019. Calibrated Ice Thickness Estimate for All Glaciers in Austria. Frontiers in Earth Science 7, 68. https://doi.org/10.3389/feart.2019.00068

Hiebl, J., Frei, C., 2016. Daily temperature grids for Austria since 1961 – concept, creation and applicability. Theoretical and Applied Climatology 124, 161–178. https://doi.org/10.1007/s00704-015-1411-4

Hoch, G., Schopf, A., Weizer, G. (Eds.), 2019. Der Buchdrucker, 2nd ed. BFW, Wien.

Hoch, G., Steyrer, G., 2020. Zunehmende Schäden durch Borkenkäfer im Klimawandel (CCCA Fact Sheet No. 31). CCCA, Wien.

Hofbauer, H., 2020. Reallabor zur Herstellung von FT-Treibstoffen und SNG aus Biomasse und biogenen Reststoffen für die Land- und Forstwirtschaft. Technische Universität Wien.

Hohensinner, S., Atzler, U., Berger, M., Bozzetta, T., Höberth, C., Kofler, M., Rapottnig, L., Sterle, Y., Haidvogl, G., 2021. Land Use and Cover Change in the Industrial Era: A Spatial Analysis of Alpine River Catchments and Fluvial Corridors. Frontiers in Environmental Science 9, 647247. https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.647247

Holguin, N., Mugica, A., Ukar, O., 2021. How Is Climate Change Included in the Implementation of the European Flood Directive? Analysis of the Methodological Approaches of Different Countries. Water 13, 1490. https://doi.org/10.3390/w13111490

Holzer, G., 2018. Agrarrecht, 4. völlig überarbeitete Auflage. ed. NWV Verlag, Wien.

Houghton, R.A., 2020. Terrestrial fluxes of carbon in GCP carbon budgets. Global Change Biology 26, 3006–3014. https://doi.org/10.1111/gcb.15050

Houghton, R.A., Baccini, A., Walker, W.S., 2018. Where is the residual terrestrial carbon sink? Global Change Biology 24, 3277–3279. https://doi.org/10.1111/gcb.14313

Houghton, R.A., Nassikas, A.A., 2017. Global and regional fluxes of carbon from land use and land cover change 1850–2015. Global Biogeochemical Cycles 31, 456–472. https://doi.org/10.1002/2016GB005546

IPBES, 2019a. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Zenodo. https://doi.org/10.5281/ZENODO.3831673

IPBES, 2019b. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. . IPBES secretariat, Bonn, Germany.

IPCC, 2021. Summary for Policymakers. In: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp. 3−32

IPCC, 2019a. Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)]. In press.

IPCC, 2019b. Summary for Policymakers In: Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H. O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)]. In press., Climate Change and Land: an IPCC special report in climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security and greenhouse gas fluces in terrestrial ecosystems.

IPCC, 2018a. Summary for Policymakers. In: Global Warming of 1.5 °C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5 °C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H. O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, and T. Water-

field (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp. 3–24, https://doi.org/10.1017/9781009157940.001.

IPCC, 2018b. Glossary IPCC SR1.5.

IPCC, 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Program. IGES, Japan.

Jepsen, M.R., Kuemmerle, T., Müller, D., Erb, K., Verburg, P.H., Haberl, H., Vesterager, J.P., Andrič, M., Antrop, M., Austrheim, G., Björn, I., Bondeau, A., Bürgi, M., Bryson, J., Caspar, G., Cassar, L.F., Conrad, E., Chromý, P., Daugirdas, V., Van Eetvelde, V., Elena-Rosselló, R., Gimmi, U., Izakovicova, Z., Jančák, V., Jansson, U., Kladnik, D., Kozak, J., Konkoly-Gyuró, E., Krausmann, F., Mander, Ü., McDonagh, J., Pärn, J., Niedertscheider, M., Nikodemus, O., Ostapowicz, K., Pérez-Soba, M., Pinto-Correia, T., Ribokas, G., Rounsevell, M., Schistou, D., Schmit, C., Terkenli, T.S., Tretvik, A.M., Trzepacz, P., Vadineanu, A., Walz, A., Zhllima, E., Reenberg, A., 2015. Transitions in European land-management regimes between 1800 and 2010. Land Use Policy 49, 53–64. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.07.003

Johann, E., Kusmin, J., Woitsch, J. (Eds.), 2021. European Forests – Our Cultural Heritage. Czech Academy of Sciences.

Kalt, G., 2015. Biomass streams in Austria: Drawing a complete picture of biogenic material flows within the national economy. Resources, Conservation and Recycling 95, 100–111. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.12.006

Kalt, G., Kranzl, L., 2012. An assessment of international trade related to bioenergy use in Austria – Methodological aspects, recent developments and the relevance of indirect trade. Energy Policy 46, 537–549. https://doi.org/10.1016/j.enpol.2012.04.026

Kalt, G., Lauk, C., Mayer, A., Theurl, M.C., Kaltenegger, K., Winiwarter, W., Erb, K.-H., Matej, S., Haberl, H., 2020. Greenhouse gas implications of mobilizing agricultural biomass for energy: a reassessment of global potentials in 2050 under different food-system pathways. Environmental Research Letters 15, 034066. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab6c2e

Kalt, G., Mayer, A., Theurl, M.C., Lauk, C., Erb, K.-H., Haberl, H., 2019. Natural climate solutions versus bioenergy: Can carbon benefits of natural succession compete with bioenergy from short rotation coppice? GCB Bioenergy 11, 1283–1297. https://doi.org/10.1111/gcbb.12626

Karanitsch-Ackerl, S., Mayer, K., Gauster, T., Laaha, G., Holawe, F., Wimmer, R., Grabner, M., 2019. A 400-year reconstruction of spring–summer precipitation and summer low flow from regional tree-ring chronologies in North-Eastern Austria. Journal of Hydrology. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.123986

Khakzadeh, M., 2004. Rechtsfragen des Lawinenschutzes. Neuer wissenschaftlicher Verlag, Wien, Graz.

Kirchner, M., Sommer, M., Kratena, K., Kletzan-Slamanig, D., Kettner-Marx, C., 2019. CO2 taxes, equity and the double dividend – Macroeconomic model simulations for Austria. Energy Policy 126, 295–314. https://doi.org/10.1016/j.enpol.2018.11.030

Klik, A., Eitzinger, J., 2010. Impact of climate change on soil erosion and the efficiency of soil conservation practices in Austria. J. Agric. Sci. 148, 529–541. https://doi.org/10.1017/S0021859610000158

König, M., Loibl, W., Steiger, H., Aspöck, B., Bednar-Friedl, B., Brunner, K.-M., Haas, W., Höferl, K.-M., Hüttenlau, M., Walochnik, J., Weisz, U., 2014. Kapitel 6: Der Einfluss des Klimawandels auf die Anthroposphäre, in: APCC (Ed.), APCC Österreichische Sachstandsbericht 2014. ÖAW, Wien, pp. 641–704.

Körner, C., 2003. Slow in, Rapid out – Carbon Flux Studies and Kyoto Targets. Science 300, 1242–1243. https://doi.org/10.1126/science.1084460

Krainer, K., 2007. Permafrost und Naturgefahren in Österreich. Ländlicher Raum: Online-Fachzeitung des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 2007, 18.

Kromp-Kolb, H., Formayer, H., 2018. Plus zwei Grad. Warum wir uns für die Rettung der Welt erwärmen sollten. Molden Verlag, Wien.

Lambrecht, A., Kuhn, M., 2007. Glacier Changes in the Austrian Alps During the Last Three Decades, Derived from the New Austrian Glacier Inventory. Annals of Glaciology 46, 177–184. https://doi.org/10.3189/172756407782871341

Lavorel, S., Colloff, M.J., Locatelli, B., Gorddard, R., Prober, S.M., Gabillet, M., Devaux, C., Laforgue, D., Peyrache-Gadeau, V., 2019. Mustering the power of ecosystems for adaptation to climate change. Environmental Science & Policy 92, 87–97. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.11.010

Ledermann, T., Braun, M., Kindermann, G., Jandl, R., Ludvig, A., Schadauer, K., Schwarzbauer, P., Weiss, P., 2022. Effects of Silvicultural Adaptation Measures on Carbon Stock of Austrian Forests. Forests 13. https://doi.org/10.3390/f13040565

Leitinger, G., Höller, P., Tasser, E., Walde, J., Tappeiner, U., 2008. Development and validation of a spatial snow-glide model. Ecological Modelling 211, 363–374. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.09.015

Leitinger, G., Meusburger, P., Rüdisser, J., Tasser, E., Walde, J., Höller, P., 2018. Spatial evaluation of snow gliding in the Alps. Catena 165, 567–575.

Lenderink, G., van Meijgaard, E., 2008. Increase in hourly precipitation extremes beyond expectations from temperature changes. Nature Geoscience 1, 511–514. https://doi.org/10.1038/ngeo262

Leturcq, P., 2020. GHG displacement factors of harvested wood products: the myth of substitution. Scientific Reports 10, 20752. https://doi.org/10.1038/s41598-020-77527-8

Lexer, M.J., Jandl, R., Nabernegg, S., Bednar-Friedl, B., 2015. Forestry, in: Steininger, K.W., König, M., Bednar-Friedl, Birgit, Kranzl, L., Loibl, W., Prettenthaler, F. (Eds.), Economic Evaluation of Climate Change Impacts – Development of a Cross-Sectoral Framework and Results for Austria, Springer Climate. Springer International Publishing, pp. 145–165.

Liu, H., Lennartz, B., 2019. Hydraulic properties of peat soils along a bulk density gradient-A meta study. Hydrological Processes 33, 101–114. https://doi.org/10.1002/hyp.13314

Locatelli, B., Lavorel, S., Sloan, S., Tappeiner, U., Geneletti, D., 2017. Characteristic trajectories of ecosystem services in mountains. Frontiers in Ecology and the Environment 15, 150–159. https://doi.org/10.1002/fee.1470

Löning, K., 2020. Entwicklung der Biodiversität in Betriebsgebieten. Amt der Vorarlberger Landesregierung, Abteilung Umwelt- und Klimaschutz.

Loreau, M., de Mazancourt, C., 2013. Biodiversity and ecosystem stability: a synthesis of underlying mechanisms. Ecology Letters 16, 106–115. https://doi.org/10.1111/ele.12073

Luhmann, N., Baecker, D., 2020. Einführung in die Systemtheorie. Carl-Auer Verlag GmbH.

Lukić, T., Lukić, A., Basarin, B., Ponjiger, T.M., Blagojević, D., Mesaroš, M., Milanović, M., Gavrilov, M., Pavić, D., Zorn, M., Komac, B., Miljković, Đ., Sakulski, D., Babić-Kekez, S., Morar, C., Janićević, S., 2019. Rainfall erosivity and extreme precipitation in the Pannonian basin. Open Geosciences 11, 664–681. https://doi.org/10.1515/geo-2019-0053

Maringer, J., Ascoli, D., Dorren, L., Bebi, P., Conedera, M., 2016. Temporal trends in the protective capacity of burnt beech forests (Fagus sylvatica L.) against rockfall. European Journal of Forest Research 135, 657–673. https://doi.org/10.1007/s10342-016-0962-y

Martin, E., Giraud, G., Lejeune, Y., Boudart, G., 2001. Impact of a climate change on avalanche hazard. Annals of Glaciology 32, 163–167. https://doi.org/10.3189/172756401781819292

Mather-Gratton, Z.J., Larsen, S., Bentsen, N.S., 2021. Understanding the sustainability debate on forest biomass for energy in Europe: A discourse analysis. PLOS ONE 16, 1–30. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0246873

Matulla, C., Penlap, E.K., Haas, P., Formayer, H., 2003. Multivariate techniques to analyse precipitation in Austria during the 20th century. Int. J. Climatol. 23, 1577–1588

Meckling, J., Allan, B.B., 2020. The evolution of ideas in global climate policy. Nature Climate Change 10, 434–438. https://doi.org/10.1038/s41558-020-0739-7

Meißl, G., Formayer, H., Klebinder, K., Kerl, F., Schöberl, F., Geitner, C., Markart, G., Leidinger, D., Bronstert, A., 2017. Climate change effects on hydrological system conditions influencing generation of storm runoff in small Alpine catchments. Hydrol. Processes 31, 1314–1330. https://doi.org/10.1002/hyp.11104

Meyer, I., Sommer, M., Kratena, K., 2020. How to reach Paris. a comprehensive long-term energy-economy scenario for Austria, in: Zachariadis, T., Milne, J.E., Andersen, M.S., Ashiabor, H. (Eds.), Economic Instruments for a Low-Carbon Future. Critical Issues in Environmental Taxation XXII. Edward Elgar Publishing, ElgarOnline, p. 264.

Meyer, I., Sommer, M., Kratena, K., 2018. Energy Scenarios 2050 for Austria.

Millenium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystem and human well-being : synthesis. World Resources Institute, Washington, DC.

Mitchell, S.R., Harmon, M.E., O'Connell, K.E.B., 2012. Carbon debt and carbon sequestration parity in forest bioenergy production. GCB Bioenergy 4, 818–827. https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2012.01173.x

Mitter, H., Larcher, M., Schönhart, M., Stöttinger, M., Schmid, E., 2019. Exploring Farmers' Climate Change Perceptions and Adaptation Intentions: Empirical Evidence from Austria. Environmental Management 63, 804–821. https://doi.org/10.1007/s00267-019-01158-7

Mitter, H., Schmid, E., 2019. Computing the economic value of climate information for water stress management exemplified by crop production in Austria. Agricultural Water Management 221, 430–448. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.04.005

Mitter, H., Schönhart, M., Larcher, M., Schmid, E., 2018. The Stimuli-Actions-Effects-Responses (SAER)-framework for exploring perceived relationships between private and public climate change adaptation in agriculture. Journal of Environmental Management 209, 286–300. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.12.063

Moerschel, F., 2004. Die Alpen: das einzigartige Naturerbe. WWF Deutschland. ed. WWF Deutschland, Frankfurt am Main.

Morice C.P., Kennedy J.J., Rayner N.A., Winn J.P., Hogan E., Killick R.E., Dunn R.J.H., Osborn T.J., Jones P.D., and Simpson I.R. (2021): An updated assessment of near-surface temperature change from 1850: the HadCRUT5 dataset. Journal of Geophysical Research: Atmospheres 126, 3, https://doi.org/10.1029/2019JD032361

Müller, M., Vilà-Vilardell, L., Vacik, H., 2020. Waldbrände in den Alpen – Stand des Wissens, zukünftige Herausforderungen und Optionen für ein integriertes Waldbrandmanagement. Vollständig überarbeitete deutsche Fassung des Originals: Forest fires in the Alps – State of knowledge, future challenges and options for an integrated fire management. EUSALP Action Group 8.

Müller, M.M., 2021. Waldbrand-Dokumentation und Analyse von durch Blitzschlag ausgelösten Waldbränden als Beitrag für ein integriertes System zur Abschätzung der Waldbrandgefahr in Österreich. Universität der Bodenkultur Wien, Wien.

Naaim, M., Eckert, N., Giraud, G., Faug, T., Chambon, G., Naaim-Bouvet, F., Richard, D., 2016. Impact du réchauffement climatique sur l'activité avalancheuse et multiplication des avalanches humides dans les Alpes françaises. La Houille Blanche 12–20. https://doi.org/10.1051/lhb/2016055

Nabuurs, G.-J., Delacote, P., Ellison, D., Hanewinkel, M., Hetemäki, L., Lindner, M., 2017. By 2050 the Mitigation Effects of EU Forests Could Nearly Double through Climate Smart Forestry. Forests 8, 484. https://doi.org/10.3390/f8120484

Nabuurs, G.-J., Lindner, M., Verkerk, P.J., Gunia, K., Deda, P., Michalak, R., Grassi, G., 2013. First signs of carbon sink saturation in European forest biomass. Nature Climate Change 3, 792–796. https://doi.org/10.1038/nclimate1853

Nagy, L., Grabherr, G., Körner, C., Thompson, D. (Eds.), 2003. Alpine Biodiversity in Europe. Springer Verlag, Berlin.

Nawaz, M.F., Bourrié, G., Trolard, F., 2013. Soil compaction impact and modelling. A review. Agron. Sustain. Dev. 33, 291–309. https://doi.org/10.1007/s13593-011-0071-8

Netherer, S., Matthews, B., Katzensteiner, K., Blackwell, E., Henschke, P., Hietz, P., Pennerstorfer, J., Rosner, S., Kikuta, S., Schume, H., Schopf, A., 2015. Do water-limiting conditions predispose Norway spruce to bark beetle attack? New Phytologist 205, 1128–1141. https://doi.org/10.1111/nph.13166

Newesely, C., Tasser, E., Spadinger, P., Cernusca, A., 2000. Effects of land-use changes on snow gliding processes in alpine ecosystems. Basic and Applied Ecology 1, 61–67. https://doi.org/10.1078/1439-1791-00009

Niklfeld, H., Schratt-Ehrendorfer, L., 1999. Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta und Spermatophyta) Österreichs, in: Niklfeld, H. (Ed.), Rote Listen Gefährdeter Pflanzen Österreichs. Grüne Reihe Des Bundesministeriums Für Jugend, Umwelt Und Familie. austria medien service, Graz.

NOAA, 2021. Annual Greenhouse Gas Index (AGGI) The NOAA Annual Greenhouse gas Index (AGGI) [WWW Document]. https://www.esrl.noaa.gov/gmd/aggi/aggi.html

Norton, M., Baldi, A., Buda, V., Carli, B., Cudlin, P., Jones, M.B., Korhola, A., Michalski, R., Novo, F., Oszlányi, J., Santos, F.D., Schink, B., Shepherd, J., Vet, L., Walloe, L., Wijkman, A., 2019. Serious mismatches continue between science and policy in forest bioenergy. GCB Bioenergy 11, 1256–1263. https://doi.org/10.1111/gcbb.12643

OECD, 2018. Rethinking Urban Sprawl: Moving Towards Sustainable Cities. OECD, Paris.

Olefs, M., Enigl, M., Haslinger, K., Matulla, C., Pistotnik, G., 2021. Klimawandel mit Blick auf den Schutzwald., in: Bundesforschungszentrum für Wald (Ed.), Schutzwald in Österreich – Wissensstand Und Forschungsbedarf. BFW, Vienna, Austria, pp. 48–49.

Olefs, M., Koch, R., Gobiet, A., 2019. Klima und Schnee in Österreich – Beobachtete Vergangenheit und erwartete Zukunft. Fachzeitschrift für den Skisport 53, 28–36.

Olefs, M., Koch, R., Schöner, W., Marke, T., 2020. Changes in Snow Depth, Snow Cover Duration, and Potential Snowmaking Conditions in Austria, 1961–2020 – A Model Based Approach. Atmosphere 11. https://doi.org/10.3390/atmos11121330

Olsson, L., Barbosa, H., Bhadwal, S., Cowie, A., 2019. Chapter 4 : Land Degradation – IPCC Special Report on Climate Change and Land. https://www.ipcc.ch/srccl/chapter/chapter-4/ (accessed 7.2.21).

O'Neill, B.C., Kriegler, E., Ebi, K.L., Kemp-Benedict, E., Riahi, K., Rothman, D.S., van Ruijven, B.J., van Vuuren, D.P., Birkmann, J., Kok, K., Levy, M., Solecki, W., 2017. The roads ahead: Narratives for shared socioeconomic pathways describing world futures in the 21st century. Global Environmental Change 42, 169–180. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.01.004

ÖSTAT, 1998. Agrarstrukturerhebung 1997. Schnellbericht 1.17. Statistik Austria, Vienna, Austria.

ÖSTAT, 1994. Agrarstrukturerhebung 1993. Schnellbericht 1.17. Statistik Austria, Vienna, Austria.

ÖSTAT, 1991. Land- und Forstwirtschaftliche Betriebszählung 1990. Hauptergebnisse Österreich. Statistik Austria, Vienna, Austria.

Palomo, I., Felipe-Lucia, M.R., Bennett, E.M., Martín-López, B., Pascual, U., 2016. Disentangling the Pathways and Effects of Eco-

system Service Co-Production, in: Advances in Ecological Research. Elsevier, pp. 245–283. https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2015.09.003
Peñasco, C., Anadón, L.D., Verdolini, E., 2021. Systematic review of the outcomes and trade-offs of ten types of decarbonization policy instruments. Nature Climate Change 11, 257–265. https://doi.org/10.1038/s41558-020-00971-x
Pfemeter, C., Liptay, P., Kahr, S., 2019. Bioenergie Atlas Österreich 2019, 2. Auflage. ed, Klimaaktiv. Österreichischer Biomasse-Verband, Wien.
Pichelli, E., Coppola, E., Sobolowski, S., Ban, N., Giorgi, F., Stocchi, P., Alias, A., Belušić, D., Berthou, S., Caillaud, C., Cardoso, R.M., Chan, S., Christensen, O.B., Dobler, A., de Vries, H., Goergen, K., Kendon, E.J., Keuler, K., Lenderink, G., Lorenz, T., Mishra, A.N., Panitz, H.-J., Schär, C., Soares, P.M.M., Truhetz, H., Vergara-Temprado, J., 2021. The first multi-model ensemble of regional climate simulations at kilometer-scale resolution part 2: historical and future simulations of precipitation. Climate Dynamics 56, 3581–3602. https://doi.org/10.1007/s00382-021-05657-4
Plieninger, T., Draux, H., Fagerholm, N., Bieling, C., Bürgi, M., Kizos, T., Kuemmerle, T., Primdahl, J., Verburg, P.H., 2016. The driving forces of landscape change in Europe: A systematic review of the evidence. Land Use Policy 57, 204–214. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.04.040
Pongratz, J., Dolman, H., Don, A., Erb, K.-H., Fuchs, R., Herold, M., Jones, C., Kuemmerle, T., Luyssaert, S., Meyfroidt, P., Naudts, K., 2018. Models meet data: Challenges and opportunities in implementing land management in Earth system models. Global Change Biology 24, 1470–1487. https://doi.org/10.1111/gcb.13988
Popp, A., Dietrich, J.P., Lotze-Campen, H., Klein, D., Bauer, N., Krause, M., Beringer, T., Gerten, D., Edenhofer, O., 2011. The economic potential of bioenergy for climate change mitigation with special attention given to implications for the land system. Environmental Research Letters 6, 034017. https://doi.org/10.1088/1748-9326/6/3/034017
Porro, F., Tomaselli, M., Abeli, T., Gandini, M., Gualmini, M., Orsenigo, S., Petraglia, A., Rossi, G., Carbognani, M., 2019. Could plant diversity metrics explain climate-driven vegetation changes on mountain summits of the GLORIA network? Biodiversity and Conservation 28, 3575–3596. https://doi.org/10.1007/s10531-019-01837-1
Quéré, C.L., Andrew, R.M., Friedlingstein, P., Sitch, S., Hauck, J., Pongratz, J., Pickers, P.A., Korsbakken, J.I., Peters, G.P., Canadell, J.G., Arneth, A., Arora, V.K., Barbero, L., Bastos, A., Bopp, L., Chevallier, F., Chini, L.P., Ciais, P., Doney, S.C., Gkritzalis, T., Goll, D.S., Harris, I., Haverd, V., Hoffman, F.M., Hoppema, M., Houghton, R.A., Hurtt, G., Ilyina, T., Jain, A.K., Johannessen, T., Jones, C.D., Kato, E., Keeling, R.F., Goldewijk, K.K., Landschützer, P., Lefèvre, N., Lienert, S., Liu, Z., Lombardozzi, D., Metzl, N., Munro, D.R., Nabel, J.E.M.S., Nakaoka, S., Neill, C., Olsen, A., Ono, T., Patra, P., Peregon, A., Peters, W., Peylin, P., Pfeil, B., Pierrot, D., Poulter, B., Rehder, G., Resplandy, L., Robertson, E., Rocher, M., Rödenbeck, C., Schuster, U., Schwinger, J., Séférian, R., Skjelvan, I., Steinhoff, T., Sutton, A., Tans, P.P., Tian, H., Tilbrook, B., Tubiello, F.N., Laan-Luijkx, I.T. van der, Werf, G.R. van der, Viovy, N., Walker, A.P., Wiltshire, A.J., Wright, R., Zaehle, S., Zheng, B., 2018. Global Carbon Budget 2018. Earth System Science Data 10, 2141–2194. https://doi.org/10.5194/essd-10-2141-2018
Quétier, F., Thébault, A., Lavorel, S., 2007. Plant traits in a state and transition framework as markers of ecosystem response to land-use change. Ecological Monographs 77, 33–52. https://doi.org/10.1890/06-0054
Rabitsch, W., Essl, F., 2011. Endemiten in Österreich – Selten und schützenswert. Umweltbundesamt.
Rahmstorf, S., Schellnhuber, H.-J., 2019. Der Klimawandel, 9. Auflage. CH Beck Wissen. ISBN 978-3-406-74376-4
Richter, D. deB, Houghton, R.A., 2011. Gross CO2 fluxes from land-use change: implications for reducing global emissions and increasing sinks. Carbon Management 2, 41–47. https://doi.org/10.4155/cmt.10.43
Rivers, N., Schaufele, B., 2017. New vehicle feebates. Canadian Journal of Economics/Revue canadienne d'économique 50, 201–232. https://doi.org/10.1111/caje.12255
Rivers, N., Schaufele, B., 2015. Salience of carbon taxes in the gasoline market. Journal of Environmental Economics and Management 74, 23–36.
Röder, M., Thiffault, E., Martínez-Alonso, C., Senez-Gagnon, F., Paradis, L., Thornley, P., 2019. Understanding the timing and variation of greenhouse gas emissions of forest bioenergy systems. Biomass and Bioenergy 121, 99–114. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2018.12.019
Roe, S., Streck, C., Obersteiner, M., Frank, S., Griscom, B., Drouet, L., Fricko, O., Gusti, M., Harris, N., Hasegawa, T., Hausfather, Z., Havlík, P., House, J., Nabuurs, G.-J., Popp, A., Sánchez, M.J.S., Sanderman, J., Smith, P., Stehfest, E., Lawrence, D., 2019. Contribution of the land sector to a 1.5 °C world. Nature Climate Change 9, 817–828. https://doi.org/10.1038/s41558-019-0591-9
Rogelj, J., Shindell, D., Jiang, K., Fifita, S., Forster, P., Ginzburg, V., Handa, C., Kheshgi, H., Kobayashi, S., Kriegler, E., Mundaca, L., Séférian, R., Vilariño, M.V., 2018. Chapter 2: Mitigation pathways compatible with 1.5 °C in the context of sustainable development, in: Global Warming of 1.5 °C an IPCC Special Report on the Impacts of Global Warming of 1.5 °C above Pre-Industrial Levels and Related Global Greenhouse Gas Emission Pathways, in the Context of Strengthening the Global Response to the Threat of Climate Change. Intergovernmental Panel on Climate Change.
Rogge, K.S., Kern, F., Howlett, M., 2017. Conceptual and empirical advances in analysing policy mixes for energy transitions. Energy Research & Social Science, 33, 1–10. https://doi.org/10.1016/j.erss.2017.09.025
Rogge, K.S., Reichardt, K., 2016. Policy mixes for sustainability transitions: An extended concept and framework for analysis. Research Policy 45, 1620–1635. https://doi.org/10.1016/j.respol.2016.04.004
Rosenow, J., Kern, F., Rogge, K., 2017. The need for comprehensive and well targeted instrument mixes to stimulate energy transitions: The case of energy efficiency policy. Energy Research & Social Science, 33, 95–104. https://doi.org/10.1016/j.erss.2017.09.013
Rüdisser, J., Tasser, E., Tappeiner, U., 2012. Distance to nature – A new biodiversity relevant environmental indicator set at the landscape level. Ecological Indicators 15, 208–216. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.027
Rüdisser, J., Tasser, E., Tappeiner, U., 2010. Messung der Agrarbiodiversität in Österreich: Indikatoren auf der Landschaftsebene, in: Institut für Soziologie Universität Innsbruck (Ed.), Rollen Der Landwirtschaft in Benachteiligten Regionen. Institut für Soziologie Universität Innsbruck, Innsbruck, pp. 115–117.
Sage, R.F., 2020. Global change biology: A primer. Global Change Biology 26, 3–30. https://doi.org/10.1111/gcb.14893
Sass, O., Heel, M., Leistner, I., Stöger, F., Wetzel, K.F., Friedmann, A., 2012. Disturbance, geomorphic processes and regeneration of wildfire slopes in North Tyrol. Earth Surface Processes and Landforms 37, 883–889.
Schellnhuber, H.J., 2015. Selbstverbrennung: Die fatale Dreiecksbeziehung zwischen Klima, Mensch und Kohlenstoff. C. Bertelsmann.
Schieler, K., Büchsenmeister, R., Schadauer, K., 1995. Österreichische Forstinventur – Ergebnisse 1986/90 (No. 92). Bundesforschungszentrum für Wald, Wien.
Schneuwly-Bollschweiler, M., Stoffel, M., 2012. Hydrometeorological triggers of periglacial debris flows in the Zermatt valley (Switzerland) since 1864. Journal of Geophysical Research: Earth Surface 117. https://doi.org/10.1029/2011JF002262

Schodterer, H., Lackner, C., 2019. Bundesweites Wildeinflussmonitoring 2016–2018: Periode 1–5. BFW-Praxisinformation 48, 56.
Schöner, W., 2021. Climate Change and Glacier Reaction in the European Alps. https://doi.org/10.1093/acrefore/9780190228620.013.763
Schönhart, M., Mitter, H., Schmid, E., Georg, H., Heinrich, G., 2014. Integrated Analysis of Climate Change Impacts and Adaptation Measures in Austrian Agriculture. German Journal of Agricultural Economics 63, 1–21. https://doi.org/10.22004/ag.econ.253157
Schönthaler, K., Marzelli, S., Stalze, C., Schwarz, C., Hallensleben, B., Tappeiner, U., Tasser, E., Schellenberg, K., 2003. Erhalt und nachhaltige Nutzung von Bergökosystemen im Kontext des Übereinkommens zur Biologischen Vielfalt und der Alpenkonvention. Umweltbundesamt Berlin.
Schulz, K., Bernhardt, M., 2016. The end of trend estimation for extreme floods under climate change? Hydrological Processes 30, 1804–1808. https://doi.org/10.1002/hyp.10816
Schulze, E.-D., Rock, J., Kroiher, F., Egenolf, V., Wellbrock, N., Irslinger, R., Bolte, A., Spellmann, H., 2021. Klimaschutz mit Wald: Speicherung von Kohlenstoff im Ökosystem und Substitution fossiler Brennstoffe. Biologie in unserer Zeit 51, 46–54. https://doi.org/10.11576/biuz-4103
Schwarz, M., Strasser, C., 2019. Factsheet Staubemissionen. Aktuelle Daten und Ausblick auf 2050 (No. 913 TR C100740). BEST – Bioenergy and Sustainable Technologies GmbH, Wieselburg.
Science for Environmental Policy, 2015. Ecosystem Services and the Environment. European Commission, Bristol.
Searchinger, T.D., Hamburg, S.P., Melillo, J., Chameides, W., Havlik, P., Kammen, D.M., Likens, G.E., Lubowski, R.N., Obersteiner, M., Oppenheimer, M., Robertson, G.P., Schlesinger, W.H., Tilman, G.D., 2009. Fixing a Critical Climate Accounting Error. Science 326, 527–528. https://doi.org/10.1126/science.1178797
Searchinger, T.D., Wirsenius, S., Beringer, T., Dumas, P., 2018. Assessing the efficiency of changes in land use for mitigating climate change. Nature 564, 249–253. https://doi.org/10.1038/s41586-018-0757-z
Senf, C., Sebald, J., Seidl, R., 2021. Increasing canopy mortality affects the future demographic structure of Europe's forests. One Earth 4, 749–755. https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.04.008
Sinabell, F., Meyer, I., Bedrač, M., Tomaž Cunder, Platon, V., 2017a. Agro-Economic Study for the Danube River Basin. Country Reports. Österreichisches Institut für Wirtschaftsforschung – Kmetijski inštitut Slovenije.
Sinabell, F., Walder, P., Kantelhardt, J., 2017b. Austria 2025: Innovation – A Motor of Growth and Employment in the Rural Economy. Österreichisches Institut für Wirtschaftsforschung, Universität für Bodenkultur, Wien.
Spiegel, H., Sandén, T., Essl, L., Vuolo, F., 2021. Towards Improved Nitrogen Fertilization with Precision Farming Based on Sensor and Satellite Technologies., in: Hamrita T. (Eds) Women in Precision Agriculture. Women in Engineering and Science. Springer, Cham. pp. 69–83. https://doi.org/10.1007/978-3-030-49244-1_4
Stangl, M., Formayer, H., Hofstätter, M., Orlik, A., Andre, K., Hiebl, J., Steyrer, G., Michl, C., 2018. Klimastatusbericht 2018.
Statistik Austria, 2018a. Agrarstrukturerhebung: Stichprobenerhebung 2016, Schnellbericht 1.17. Statistik Austria, Vienna, Austria.
Statistik Austria, 2018b. Agrarstrukturerhebung 2016. Statistik Austria, Wien.
Statistik Austria, 2014. Agrarstrukturerhebung: Stichprobenerhebung 2013, Schnellbericht 1.17. Statistik Austria, Vienna, Austria.
Statistik Austria, 2013. Agrarstrukturerhebung 2010. Gesamtergebnisse. Statistik Austria, Vienna, Austria.
Statistik Austria, 2006. Agrarstrukturerhebung 2005, Schnellbericht 1.17. Statistik Austria, Vienna, Austria.
Statistik Austria, 2005. Agrarstrukturerhebung 2003, Schnellbericht 1.17. Statistik Austria, Vienna, Austria.
Statistik Austria, 2001. Agrarstrukturerhebung 1999, Schnellbericht 1.17. Statistik Austria, Vienna, Austria.
Stöcklin, J., Bosshard, A., Klaus, G., Rudmann-Maurer, K., Fischer, M., 2007. Landnutzung und biologische Vielfalt in den Alpen: Fakten, Perspektiven, Empfehlungen: thematische Synthese zum Forschungsschwerpunkt II „Land- und Forstwirtschaft im alpinen Lebensraum". vdf Hochschulverlag AG, Zürich.
Strange Olesen, A., Lesschen, J.P., Rayment, M., Ebrahim, N., Weiss, P., Arets, E.J.M.M., Frelih-Larsen, A., Sikirica, N., Nabuurs, G.-J., Schelhaas, M., 2016. Agriculture and LULUCF in the 2030 Framework: Final report. (Endbericht). European Union.
Strasser, M., 2021. Umweltgesamtrechnungen. Modul – Luftemissionsrechnung 1995 bis 2019. BMK, Statistik Austria, Wien.
Strauss, P., Schmaltz, E., Krammer, C., Zeiser, A., Weinberger, C., Kuderna, M., Dersch, G., 2020. Bodenerosion in Österreich – Eine nationale Berechnung mit regionalen Daten und lokaler Aussagekraft für ÖPUL Endbericht. Bundesamt für Wasserwirtschaft, Petzenkirchen.
Strimitzer, L., 2020. Industrien der Holzverarbeitung (Marktinformation). MBK, Klimaaktiv, Wien.
Strimitzer, L., Wlcek, B., Bergamo, A., Nemestothy, K., 2022. Holzströme in Österreich.
Suda, J., Rudolf-Miklau, F. (Eds.), 2011. Handbuch für konstruktiven Gebäudeschutz. Ambra Verlag.
Suske, W., Horvath, K., 2017. Naturschutz-Strategie Steiermark 2025. Land Steiermark, Graz.
Suske, W., Tomek, H., Gattermaier, S., Huber, J., Steurer, B., Unterweger, M., Aschenbrenner, G., Pfefferkorn, W., Teufelbauer, N., Schernhammer, T., Ellmauer, T., Seiberl, M., 2012. Evaluierung des Programms zur Ländlichen Entwicklung im Bereich der Almen. SUSKE Consulting, Wien.
Tanguay, G., Gingras, I., 2012. Gas Price Variations and Urban Sprawl: an Empirical Analysis of the 12 Largest Canadian Metropolitan Areas. Environment and Planning A 44, 1728–1743. https://doi.org/10.1068/a44259
Tappeiner, U., Borsdorf, A., Tasser, E., 2008. Alpenatlas = Atlas des alpes: society – economy – environment. Spektrum Akademischer Verl, Heidelberg.
Tappeiner, U., Tappeiner, G., Hilbert, A., 2003. The EU agricultural policy and the environment: evaluation of the alpine region, 1. english-language. ed. Blackwell, Berlin.
Tasser, E., Leitinger, G., Tappeiner, U., 2017. Climate change versus land-use change – What affects the mountain landscapes more? Land Use Policy 60, 60–72. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.10.019
Tasser, E., Mader, M., Tappeiner, U., 2003. Effects of land use in alpine grasslands on the probability of landslides. Basic and Applied Ecology 4, 271–280. https://doi.org/10.1078/1439-1791-00153
Tasser, E., Schirpke, U., Zoderer, B.M., Tappeiner, U., 2020. Towards an integrative assessment of land-use type values from the perspective of ecosystem services. Ecosystem Services 42, 101082. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101082
TEEB, 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB.
Ter-Mikaelian, M.T., Colombo, S.J., Chen, J., 2015. The Burning Question: Does Forest Bioenergy Reduce Carbon Emissions? A Review of Common Misconceptions about Forest Carbon Accounting. Journal of Forestry 113, 57–68. https://doi.org/10.5849/jof.14-016
Teufelbauer, N., Frühauf, J., 2010. Developing a national Farmland Bird Index for Austria, in: Bird Census News. Research Institute for Nature and Forest (INBO), pp. 87–97.

Teufelbauer, N., Seaman, B., 2017. Farmland Bird Index für Osterreich: Indikatorenermittlung 2015 bis 2020. https://www.bmlrt.gv.at/dam/jcr:fe45b012-b0a4-46ba-a314-03731411fe33/Bericht%20Farmland%20Bird%20Index%202019.pdf.

Tramblay, Y., Rutkowska, A., Sauquet, E., Sefton, C., Laaha, G., Osuch, M., Albuquerque, T., Alves, M.H., Banasik, K., Beaufort, A., Brocca, L., Camici, S., Csabai, Z., Dakhlaoui, H., DeGirolamo, A.M., Dörflinger, G., Gallart, F., Gauster, T., Hanich, L., Kohnová, S., Mediero, L., Plamen, N., Parry, S., Quintana-Seguí, P., Tzoraki, O., Datry, T., 2021. Trends in flow intermittence for European rivers. Hydrological Sciences Journal 66, 37–49. https://doi.org/10.1080/02626667.2020.1849708

Traxler, A., Minarz, E., Englisch, T., Fink, B., Zechmeister, H., Essl, F., 2005. Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs, Moore, Sümpfe und Quellfluren, Hochgebirgsrasen, Polsterfluren, Rasenfragmente und Schneeböden, Äcker, Ackerraine, Weingärten und Ruderalfluren, Zwergstrauchheiden, Geomorphologisch geprägte Biotoptypen, UBA-Monographien. neuer Wissenschaftlicher Verlag GmbH, Wien.

Trnka, M., Balek, J., Štepánek, P., Zahradnícek, P., Možný, M., Eitzinger, J., Žalud, Z., Formayer, H., Turna, M., Nejedlík, P., Semerádová, D., Hlavinka, P., Brázdil, R., 2016. Drought trends over part of Central Europe between 1961 and 2014. Climate Research 70, 143–160. https://doi.org/10.3354/cr01420

Tvinnereim, E., Mehling, M., 2018. Carbon pricing and deep decarbonisation. Energy Policy 121, 185–189. https://doi.org/10.1016/j.enpol.2018.06.020

Uhl-Haedicke, I., 2021. Warum machen wir's nicht einfach – Die Psychologie der Klimakrise. Molden. Graz, ISBN 978-3-222-15077-7

Ulanowicz, R.E., 2018. Biodiversity, functional redundancy and system stability: subtle connections. Journal of The Royal Society Interface 15, 20180367. https://doi.org/10.1098/rsif.2018.0367

Umweltbundesamt, 2023. Austria's Annual Greenhouse Gas Inventory 1990–2021, Submission under Regulation (EU) No 2018/1999 (No. REP-0841). Umweltbundesamt GmbH, Wien.

Umweltbundesamt, 2022a. Flächeninanspruchnahme. https://www.umweltbundesamt.at/umweltthemen/boden/flaecheninanspruchnahme

Umweltbundesamt, 2022b. Austria's National Inventory Report 2021. Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol. Umweltbundesamt Vienna, Vienna.

Umweltbundesamt, 2021. Gesetze, Richtlinien und Konventionen [WWW Document]. Naturschutz. https://www.umweltbundesamt.at/umweltthemen/naturschutz/naturschutzrecht

Umweltbundesamt, 2020. Austria's National Inventory Report 2020 – Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol (No. REP-0724). Umweltbundesamt GmbH, Vienna, Austria.

Umweltbundesamt, 2019. Austria's National Inventory Report 2019 – Submission under United Nation Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol (No. REP-0677). Umweltbundesamt GmbH, Wien.

Umweltbundesamt, 2011. Austria's National Inventory Report 2011 – Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol. Umweltbundesamt GmbH, Vienna, Austria.

Ungerböck, E., Sekot, W., Toscani, P., 2015. Looking beyond timber: Empirical evidence for the diversification of forest enterprises and the profitability of auxiliary activities in Austria. Forest Policy and Economics 54, 18–25. https://doi.org/10.1016/j.forpol.2014.12.013

Uninetz, 2022. Uninetz [WWW Document]. https://www.uninetz.at/ (accessed 6.17.22).

Vacchiano, G., Foderi, C., Berretti, R., Marchi, E., Motta, R., 2018. Modeling anthropogenic and natural fire ignitions in an inner-alpine valley. Natural Hazards and Earth System Sciences 18, 935–948. https://doi.org/10.5194/nhess-18-935-2018

Vacik, H., Arndt, N., Arpaci, A., Koch, V., Mueller, M., Gossow, H., 2011. Characterisation of forest fires in Austria. Austrian Journal of Forest Science 128, 1–32.

Vacik, H., Müller, M.M., Degenhart, J., Sass, O., 2020. Auswirkungen von Waldbränden auf die Schutzfunktionalität alpiner Wälder., In: Glade, T; Mergili, M; Sattler K (Hrsg.), ExtremA 2019 – Aktueller Wissensstand zu Extremereignissen alpiner Naturgefahren in Österreich, 174–201; V&R Unipress, Vienna University Press, Wien; ISBN 978-3-8471-1092-7

van Vuuren, D.P., Edmonds, J., Kainuma, M., Riahi, K., Thomson, A., Hibbard, K., Hurtt, G.C., Kram, T., Krey, V., Lamarque, J.-F., Masui, T., Meinshausen, M., Nakicenovic, N., Smith, S.J., Rose, S.K., 2011. The representative concentration pathways: an overview. Climatic Change 109, 5. https://doi.org/10.1007/s10584-011-0148-z

Verburg, P.H., Crossman, N., Ellis, E.C., Heinimann, A., Hostert, P., Mertz, O., Nagendra, H., Sikor, T., Erb, K.-H., Golubiewski, N., Grau, R., Grove, M., Konaté, S., Meyfroidt, P., Parker, D.C., Chowdhury, R.R., Shibata, H., Thomson, A., Zhen, L., 2016. Land system science and sustainable development of the earth system: A global land project perspective. Anthropocene 12, 29–41. https://doi.org/10.1016/j.ancene.2015.09.004

Wall, D.H., Nielsen, U.N., 2012. Biodiversity and Ecosystem Services: Is it the Same Below Ground? nature Education Knowledge 3, 8.

Wastl, C., Schunk, C., Leuchner, M., Pezzatti, G., Menzel, A., 2012. Recent climate change: Long-term trends in meteorological forest fire danger in the Alps. Agricultural and Forest Meteorology 162, 1–13.

Weiss et al., P., 2000. Die Kohlenstoffbilanz des Österreichischen Waldes und Betrachtungen zum Kyoto-Protokoll. Monografien, Band 106. Umweltbundesamt, Wien.

Weiss, G., Pülzl, H., Ludvig, A., Zivojinovic, I., Linser, S., Winkel, G., 2022. Politische Optionen zur Sicherung der Waldökosystemdienstleistungen (Waldpolitik Blickwinkel No. 3). EFI, BOKU, Wien.

Weiss, P., Braun, M., Fritz, D., Gschwantner, T., Hesser, F., Jandl, R., Kindermann, G., Koller, T., Ledermann, T., Ludvig, A., Pölz, W., Schadauer, K., Schmid, B.F., Schmid, C., Schwarzbauer, P., Weiss, G., 2020. Adaptation for carbon efficient forests and the entire wood value chain (including a policy decision support tool) – Evaluating pathways supporting the Paris Agreement. Endbericht zum Projekt CareforParis. Klima- und Energiefonds, Vienna, Austria.

Wilkes-Allemann, J., Deuffic, P., Jandl, R., Westin, K., Lieberherr, E., Foldal, C., Lidestav, G., Weiss, G., Zabel, A., Živojinović, I., Pecurul-Botines, M., Koller, N., Haltia, E., Sarvašová, Z., Sarvaš, M., Curman, M., Riedl, M., Jarský, V., 2021. Communication campaigns to engage (non-traditional) forest owners: A European perspective. Forest Policy and Economics 133, 102621. https://doi.org/10.1016/j.forpol.2021.102621

Winiwarter, V., Gerzabek, M., 2012. The challenge of sustaining soils: Natural and social ramifications of biomass production in a changing world, Interdisciplinary Perspectives. ÖAW, Wien.

WKO, 2021. Außenhandelsstatistik: Importe und Exporte. Import- und Exportstatistiken nach Ländern und Warengruppen sowie Jahresbroschüren.

Wohlfahrt, G., Anderson-Dunn, M., Bahn, M., Balzarolo, M., Berninger, F., Campbell, C., Carrara, A., Cescatti, A., Christensen, T., Dore, S., Eugster, W., Friborg, T., Furger, M., Gianelle, D., Gimeno, C., Hargreaves, K., Hari, P., Haslwanter, A., Johansson, T., Marcolla, B., Milford, C., Nagy, Z., Nemitz, E., Rogiers, N., Sanz, M.J., Siegwolf, R.T.W., Susiluoto, S., Sutton, M., Tuba, Z., Ugolini, F., Valentini, R., Zorer, R., Cernusca, A., 2008a. Biotic, Abiotic, and Management Controls on the Net Ecosystem CO2 Exchange of European Mountain Grassland Ecosystems. Ecosystems 11, 1338–1351. https://doi.org/10.1007/s10021-008-9196-2

Wohlfahrt, G., Hammerle, A., Haslwanter, A., Bahn, M., Tappeiner, U., Cernusca, A., 2008b. Seasonal and inter-annual variability of the net ecosystem CO2 exchange of a temperate mountain grassland: Effects of weather and management. Journal of Geophysical Research: Atmospheres 113. https://doi.org/10.1029/2007JD009286

Wolfslehner, B., Pülzl, H., Kleinschmit, D., Aggestam, F., Winkel, G., Candel, J., Eckerberg, K., Feindt, P., McDermott, L.S., Sotirov, M., Lackner, M., Roux, J.-L., 2020. European forest governance post-2020, From Science to Policy 10. European Forest Institute.

Worldbank, 2019. State and Trends of Carbon pricing.

Yachi, S., Loreau, M., 1999. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. Proceedings of the National Academy of Sciences 96, 1463–1468. https://doi.org/10.1073/pnas.96.4.1463

Zachos, F.E., Habel, J.C. (Eds.), 2011. Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas. Springer, Heidelberg [Germany] ; New York.

Zimmermann, P., Tasser, E., Leitinger, G., Tappeiner, U., 2010. Effects of land-use and land-cover pattern on landscape-scale biodiversity in the European Alps. Agriculture, Ecosystems & Environment 139, 13–22. https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.06.010

Open Access Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.



Kapitel 2. Auswirkungen der Landnutzung und -bewirtschaftung sowie naturnaher Ökosysteme auf den Klimawandel: Biophysikalische Effekte, Treibhausgasemissionen und Kohlenstoffspeicher

Inhaltsverzeichnis

2.1 Einleitung . . . 108

2.2 Treibhausgasbilanz der Landnutzung und Landwirtschaft in Österreich . . . 109
2.2.1 Ansätze der Erfassung von Treibhausgasemissionen . . . 109
2.2.2 Historische Langzeittrends der Treibhausgasemissionen durch Landnutzung in Österreich . . . 111
2.2.3 Ergebnisse aus der Treibhausgasinventur für Österreich (seit 1990) . . . 113
2.2.4 Treibhausgas-Flussmessungen und -modellierungen in unterschiedlich genutzten Ökosystemen Österreichs . . . 126

2.3 Effekte durch Landnutzung, Landmanagement und Landnutzungsänderungen auf die Energieflüsse zwischen Boden und Atmosphäre . . . 130
2.3.1 Biogeophysikalische Effekte der Landnutzung über die Albedo für Österreich . . . 131
2.3.2 Temperaturänderung auf Grund biogeophysikalischer Effekte von Landnutzungsänderungen für Österreich . . . 131
2.3.3 Änderung der Evapotranspiration in Österreich . . . 134
2.3.4 Biogeophysikalische Effekte der Landnutzung während Hitzewellen . . . 134

2.4 Die Rolle ausgewählter naturnaher Ökosysteme für den Klimawandel . . . 135
2.4.1 Treibhausgasemissionen und andere klimawirksame Effekte der naturnahen und bewirtschafteten Moore . . . 135
2.4.2 Treibhausgasemissionen und andere klimawirksame Effekte von aquatischen Ökosystemen . . . 136
2.4.3 Klimawirksame Effekte von Gebirgspermafrost . . . 137
2.4.4 Almweiden und Änderungen/Aufgabe ihrer Bewirtschaftung . . . 138

2.5 Kohlenstoffbestände und Speicherpotenziale in Böden und Vegetation und deren Dynamik bei unterschiedlicher Nutzung . . . 139
2.5.1 Kohlenstoffbestände und Speicherpotenziale in Böden . . . 139
2.5.2 Kohlenstoffbestände und Speicherpotenziale in der Vegetation . . . 144

2.6 Energieeinsatz in Land- und Forstwirtschaft . . . 145
2.6.1 Landwirtschaft . . . 145
2.6.2 Waldbewirtschaftung . . . 146

2.7 THG-Emissionen aus Landnutzung und Landnutzungsänderung, die durch den österreichischen Konsum im In- und Ausland verursacht werden („Carbon Footprint“) . . . 147

Literatur . . . 152

Koordinierende Leitautor_innen:
Simone Gingrich[1], Peter Weiss[2], Walter Wenzel[1]

Leitautor_innen:
Michael Anderl[2], Martin Bruckner[3], Eugenio Díaz-Pinés[1], Stefan Hörtenhuber[1], Barbara Kitzler[4], Andreas Schindlbacher[4], Wolfgang Schöner[5]

Beitragende Autor_innen:
Andreas Bohner[6], Thomas Dirnböck[2], Cecilie B. Foldal[4], Stephan Glatzel[7], Christian Griebler[7], Johannes Kobler[2], Martin Kühmaier[1], Bradley Matthews[2], Carmen Schmid[2], Hannes Schwaiger[8]

Review-Editoren:
Klaus Butterbach-Bahl[9], Uwe Fritsche[10]

© Der/die Autor(en) 2024

R. Jandl et al. (Hrsg.), *APCC Special Report: Landnutzung und Klimawandel in Österreich*,
https://doi.org/10.1007/978-3-662-67864-0_4

Zitiervorschlag:
Gingrich, S., Weiss, P, Wenzel, W., Anderl, M., Bruckner, M., Diaz-Pines, E., Hörtenhuber, S., Kitzler, B., Schindlbacher, A., Schöner, W., 2024: Kapitel 2 Auswirkungen der Landnutzung und -bewirtschaftung sowie naturnaher Ökosysteme auf den Klimawandel: Biophysikalische Effekte, Treibhausgasemissionen und Kohlenstoffspeicher In: APCC Special Report: Landnutzung und Klimawandel in Österreich (APCC SR Land). [Jandl, R., Tappeiner, U., Foldal, C. B., Erb, K.-H. (Hrsg.)]. Springer Spektrum. Berlin/Heidelberg. S. 107–162.

[1] Universität für Bodenkultur Wien
[2] Umweltbundesamt GmbH
[3] Wirtschaftsuniversität Wien
[4] Bundesforschungszentrum für Wald
[5] Universität Graz
[6] HBLFA Raumberg-Gumpenstein
[7] Universität Wien
[8] JOANNEUM RESEARCH Forschungsgesellschaft mbH
[9] Karlsruhe Institute of Technology
[10] International Institute for Sustainability Analysis and Strategy

2.1 Einleitung

Kap. 2 beschreibt die Auswirkungen der Landnutzung und -bewirtschaftung auf den Klimawandel und bezieht nicht bewirtschaftete Ökosysteme explizit mit ein. Das zentrale Instrument für die Bilanzierung der Auswirkungen der österreichischen Landnutzung auf den Klimawandel ist die Treibhausgasinventur (THG-Inventur), die jährlich basierend auf international akkordierten Methoden erfasst und publiziert wird. Neben der Präsentation und Diskussion der Ergebnisse der THG-Inventur für die beiden Sektoren Landwirtschaft sowie Landnutzung, Landnutzungswechsel und Forstwirtschaft (LULUCF; beide Sektoren zusammen auch als AFOLU, für Agriculture, Forestry and Other Land Use, abgekürzt) werden in weiteren Abschnitten andere Aspekte, die zum Verständnis der Klimawirksamkeit von Landnutzung und Landbewirtschaftung auf den Klimawandel beitragen, vorgestellt. Diese Aspekte unterscheiden sich durch die gewählten Systemgrenzen, durch die räumliche und zeitliche Auflösung und/oder durch die Methode der Erfassung von der THG-Inventur, liefern aber ergänzende Einsichten. Dazu zählen einerseits Prozesse, die in der THG-Inventur nicht erfasst werden, wie biophysikalische Effekte der Landnutzung, und die Rolle ausgewählter naturnaher Ökosysteme. Außerdem beleuchten wir Treibhausgasmessungen und -modellierungen, die in hoher raum-zeitlicher Auflösung Daten liefern, die für die THG-Inventur relevant sind. Des Weiteren beschreiben wir Kohlenstoff-(C-)Speicherpotenziale in Boden und Vegetation, um Möglichkeiten und Grenzen der Mitigation (Kap. 5) aufzuzeigen. Zuletzt beschreiben wir den Wissenstand bezüglich des Energieeinsatzes in Land- und Forstwirtschaft und der Emissionen, die durch den österreichischen Konsum von Biomasse verursacht werden. Wie die Inhalte der einzelnen Abschnitte die Erkenntnisse der THG-Inventur komplementieren, ist in Tab. 2.1 dargestellt. Abb. 2.1 zeigt die einzelnen Klimaeffekte der Landnutzung und Landwirtschaft, die in Kap. 2 behandelt werden.

Tab. 2.1 Thematische Schwerpunkte der Abschnitte in Kap. 2 und ihre Komplementarität zur Treibhausgasinventur

Abschnitte in Kap. 2	Komplementär zu folgendem Fokus der Treibhausgasinventur	Ergänzt Treibhausgasinventur um/unterscheidet sich von ihr durch:
Biophysikalische Effekte	Treibhausgasemissionen	Erfassung von Energieflüssen zwischen Boden und Atmosphäre
Historische Langzeittrends	1990–heute	Analyse von Prozessen vor 1990
Treibhausgasflussmessungen und -modellierungen	Nationale Schätzung basierend auf international akkordierten Methoden; Fokus auf den Effekt von Landnutzung und -management	Empirische Daten aus unterschiedlichen lokalen Messungen oder aus Modellierungen auf lokaler (oder nationaler) Ebene, Quantifizierung von Management und Umwelteffekten
Ausgewählte naturnahe Ökosysteme	Fokus auf Landnutzung und Landmanagement	Spezifische Analysen zur Bedeutung naturnaher Ökosysteme, die in Österreich relevant sind
Kohlenstoffbestände und Speicherpotenziale in Böden und Vegetation	Fokus auf beobachtete Emissionen oder Senken	Erfassung der Kapazitäten für zusätzliche ökosystemare C-Sequestrierung unter Annahmen wie Extensivierung oder hypothetischer Nutzungsaufgabe
Energieeinsatz in Land- und Forstwirtschaft	AFOLU-Sektor Zugang	Emissionen, die durch (industrielle) Inputs und deren Vorleistungsketten in die Land-/Forstwirtschaft und andere Landnutzungen verursacht werden (werden in der THG-Inventur in den Sektoren Energie oder industrielle Prozesse verbucht)
Konsuminduzierte Landnutzungsemissionen	Produktionsbasierter Zugang	Emissionen, die durch den Konsum/die Verarbeitung von Biomasse in Österreich (auch außerhalb der Landesgrenzen) entstehen

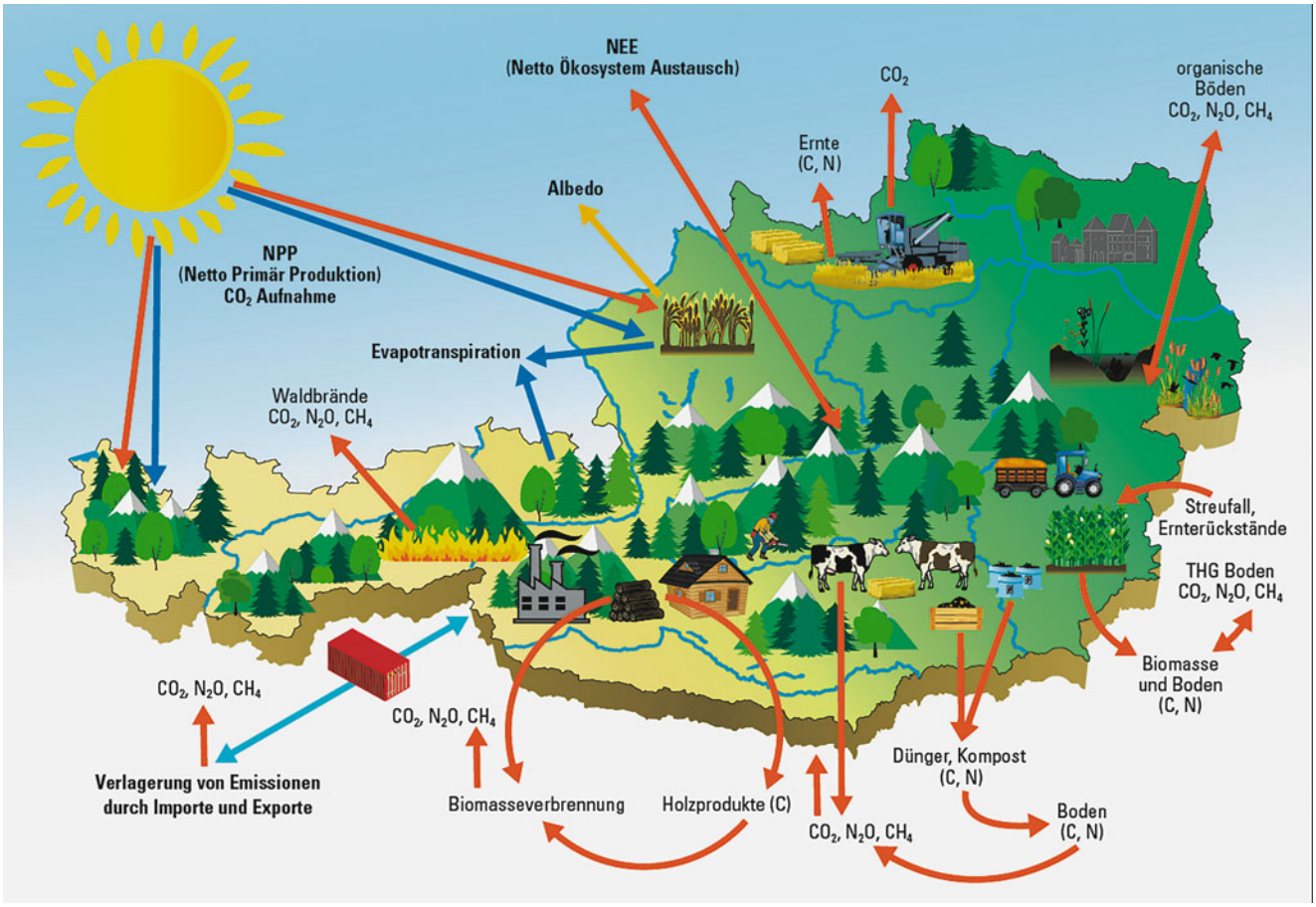


Abb. 2.1 Treibhausgasflüsse, Kohlenstoffspeicher und biophysikalische Effekte der Landnutzung und Landwirtschaft, die in Kap. 2 behandelt werden. *Rot*: C- und N-Austausch zwischen Atmosphäre und terrestrischen Ökosystemen, *Dunkelblau*: H_2O-Austausch zwischen Atmosphäre und terrestrischen Ökosystemen, *Hellblau*: Austausch von Biomasse durch internationalen Handel, *Orange*: Albedo (Grafik: BFW/H. Kohl 2020)

2.2 Treibhausgasbilanz der Landnutzung und Landwirtschaft in Österreich

2.2.1 Ansätze der Erfassung von Treibhausgasemissionen

Es gibt verschiedene Methoden zur Erfassung von Treibhausgas-(THG-)Emissionen, die jeweils ihre Stärken, Schwächen und Unsicherheiten haben (siehe Box 2.1). Ergänzend bzw. gemeinsam angewandt ergeben sie ein besseres Verständnis von THG-Emissionen, deren Verläufen und Ursachen. Direkte Messungen dienen als wichtigste Grundlage für die THG-Inventur, der autoritativen Daten- und Informationsquelle in Österreich, indem sie einerseits Emissionsfaktoren berechnen und Daten für Modellentwicklung und -validierung, aber auch für die Validierung der THG-Inventur bereitstellen. Während die THG-Inventur nur Jahreswerte der THG-Flüsse aus Ökosystemen oder deren Teilgebieten bereitstellt, liefern direkte Messungen und Ergebnisse aus Simulationsmodellen Daten über THG-Flüsse in hoher zeitlicher und räumlicher Auflösung und meist auch eine Erklärung der beeinflussenden Faktoren. Damit werden wichtige Grundlagen zum Systemverständnis geschaffen. Die THG-Inventur quantifiziert im Gegensatz dazu per Definition nur die managementbedingten Einflüsse – somit ergeben THG-Messungen und Modellierungen ein umfassenderes Bild der Prozesse, die zu THG-Emissionen und -Reduktionen beitragen.

Box 2.1 Erfassung von Treibhausgasemissionen

Direkte Methoden Zu den heute am meisten verwendeten Methoden für die direkte Quantifizierung von (gasförmigen) THG-Quellen und -Senken aus Ökosystemen zählen die Kammermethode und die Eddy-Kovarianz-Methode. Diese Ansätze unterscheiden sich hinsichtlich ihres Aufwands, ihrer räumlichen und zeitlichen Abdeckung sowie ihrer Anwendungskosten.

Kammermethode: Aufgrund ihrer Einfachheit und ihrer relativ geringen Investitionskosten ist die Kammermethode, insbesondere die statische Kammermethode, die bevorzugte Methode für die Messung von THGs aus Böden auf der Standortebene (Butterbach-Bahl et al., 2016; Pumpanen et al., 2004). Dabei werden die Austauschraten eines THG zwischen Boden und Atmosphäre (positiver Fluss = Emission von THG; negativer Fluss = Aufnahme eines THG in den Boden oder die Vegetation) durch die Messung der kurzzeitigen Gaskonzentrationsänderung des untersuchten Gases in einer geschlossenen Kammer über der Bodenoberfläche im Freiland bestimmt (Pumpanen et al., 2004). Manuell betriebene Messkammern (Schindlbacher et al., 2008; Zechmeister-Boltenstern et al., 2002) haben eine geringere, automatische Kammern (Díaz-Pinés et al., 2018; Kitzler et al., 2006a) eine höhere zeitliche Auflösung der Gasflussraten.

Die Eddy-Kovarianz-(EC-)Methode ist eine mikrometeorologische Methode zur direkten Messung des Austauschs von Gas, Energie und Impuls zwischen Ökosystemen und der Atmosphäre (Aubinet et al., 2012). Dabei werden in hoher zeitlicher Auflösung (5–20 Hz) die vertikale Windgeschwindigkeit und die THG-Konzentration der Luft bestimmt, um Flüsse (z. B. von CO_2) zwischen dem Ökosystem und der Atmosphäre über einer größeren Landoberfläche (~0,5–10 ha) kontinuierlich zu erfassen (Aubinet et al., 2012). Ein Nachteil der EC-Messungen ist, dass bestimmte atmosphärische Bedingungen und ein großes, homogenes Areal vorausgesetzt sind (Munger et al., 2012). Weitere Nachteile gegenüber der Kammertechnik sind, dass keine Manipulationsstudien durchgeführt werden können (Butterbach-Bahl et al., 2016), der hohe Preis, eine bedingte Eignung für N_2O und aufwendige Berechnungsschritte (Rebmann et al., 2012). EC-Netzwerke wurden in den letzten Jahrzehnten aufgebaut (z. B. FLUXNET, Integrated Carbon Observation System [ICOS]) und haben zu vielen Fortschritten im Verständnis beigetragen und dienen als Basis für großräumige Modellierungen von Net Ecosystem Exchange (NEE; Thompson et al., 2020).

Indirekte Methoden Simulationsmodelle werden verwendet, um THG-Feldmessungen auf regionaler (Kasper et al., 2019), nationaler oder globaler (Stehfest & Bouwman, 2006; Werner et al., 2007) Ebene zu extrapolieren, die THG-Wirkungen von Änderungen von Landnutzung, Störungsregimes oder Vegetation zu bewerten (Arneth et al., 2017), um THG-Emissionen über lange Zeiträume und Klimaszenarien zu simulieren (Dirnböck et al., 2017) oder um THG-Vergleiche von Minderungsmaßnahmen durchzuführen (Del Grosso et al., 2009). Simulationsmodelle werden mithilfe von Messdaten kalibriert und validiert. Prozessbasierte Modelle werden als Hilfsmittel zum Verständnis der zugrunde liegenden Prozesse verwendet (Haas et al., 2013), da sie Rückkopplungen und Wechselwirkungen darstellen können, die im Feld nicht messbar sind (Giltrap et al., 2020) und weil Parameteränderungen (z. B. pH-Wert) analysiert und quantifiziert werden können (Unsicherheitsanalysen).

Einsatz von Simulationsmodellen: Das prozessbasierte Modell LandscapeDNDC wurde in Österreich u. a. für die Abschätzung von gasförmigen Stickstoffverlusten verwendet (Dirnböck et al., 2017; Kasper et al., 2019). Kesik et al. (2005), de Bruijn et al. (2011) und Dirnböck et al. (2017) modellierten THG-Flüsse für die Waldstandorte Achenkirch, Klausenleopoldsdorf und Schottenwald unter unterschiedlichen Stickstoff-Depositions- und Klimaszenarien. In Kasper et al. (2019) wurden N_2O-Flüsse aus Ackerböden im Marchfeld und aus der Region Grieskirchen modelliert (Abb. 2.17). Das Bestimmtheitsmaß der modellierten N_2O-Flüsse im Vergleich zu den tatsächlich gemessenen Flüssen an den Untersuchungsstandorten variiert mitunter stark (de Bruijn et al., 2011; Dirnböck et al., 2017; Kesik et al., 2005) [mittlere Evidenz, niedrige Übereinstimmung]. Die Variabilität der Modellierungsergebnisse spiegelt die Komplexität der Prozesse in Ökosystemen wider und erfordert eine Intensivierung von Freilandmessungen und Prozessstudien, um eine ständige Validierung und Weiterentwicklung von Simulationsmodellen zu ermöglichen.

Methoden der nationalen THG-Inventuren für den Sektor Landwirtschaft, Forstwirtschaft und andere Landnutzungen (engl. abgekürzt AFOLU für Agriculture, Forestry and Other Land Use), wie sie für die UN-Klima-Rahmenkonvention bzw. das Paris-Agreement von allen Staaten zu berichten sind, bedienen sich unterschiedlicher Methoden zur Schätzung der THG-Emission (IPCC, 2006). Sie basieren auf der Erfassung der (flächenmäßigen) Änderung der Landnutzung bzw. des Landmanagements, Aktivitätsdaten für die Emission (z. B. Viehbestandszahlen, Düngemitteleinsatz), einer Hochrechnung von gemessenen oder modellierten Änderungen von Kohlenstoffvorräten (z. B. in der Biomasse, im Boden) über die Zeit durch Inventuren und andere Monitoringsysteme bzw. auf spezifischen Emissionsfaktoren, die im Rahmen von Studien gewonnen wurden (z. B. bei Waldbrand, Viehhaltung, Düngung). Häufig finden indirekte Methoden

Verwendung, es wird etwa von korrelierten Parametern zur THG-Emission hochgerechnet. Beispielsweise wird von der Veränderung von Stammholzvorräten, die im Rahmen von Waldinventuren erhoben wird, die Veränderung der gesamten Baumbiomassevorräte und daraus schließlich die damit verbundene Netto-THG-Senke oder -Quelle abgeleitet. Emissionsfaktoren aus THG-Emissionsmessungen bzw. -modellierungen (siehe oben bzw. Abschn. 2.2.4) werden in der THG-Inventur verwendet und mit Aktivitätsdaten verknüpft, um die THG-Senken oder -Quellen aus solchen Aktivitäten für den gesamten Staat abzuleiten. Bedeutend bei nationalen THG-Inventuren gemäß UN-FCCC ist, dass sie spezifisch für die nationalen Verhältnisse berechnet werden sollen. Das bedeutet, dass für das Land spezifische Aktivitätsdaten (Landnutzung und -bewirtschaftung) heranzuziehen sind und entsprechend passende, nationalspezifische Emissionsfaktoren, im Idealfall aus eigenen repräsentativen Untersuchungen. Aber selbst die „Default"-Emissionsfaktoren in den IPCC-Guidelines erlauben eine spezifische Abschätzung der Emissionen nach den Rahmenbedingungen im Land (Klima, Bodentyp, etc.).

2.2.2 Historische Langzeittrends der Treibhausgasemissionen durch Landnutzung in Österreich

Die Untersuchung historischer Langzeittrends in landnutzungsbezogenen THG-Emissionen vor 1990 gibt einerseits Aufschluss über Langzeitfolgen historischer Prozesse („Legacy-Effekte") und informiert andererseits darüber, wie Veränderungen von Landbedeckung beziehungsweise Art und Intensität der Landnutzung in unterschiedlichen historischen Phasen mit THG-Emissionen in Zusammenhang standen. Für Österreich zeigen derartige Studien insbesondere, dass (1) die derzeitige Kohlenstoffsenke österreichischer Waldbestände in Zusammenhang mit der intensiven Waldnutzung in der Vergangenheit steht [hohe Konfidenz], und dass (2) die Zunahme der Waldflächen in Österreich mit Industrialisierungsprozessen zusammenhängt wie dem Umstieg auf fossile Energieträger und der Intensivierung der Landwirtschaft, die ihrerseits zusätzliche Emissionen verursachten [mittlere Konfidenz].

Österreich verfügt aufgrund des Franziszeischen Katasters (1820–1860) und der darauffolgenden regelmäßigen Erhebungen der Agrarstatistik sowie aufgrund einer langen Tradition forstlicher Erhebungen/Waldinventuren über eine gute Quellenbasis, um die Veränderungen der Landnutzung seit dem frühen 19. Jahrhundert zu rekonstruieren. Wichtige Beiträge leisten hierbei Arbeiten zur sozio-ökologischen Langzeitforschung, die in den Regionen der beiden österreichischen „Long-term Socio-ecological Research"- (LTSER-) Plattformen Eisenwurzen und Tyrolean Alps durchgeführt werden (Gingrich et al., 2016b; Kerle & Tappeiner, 2017; Peterseil et al., 2013; Tappeiner et al., 2013). Die Arbeiten erweitern die ökologische Langzeitforschung um den Faktor Mensch und die Auswirkungen seines Handels auf die Ökosysteme. Die Aufbereitung und Analyse historischer Daten beziehungsweise deren Berücksichtigung in sozio-ökologischen Modellen bilden dabei einen wichtigen Teil dieser Arbeiten.

Um die Mitte des 19. Jahrhunderts waren die Kohlenstoffbestände der terrestrischen Ökosysteme (also in Vegetation und Boden) auf der Fläche des heutigen Österreichs niedriger als jemals davor oder danach [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Gingrich et al. (2016a) und Erb et al. (2008) zeigten, dass diese Kohlenstoffbestände von 1,04 Gt C im Jahr 1830 auf 1,29 Gt C im Jahr 2010, also um 23 %, zugenommen haben, was einer Senke von 243 Mio. t C entspricht bzw. einer Sequestrierung von durchschnittlich etwa 5 Mio. t Kohlenstoffdioxid (CO_2) pro Jahr über 180 Jahre. Der Anteil der Wälder am Kohlenstoffbestand der österreichischen Ökosysteme stieg in diesem Zeitraum von 52 % (540 Mio. t C) auf 70 % (895 Mio. t C), was die Wälder zur wichtigsten Kohlenstoffsenke macht. Ähnliche Entwicklungen fanden Niedertscheider et al. (2017) auf einer lokalen Ebene. Die langfristigen Veränderungen der Kohlenstoffbestände in der Vegetation sind dabei vergleichsweise gut untersucht. Studien weisen mit hoher Übereinstimmung darauf hin, dass sowohl die Zunahme der Waldfläche, die Änderung der Baumarten als auch die zunehmende Bestockungsdichte der Wälder zu dieser Kohlenstoffsenke beigetragen haben (Erb, 2004; Gingrich et al., 2007; Tappeiner et al., 2008). Im Alpenraum führte besonders die Reduktion der Grünlandbewirtschaftung seit der Mitte des 20. Jahrhunderts zur Ausbreitung der Waldflächen (Nagler et al., 2015; Niedertscheider et al., 2017; Tappeiner et al., 2008).

Die Analyse von langfristigen Veränderungen der Kohlenstoffbestände in österreichischer Waldbiomasse zeigt, dass historische Nutzungsmuster, aber auch einzelne massive Waldstörungsereignisse die Kohlenstoffdynamiken heutiger Wälder mit beeinflussen (Abschn. 3.3.2). Erb et al. (2013) zeigten, dass die Veränderungen der Bestockungsdichte zwischen 1830–2010 nicht ausschließlich durch Veränderungen von Holzentnahme und Umweltbedingungen, sondern auch durch eine Veränderung von Landnutzungspraktiken zu erklären ist. In Österreich muss dabei die Abnahme traditioneller Waldweide und Streunutzung, wie im Detail für die Schweiz beschrieben (Gimmi & Bürgi, 2007), eine wesentliche Rolle spielen. Thom et al. (2018a) zeigten auf Basis von räumlich-expliziter prozessbasierter Modellierung der Koh-

lenstoffdynamiken zwischen 1900–2099 im Reichraminger Hintergebirge, dass die Landnutzung einen bedeutend größeren Einfluss auf die heutige Kohlenstoffdichte, also den Biomassebestand pro Fläche (bis 2013), hatte als größere natürliche Waldstörungsereignisse (Wind- und Borkenkäferkalamitäten 1917–1923 bzw. 2007–2013).

Die langfristige Veränderung von Kohlenstoffbeständen im Boden („Soil Organic Carbon", SOC) ist im Vergleich zur Kohlenstoffspeicherung in ober- und unterirdischer Biomasse für Österreich, aber auch für andere europäische Länder weit weniger gut untersucht. Bei ihrer Rekonstruktion ökosystemarer Kohlenstoffbestände berücksichtigten Gingrich et al. (2007) zwar SOC, arbeiteten aber mit wenigen Ausnahmen mit durchschnittlichen Werten pro Landnutzungskategorie und konnten daher keine gesicherten Aussagen über zeitliche Trends im SOC treffen. Die SOC-Trends der Waldböden wurden anhand des Vergleichs der Daten der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur WBZI (1987/89) und des BioSoil-Projektes (2006/07) untersucht. Die Veränderung der Kohlenstoffgehalte erwies sich als sehr variabel und insgesamt nicht signifikant von null unterscheidbar. Es gab etwa gleich viele Standorte mit abnehmenden bzw. zunehmenden Kohlenstoffgehalten (BMLFUW, 2015).

Zu SOC im landwirtschaftlichen Bereich gibt es einige Langzeitexperimente. Auf lokaler Ebene konnte für Niederösterreich gezeigt werden, dass landwirtschaftliches Management (Düngung, Einarbeiten von Ernterückständen und Reduktion von Bodenbearbeitung) den SOC-Gehalt landwirtschaftlicher Böden über den Zeitraum von einem bis vier Jahrzehnten leicht erhöhen kann (Dersch & Böhm, 2001; Wenzel et al., 2022; Abschn. 2.5 und 5.2.2). Langzeitstudien zum Bodenkohlenstoff landwirtschaftlicher Böden im 20. Jahrhundert für Österreich sind jenseits von Gingrich et al. (2007) nicht vorhanden. In verschiedenen Europäischen Ländern sind mit Modellen unterschiedliche Trends festgestellt worden: eine langfristige Abnahme in Spanien (Aguilera et al., 2018), eine Zunahme in Frankreich (Le Noë et al., 2019), und in den Waldböden Deutschlands haben sich zwischen 1987 und 2008 signifikante Mengen an SOC aufgebaut (0,41 t C/ha/Jahr; Grüneberg et al., 2014). Untersuchungen alpiner Böden basierend auf lokalen Messungen zeigten für Norditalien, dass die Nutzungsintensität auf mit Lärchen bestockten Weiden den SOC langfristig nur wenig verändert (Nagler et al., 2015), und für Waldstandorte in Deutschland zeigten Wäldchen et al. (2013), dass die Landnutzung als Niederwald oder landwirtschaftliche Fläche im 18. und 19. Jahrhundert keinen nachweisbaren Einfluss auf heutige SOC-Werte hat. Auch Thuille & Schulze (2006) zeigten auf Basis von Messungen von Kohlenstoffbeständen in unterschiedlich alten Fichtenbeständen an Standorten in den deutschen und italienischen Alpen, dass der Kohlenstoffgehalt in der Biomasse mit dem Bestandsalter deutlich zunimmt, aber der Kohlenstoffgehalt im Boden relativ konstant bleibt. Ein besseres Verständnis von Dynamiken im Bodenkohlenstoff und ihren Zusammenhängen mit Art und Intensität der Landnutzung ist eine wichtige Forschungslücke in Österreich.

Arbeiten zu langfristigen Veränderungen von aktivitätsbezogenen landwirtschaftlichen THG-Emissionen liegen für Österreich für das 19. Jahrhundert vor (Gingrich et al., 2021). Diese Studie zeigt, dass die landwirtschaftlichen Emissionen gemäß den AFOLU-Systemgrenzen von 5,2 Mio. t CO_2e im Jahr 1830 auf 5,6 Mio. t CO_2e im Jahr 1910 zunahmen, ein wesentlich geringerer Anstieg als bei der Produktion von Lebensmitteln im gleichen Zeitraum. Für Frankreich zeigten Garnier et al. (2019) für den Zeitraum von 1852 bis 2012, dass sich die gesamten landwirtschaftlichen Emissionen, zu denen hier auch Emissionen aus Vorleistungen wie Düngerproduktion oder Treibstoffeinsatz gerechnet werden, seit 1852 etwa verdreifacht haben (von unter 40 Mio. t CO_2e im Jahr 1852 auf etwa 120 Mio. t CO_2e im Jahr 2012). Diese Studie zeigte auch, dass die besonders deutliche Steigerung in landwirtschaftlichen Inputs zwischen den 1950er- und 1980er-Jahren, die auch für Österreich im Zusammenhang mit der Grünen Revolution und der Zunahme der Lebensmittelproduktion nach dem Zweiten Weltkrieg beschrieben sind (Butschek, 2012; Gingrich & Krausmann, 2018), zu Steigerungen insbesondere der Lachgas- (N_2O) und CO_2-Emissionen führten (siehe Abschn. 2.7 für Vorleistungsemissionen des Ernährungsbereichs von Österreich).

Die historische Zunahme der Wälder in Österreich und die damit einhergehende Steigerung der Kohlenstoffbestände in Österreichs Ökosystemen wurde durch Industrialisierungsprozesse in Landnutzung und Industrie ermöglicht, die den Druck auf Wälder reduzierten (Gingrich et al., 2021). Eine Nachhaltigkeitstransformation der Land- und Energieverwendung, weg von den industrialisierten Produktionsmustern, könnte den Druck auf die Nutzung dieser Kohlenstoffbestände also wieder erhöhen, beispielsweise wenn hauptsächlich Biomasse für die Substitution von Fossilenergie eingesetzt werden sollte, ohne den Energie- oder Materialkonsum zu senken (Searchinger et al., 2018). Wie für alle industrialisierten Länder gilt auch für Österreich, dass ein fundamentaler Wandel in Energiebereitstellung und Landnutzung, aber auch in der Energieverwendung (z. B. Creutzig et al., 2022) und im Biomassekonsum (z. B. Theurl et al., 2020) erforderlich sein wird, um Klimaziele zu erreichen und die Nettoemissionen gegen null zu reduzieren, siehe Kap. 5 [hohe Evidenz, robuste Übereinstimmung].

2.2.3 Ergebnisse aus der Treibhausgasinventur für Österreich (seit 1990)

2.2.3.1 Zum Verständnis der nationalen Treibhausgasinventur

Alle Nationalstaaten haben im Rahmen der Beschlüsse zur UN-FCCC bzw. zum Paris-Agreement jährliche nationale THG-Inventuren zu berichten, die einem Review unterzogen werden. Die Methoden dafür sind in den IPCC Guidelines (IPCC, 2006) festgeschrieben.

Die Systemgrenze der nationalen THG-Inventur ist das nationale Staatsgebiet, was aber nicht bedeuten muss, dass die so berechneten Emissionen der nationalen THG-Inventur tatsächlich im Staatsgebiet stattfinden. Bei der Anrechnung der Senken/Emissionen aus Holzprodukten zählt etwa die Herkunft und Weiterverarbeitung des Holzes für die Zuordnung: In Österreich hergestellte Holzprodukte aus heimischem Holz werden der Österreichischen THG-Bilanz zugerechnet, auch wenn die Holzprodukte exportiert werden. Wesentlich an dieser Systemgrenze einer THG-Inventur ist dennoch, dass damit wirtschafts- und konsuminduzierte THG-Emissionen der österreichischen Bevölkerung, die im Ausland entstehen, nicht erfasst werden, solche Bilanzen werden mit Methoden des THG-Fußabdrucks erfasst, wie sie in Abschn. 2.7 erörtert werden.

Ein Merkmal der nationalen THG-Inventuren ist, dass nicht alle nationalen THG-Emissionen/-Senken berechnet werden, sondern nur jene, die mit Management in Zusammenhang stehen. Das Kriterium für die Berücksichtigung sind also gezielte gesellschaftliche Aktivitäten, die in Ökosystemen gesetzt werden, wobei derart erfasste THG-Emissionen/-Senken auf bewirtschafteten Flächen dann auch natürliche Einflüsse (z. B. Klimaschwankungen) und indirekte Einflüsse (Düngungseffekte durch Stickstoff-Deposition und CO_2-Anstieg) enthalten, da sie methodisch noch nicht von Bewirtschaftungseinflüssen trennbar sind (Grassi et al., 2018; IPCC, 2010). Systeme, die außerhalb des intendierten menschlichen Einflusses stehen, werden nicht berücksichtigt. Aufgrund dieser Vorgaben sind manche Emissionen bzw. Senken in Landökosystemen nicht in der THG-Inventur inkludiert, in Österreich etwa die natürlichen Methan-(CH_4-)Emissionen des Schilfgürtels des Neusiedlersees (siehe dazu auch die Angaben einige Absätze weiter) – die THG-Wirkungen solch spezifischer Ökosysteme werden in den Abschn. 2.4 und 2.2.4 erörtert.

Daneben gibt es für manche Pools oder Subsektoren des Sektors Landnutzung, Landnutzungswechsel und Forstwirtschaft (LULUCF) keine ausreichend robusten wissenschaftlichen Methoden oder Kenntnisse zur Emissionsberechnung – auch solche Subsektoren oder Pools sind von der Berichtspflicht ausgenommen. Dazu zählen etwa Emissionen aus geflutetem Land bzw. Oberflächengewässern (Abschn. 2.2.4). Auch der Umgang mit Datenlücken ist in den IPCC-Richtlinien geregelt: Beispielsweise werden die Werte der letzten Waldinventur für 2009 für alle Folgejahre fortgeschrieben, da seit der letzten kompletten Waldinventur (2007–2009) noch keine aktuelleren Daten vorhanden sind.

Im Allgemeinen können für den Sektor LULUCF Emissionen bzw. Senken nur mit einer relativ großen Unsicherheit bestimmt werden. Je nach Subkategorie und Pool liegen die Unsicherheiten im zweistelligen Prozentbereich, für einzelne Pools und Subkategorien sogar bei mehreren 100 % (Unsicherheit wird gemäß IPCC, 2006 allerdings als 95 % Konfidenzintervall und somit konservativ definiert). Besonders hohe Unsicherheiten weisen die Emissions- und Senkenwerte für Böden auf. Lässt man beim Ergebnis für den LULUCF-Sektor den Waldboden weg, liegt die Unsicherheit des gesamten Bereichs durchschnittlich bei ± 40 %. Da die Veränderung des Waldboden-Kohlenstoffvorrats nur modellhaft mit großer Unsicherheit geschätzt werden kann und der Wald in der THG- und Flächen-Bilanz Österreichs eine bedeutende Größe darstellt, erhöht dieser die Unsicherheit des THG-Ergebnisses des LULUCF-Sektors signifikant (Umweltbundesamt, 2020a). Insgesamt weisen – wie in den anderen Staaten – die THG-Emissionen bzw. Senken des LULUCF-Sektors eine höhere relative Unsicherheit als die anderen Emissionssektoren der THG-Inventur auf. In der Logik des Berichtswesens sind Emissionen/Senken komplett zu berechnen und zu berichten, unabhängig von deren Unsicherheit. Die Unsicherheit gepaart mit dem Beitrag des Subsektors zum Gesamtergebnis ist ein Maßstab für die Robustheit des Ergebnisses und wird im THG-Reporting verwendet, um Sektoren und Bereiche zu identifizieren, in denen höhere Anstrengungen zur Verbesserung der Schätzungen prioritär sind.

Die per Konzeption unvollständige Erfassung von Senken/Emissionen im LULUCF-Sektor der nationalen THG-Inventuren aufgrund der alleinigen Erfassung der „bewirtschafteten" Flächen führt dazu, dass die nationalen THG-Inventuren die globale terrestrische THG-Senke gemäß globalen Modellen unterschätzen. Die darauf zurückzuführende Diskrepanz beträgt auf der globalen Ebene 3,2 Gt CO_2/Jahr gegenüber dem Gesamtergebnis aus globalen Top-down-Modellen in der Größenordnung von 4–5 Gt CO_2/Jahr (Grassi et al., 2018). Diese Diskrepanz ist naturgemäß in intensiv gemanagten Staaten (wie etwa in weiten Teilen Europas, also auch in Österreich, das zudem über eine robuste Waldinventur verfügt) kleiner als in Staaten mit großen Anteilen weitgehend unberührter Landflächen.

In den nachfolgenden beiden Abschnitten werden die Senken/Emissionen des AFOLU-Sektors (das sind die Sektoren Landwirtschaft und LULUCF – Definitionen siehe nachfolgend) Österreichs im Detail vorgestellt (Kap. 1 beinhaltet einen Überblick über die Ergebnisse der gesamten THG-Inventur Österreichs bzw. aller Sektoren, Abb. 1.7). Im Vergleich zu den nationalen Inventurberichten werden die

Ergebnisse für diese beiden Sektoren bezogen auf die einzelnen Subkategorien detailliert dargestellt.

2.2.3.2 Emissionen des Sektors bzw. AFOLU-Bereichs Landwirtschaft

Der AFOLU-Bereich bzw. Sektor Landwirtschaft gemäß THG-Inventur umfasst v. a. die Emissionen aus der Tierhaltung und Düngung. Im Jahr 2020 stammten 7 Mio. t CO_2-Äquivalent (CO_2e) und damit 9,5 % der nationalen THG-Emissionen Österreichs vom Sektor Landwirtschaft. Seit 1990 haben die Emissionen um 14 % abgenommen. Hauptverantwortlich für den Rückgang sind in erster Linie rückläufige Viehbestände und der reduzierte Einsatz von Mineraldünger.

CH_4-Emissionen aus der Tierhaltung

Die Methan- (CH_4-)Emissionen aus dem Verdauungstrakt von Viehbeständen, v. a. Rindern („enterogene Fermentation“) tragen zu 5,1 % zu den THG-Emissionen Österreichs bei (54 % der Emissionen des Sektors Landwirtschaft im Jahr 2020). Sie gingen seit 1990 um 17,3 % zurück (Abb. 2.2), v. a. aufgrund des deutlich reduzierten Rinderbestandes (−28,2 %, siehe Abb. 2.3). Im selben Zeitraum stieg die Milchleistung je Milchkuh von 3791 kg (1990) auf 7896 kg (2020) an (BMLRT, 2021). Einerseits werden dadurch in Österreich Jahr für Jahr weniger Milchkühe zur Kuhmilchproduktion benötigt, was sich günstig auf die Emissionen pro Liter erzeugter Milch auswirkt, andererseits müssen Kühe mit höherer Milchleistung energiereicher gefüttert werden, weshalb die CH_4-Emission je Milchkuh steigt. Die vermehrte Haltung von Mutterkühen trug ebenso dazu bei, dass die Abnahme der Emissionen seit 1990 deutlich geringer als jene der Rinderzahlen ist, da von diesen Tieren – mit Ausnahme der Milchkühe – die höchsten CH_4-Emissionen freigesetzt werden (Umweltbundesamt, 2020b) [hohe Übereistimmung].

Wirtschaftsdüngermanagement (CH_4 und N_2O)

Die CH_4- und N_2O-Emissionen aus den Ställen und der Lagerung von Wirtschaftsdünger sind seit 1990 um insgesamt 5,1 % gesunken (Abb. 2.2; CH_4: −1,9 %, N_2O: −8,3 %). Trotz der abnehmenden Wirtschaftsdüngermenge aufgrund des sinkenden Bestandes an Rindern und Schweinen (−26,0 % und −24,7 %, Abb. 2.3), kommt es in der Tierhaltung vor allem in den letzten Jahren durch den zunehmenden Gebrauch von Flüssigmistsystemen zu einem Anstieg der CH_4-Emissionen. Ebenso kam es bei den N_2O-Emissionen zu einem leichten Anstieg aufgrund von höheren Stickstoffausscheidungen des leistungsstärkeren Milchviehs und die indirekten N_2O-Emissionen durch Deposition von Ammoniakverlusten.

Düngung landwirtschaftlicher Böden (N_2O)

Mehr als die Hälfte (2020: 57,3 %) der gesamten N_2O-Emissionen Österreichs stammt aus dem Düngen landwirtschaftlich genutzter Böden. Umgerechnet in CO_2e beträgt der Anteil an den nationalen THG-Emissionen 2,7 % (28,8 % der Emissionen des Sektors Landwirtschaft). Die Emissionen ha-

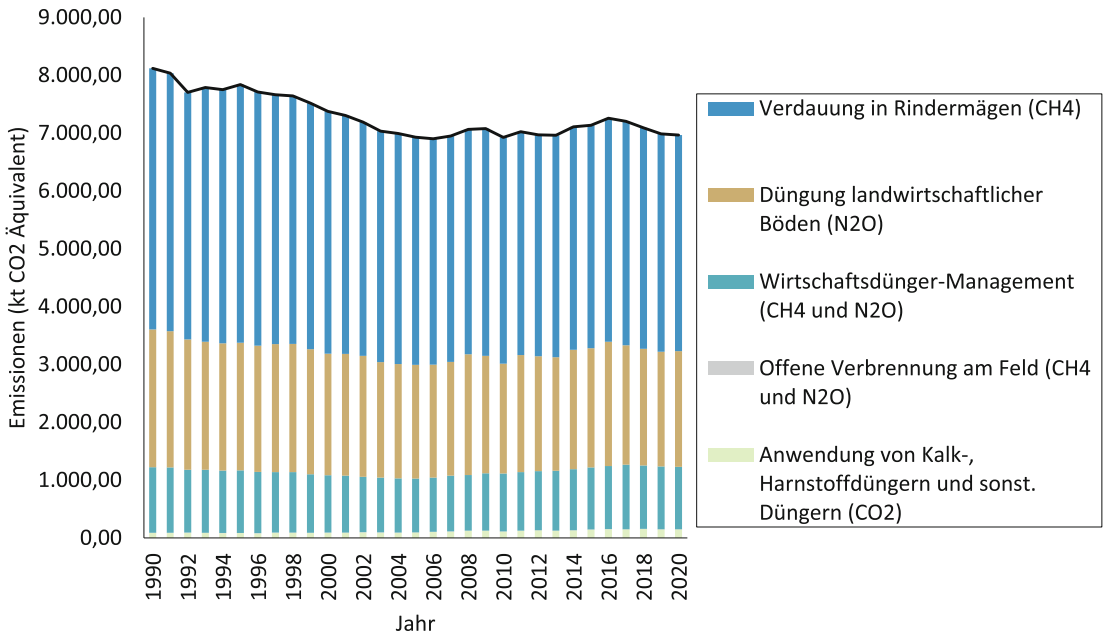


Abb. 2.2 Trend der Treibhausgasemissionen im Sektor Landwirtschaft Österreichs je Sub-Sektor 1990–2020 in kt CO_2-Äquivalenten (offene Verbrennung am Feld und Anwendung von Kalk- und Harnstoffdüngern haben einen sehr geringen Beitrag und sind daher kaum sichtbar). (Umweltbundesamt, 2022)

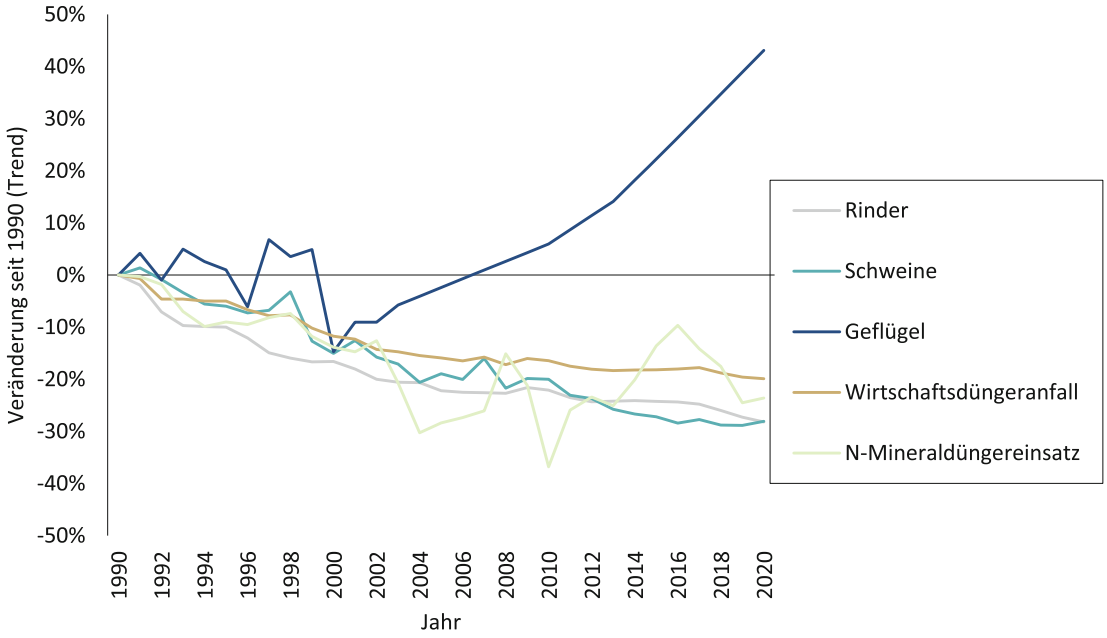


Abb. 2.3 Veränderung der wesentlichen Treiber für die Emissionen des Sektors Landwirtschaft seit 1990 (Rinder, Schweine, Geflügel, Wirtschaftsdüngeranfall, Stickstoff-Mineraldüngereinsatz). (Umweltbundesamt, 2022)

ben seit 1990 um 15,9 % abgenommen (Abb. 2.2), da die Düngemengen deutlich reduziert wurden (−23,6 % bei Mineraldünger, −19,9 % bei Wirtschaftsdünger, siehe Abb. 2.3).

Offene Verbrennung am Feld (CH_4 und N_2O)
Die offene Verbrennung von Pflanzenresten am Feld wird in Österreich nur mehr in Ausnahmefällen von den Bezirksverwaltungsbehörden genehmigt, entsprechend fallen nur marginale THG-Emissionen (CH_4 und N_2O) an (< 0,01 % der sektoralen THG-Emissionen).

Anwendung von Kalk- und Harnstoffdüngern (CO_2)
Die zunehmende Anwendung von Kalkdüngern führte in Österreich dazu, dass sich die CO_2-Emissionen aus der Kalkung seit 1990 stark erhöht haben (+73,7 %). Die Anwendung von Harnstoffdüngern hat sich in Österreich seit 1990 mehr als verfünffacht. Die CO_2-Emissionen aus Harnstoffdüngern stiegen seit 1990 um 155,7 %. Trotz dieses zunehmenden Trends sind die CO_2-Emissionen (98,9 kt aus Kalkdüngung und 24,5 kt aus Harnstoffdüngung im Jahr 2020) im Vergleich zu den CH_4- und N_2O-Emissionen dieses Sektors von untergeordneter Bedeutung (Abb. 2.2).

2.2.3.3 Emissionen und Senken des Sektors bzw. AFOLU-Bereichs Landnutzung, Landnutzungswechsel und Forstwirtschaft (LULUCF)

Der Sektor bzw. AFOLU-Bereich Landnutzung, Landnutzungswechsel und Forstwirtschaft, auch LULUCF genannt (engl. Abkürzung für Land Use, Land Use Change & Forestry) umfasst v. a. die Emissionen und Senken durch Kohlenstoffvorratsänderungen der Pools Biomasse, Totholz und Boden in den Landnutzungskategorien. Dazu kommt noch die Senke/Emission durch die Veränderung des Holzprodukte-Pools wie z. B. Zugang und Abgang von Schnittholz, Platte und Papier (wobei zur Berechnung unterschiedliche „Halbwertszeiten" der Produktbestände angenommen werden, das sind: 35 Jahre für Schnittholz, 25 Jahre für Platten und zwei Jahre für Papier; Referenzwerte aus IPCC, 2006). Die Landnutzungskategorien sind Wald, Ackerland, Grünland, Feuchtgebiete, Siedlungsraum[1] und Sonstiges Land[2]. Daneben gibt es noch Landnutzungswechselkategorien zwischen diesen – wenn eine Fläche einen Landnutzungswechsel erfährt, wird sie 20 Jahre in der entsprechenden Landnutzungswechselkategorie (z. B. Ackerland zu Siedlung oder Grünland zu Siedlung) geführt. Insgesamt deckt die Summe der Flächen aller Landnutzungskategorien das gesamte Staatsgebiet ab.

Der LULUCF-Sektor ist über den gesamten Zeitraum der THG-Inventur (seit 1990) eine Netto-THG-Senke (Abb. 2.4), wobei jedoch zu beachten ist, dass die für diesen Bericht zugrunde liegenden Ergebnisse des Nationalen Inventur-Berichts 2022 auf vorläufigen Mittelwerten für den Wald ab 2009 beruhen (Abb. 2.5) und mittlerweile mit Redaktionsschluss dieses Berichts mit dem Nationalen Inventur-Bericht 2023 konkrete Jahresergebnisse für diesen Zeitraum zur Verfügung stehen, die für einzelne Jahre ein abweichendes

[1] Gebäudeflächen, Gebäudenebenflächen versiegelt und unversiegelt, Verkehrsanlagen inkl. Verkehrsrandflächen versiegelt und unversiegelt, Parks, Gärten, Betriebsflächen, Abbauflächen, Halden und Deponien, Freizeitflächen, Friedhöfe.
[2] Unbewirtschaftete alpine Vegetationsgesellschaften, Fels- und Geröllflächen, Gletscher.

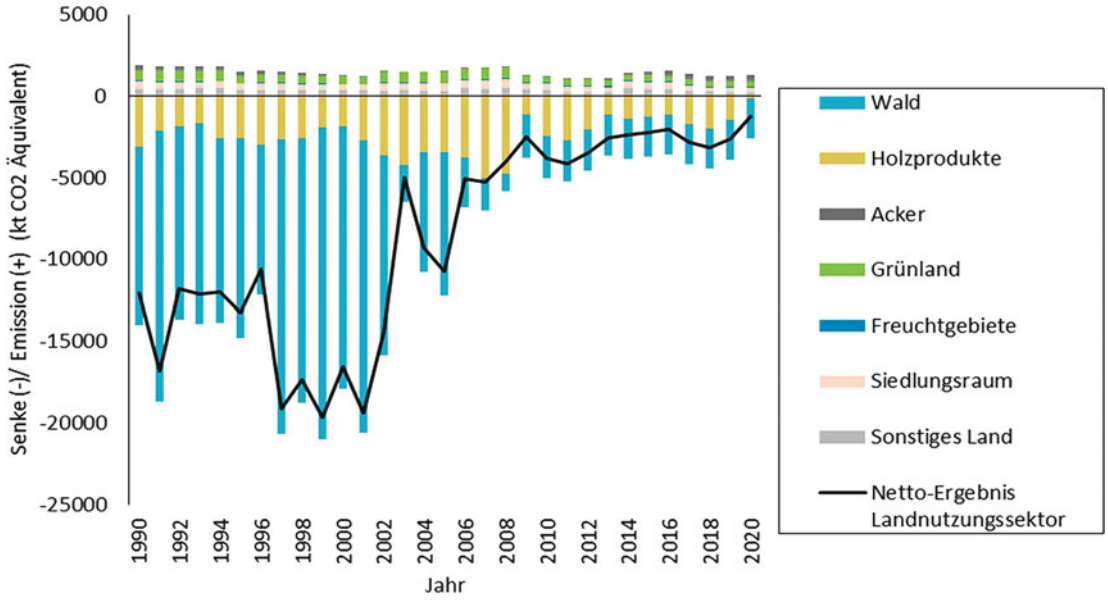


Abb. 2.4 Trend der Treibhausgasemissionen und Senken des Sektors LULUCF von 1990 bis 2020 in kt CO_2-Äquivalenten. (Umweltbundesamt, 2022)

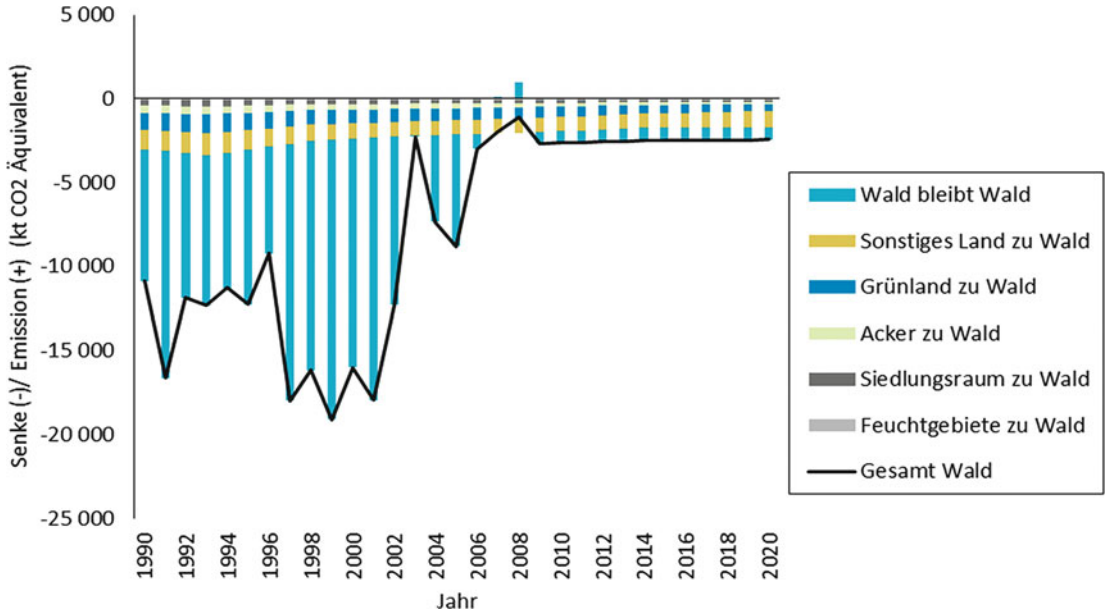


Abb. 2.5 Netto-Emissionen/-Senken in Wald ohne Landnutzungsänderung (Wald bleibt Wald) und Landnutzungsänderungen zu Wald, sowie die Gesamt-Netto-Änderung der Emissionen/Senken der Gesamtkategorie Wald von 1990 bis 2020 in kt CO_2-Äquivalenten. Der stagnierende Trend nach 2008 ist durch die Verwendung des Mittelwerts der ÖWI-Zwischenergebnisse 2016/18 für die Jahre danach bedingt, da Indizes zur Berechnung spezifischer jährlicher Biomassenänderungen erst nach Abschluss der ÖWI 2016/21 vorliegen werden – siehe Text. (Umweltbundesamt, 2022)

Bild dazu zeigen (Box 2.2). Das bedeutet, es wurde mehr CO_2 aus der Atmosphäre aufgenommen, als THGs emittiert wurden. Die Netto-THG-Senke betrug jährlich zwischen rd. −1.250 kt (2020) und −19.000 kt CO_2e (1990), was zwischen rd. 2 und 25 % der Gesamtemissionen Österreichs entspricht (zur Unsicherheit dieser Zahlen siehe Abschn. 2.2.3.1). Die maßgeblichen Beiträge zur Senkenleistung liefern dabei die Biomasseveränderungen im Wald und die Vorratszunahmen der Holzprodukte. Die Abnahme der LULUCF-Netto-Senke in den 2000er-Jahren ist in erster Linie von einer Zunahme der Holznutzungen in Österreichs Wald bestimmt. Die anderen Landnutzungskategorien sind mit Ausnahme von Ackerland über den gesamten Zeitraum Netto-THG-Emissionsquellen und eine Größenordnung kleiner als der Waldbeitrag.

Box 2.2 Aktualisierung der Treibhausgasbilanz 1990–2021 des Landnutzungssektors aufgrund der Ergebnisse der aktuellen Treibhausgasinventur (Umweltbundesamt, 2023)

Zu Redaktionsschluss des Berichts wurde eine aktuelle THG-Inventur (Umweltbundesamt, 2023) veröffentlicht, die abweichende Ergebnisse zu den in diesem Bericht dargestellten Ergebnissen (basierend auf der THG-Inventur 2021; Umweltbundesamt, 2022) für den Landnutzungssektor (LULUCF) bringt. Diese Abweichungen werden in dieser Box und Abb. 2.6 kurz vorgestellt.

In der aktuellen österreichischen THG-Bilanz 1990–2021 (Umweltbundesamt, 2023) tritt im Vergleich zu den früheren Berichten eine bemerkenswerte Änderung im Sektor LULUCF auf. Nach 27 Berichtsjahren wird der österreichische Wald und somit auch der Sektor LULUCF in den Jahren 2018 und 2019 erstmals als Quelle des Treibhausgases CO_2 identifiziert, nachdem der LULUCF-Sektor zuvor jährlich zwischen 5 und 30 % der THG-Emissionen Österreichs aufgenommen hat. Die Senke war in den 1990er-Jahren groß, da die jährliche Biomassenutzung im Wald weit geringer war als der Zuwachs. Danach wurde durch verstärkten Einschlag (teilweise aufgrund von Kalamitäten, die im Schnitt 37 % [18–64 %] der Gesamternte zwischen 2004 und 2019 ausmachten) und Rückgang des Zuwachses die THG-Senke des Waldsektors kleiner. Dieser allgemeine Trend ist in beiden Berechnungen beobachtbar, allerdings ergeben sich maßgebliche Veränderungen.

Wesentliche Änderungen:

- Die LULUCF-Senke ist durch das Update, besonders in der Periode 2003–2017, deutlich größer als in der älteren Version, während sie für 1990–94 und 2017–19 im 5-jährigen Mittel sehr nahe an der mit der früheren Version errechneten Senke liegt.
- Die LULUCF-Flüsse zeigen durch das Update deutlich größere jährliche Schwankungen. Die Amplitude nimmt im Zeitverlauf zu und beträgt rund 10 Mio. t CO_2/Jahr am Anfang (bis 2000) und 15 Mio. t CO_2/Jahr am Ende der Periode (ab 2000).

Das aktuelle Bild der THG-Bilanz im LULUCF-Sektor kommt aus mehreren methodischen Verbesserungen zustande:

- Ereignisse im Wald: In den Jahren 2018 und 2019 hat der Holzzuwachs in Österreich deutlich abgenommen, da (i) die Wälder in vielen Regionen unter Trockenheit gelitten haben und weniger produktiv waren als in der Vergangenheit, und (ii) in vielen Regionen Waldbestände aufgrund von Sturm- und Borkenkäferschäden geerntet werden mussten. Die Schadholzernten machten in diesen Jahren bis zu 50 % der Gesamtnutzung aus. Außerdem haben die hohen Temperaturen den Abbau von Kohlenstoff im Boden beschleunigt.
- Verbesserung der Datenlage: Für den Emissionsbericht lagen die Daten der Waldinventur 2016/21 vor. Darin lagen die aktuellsten Daten über den österreichischen Wald vor. Die hohe Variation der Quellen- und Senkenwirkung des Waldes zwischen den Jahren ergibt sich aus der erstmals vorgelegten Zerlegung der Zuwachs- und Nutzungsdaten in jährliche Daten auch für den Zeitraum ab 2009 (wie für die Periode davor). Daher werden Unterschiede zwischen den Jahren deutlich, die bisher in gleitenden Mitteln für den Zeitraum ab 2009 geglättet dargestellt wurden (vgl. Abb. 2.6).
- Erstmals wurden Informationen zum „Schutzwald außer Ertrag“ (16 % der Waldfläche Österreichs) des Wald-C-Vorrats in die Inventur integriert.
- Verbesserung der Modellierung des Waldbodenkohlenstoffes. Es wurde eine neue Version des Simulationsmodells Yasso verwendet und die Spin-up-Prozedur wurde neu aufgesetzt. Durch den Bericht von Jahreswerten anstelle der Mittelwerte über Perioden wird erstmals auch für den Waldboden die jährliche Variation aufgrund meteorologischer Einflüsse, Streufall und Schlagresten dargestellt. Die Unsicherheit der Boden-C-Flusses ist groß, (Abschn. 2.2.3.1), konnte aber aufgrund der aktuellen methodischen Verbesserungen und auf Basis eines Vergleichs mit gemessenen Waldbodenkohlenstoffveränderungen für idente Plots auf unter ein Drittel gegenüber früheren Schätzungen verringert werden.
- Für die größere Senke zeichnen besonders die Bodenkohlenstoffflüsse verantwortlich, während die Biomasseflüsse tendenziell nur zu Schwankungen, die sich im längerjährigen Mittel ausgleichen, führen. Der Schutzwald außer Ertrag spielt kaum eine Rolle.

Geändert haben sich in der neuen THG-Inventur die Zahlen für die Subkategorie Wald des LULUCF-Sektors. Alle anderen Subkategorien sind weitgehend gleich geblieben. Die aktuellen Zahlen haben aufgrund aktuellerer, zugrunde liegender Daten (v. a. für die Zeit ab 2009) und verbesserter Methoden (Waldbo-

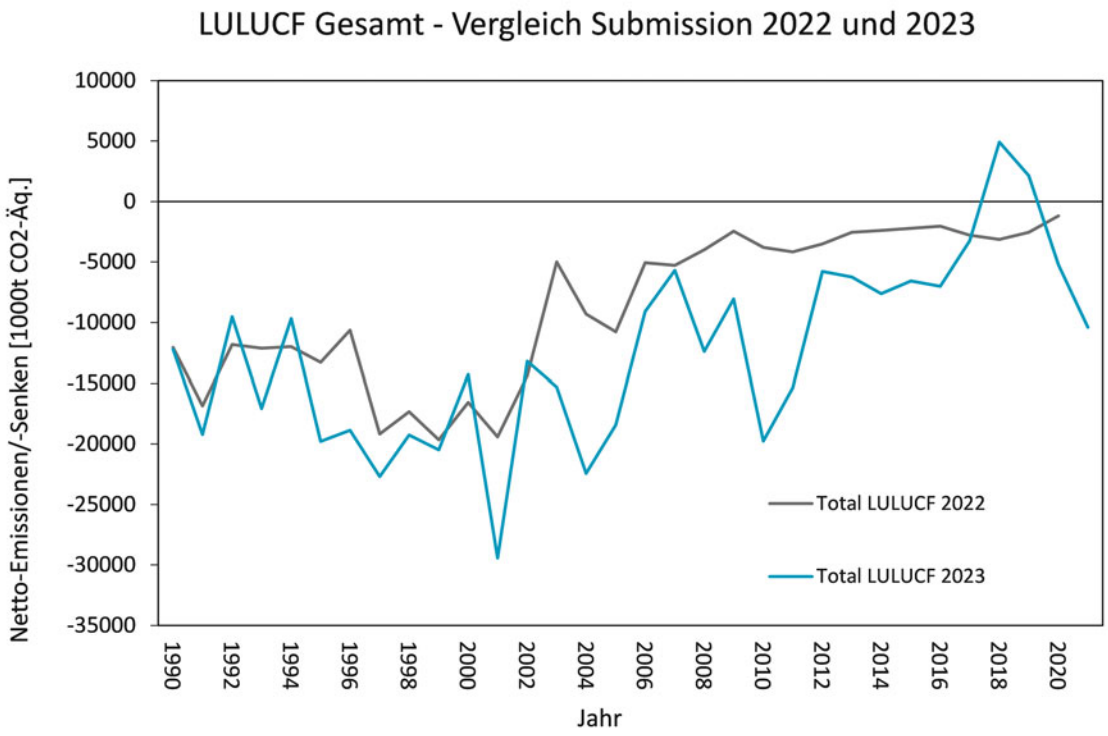


Abb. 2.6 Zeitliche Entwicklung der Treibhausgasquellen und -senken im Sektor Land Use Land Use Change Forestry (LULUCF) gemäß der österreichischen Treibhausgasinventur, Submission 2022 und 2023 (mit veränderter Methodik)

den) eine höhere Konfidenz für die Wald- und Gesamt-LULUCF-Ergebnisse als die Zahlen der letzten THG-Inventur, die in Kap. 2 dargestellt wurden. Die prinzipiellen Aussagen im Kapitel ändern sich dadurch nicht, werden aber durch den nachfolgenden, erstmaligen Aspekt erweitert:

Die Emissionen aus dem LULUCF–Sektor in 2018 und 2019 sind auf Biomasse-Zuwachseinbruch in 2018 und 2019 und höhere notwendige Nutzungen durch Kalamitäten in diesen beiden Jahren zurückzuführen, beide Effekte stehen mit der Trockenheit in diesen Jahren in Zusammenhang. Hohe Netto-Emissionen aus dem Wald aufgrund von Kalamitäten werden für diese beiden Jahre auch aus Tschechien in dessen THG-Inventur berichtet (Czech Hydrometeorological Institute, 2022).

Die jährlichen Schwankungen werden durch die Änderung von Landnutzungen, durch unterschiedliche Witterungsbedingungen (z. B. Trockenheit, Stürme), Auftreten von Schädlingen und die Nachfrage nach Rohstoffen (insbesondere von Holz) beeinflusst. All diese Faktoren haben einen Einfluss auf die Kohlenstoffpools und führen dort entweder zu einem Kohlenstoffauf- oder -abbau, welcher dann als Senke oder Emission bilanziert wird (Umweltbundesamt, 2022). Trends in den einzelnen Landnutzungskategorien werden in den nächsten Abschnitten detailliert beschrieben.

Wald, Holzprodukte, Entwaldung, Neubewaldung

Der Wald bedeckt knapp 48 % der österreichischen Bundesfläche (Russ, 2019) und ist derzeit die größte THG-Senke in Österreich [robuste Evidenz]. Der österreichische Wald wird seit 1990, also im ganzen Berichtszeitraum, in der THG-Inventur als Netto-Senke bilanziert (Umweltbundesamt, 2022), wobei jedoch zu beachten ist, dass die für diesen Bericht zugrunde liegenden Ergebnisse des Nationalen Inventur-Berichts 2022 auf vorläufigen Mittelwerten für den Wald ab 2009 beruhen (Abb. 2.5) und mittlerweile mit Redaktionsschluss dieses Berichts mit dem Nationalen Inventur-Bericht 2023 konkrete Jahresergebnisse für diesen Zeitraum zur Verfügung stehen, die für einzelne Jahre ein abweichendes Bild dazu zeigen (Box 2.2). Berechnungen für den Zeitraum ab vorhandenen Waldinventuren (ab 1960) belegen eine Senke bereits seit 1960 (Umweltbundesamt, 2000), in Abschn. 2.2.2 werden sogar längerfristige Senkentrends in Österreichs Wald berichtet. Die Netto-Emissionen/Senken schwankten seit 1990 zwischen −19.083 (1999) und −1058 (2008) kt CO_2e pro Jahr (Abb. 2.5.; Box 1.1). Bestimmend für diesen Trend sind v. a. die Kohlenstoffveränderungen in der Biomasse im bestehenden Wald, also Kohlenstoffflüsse auf der Waldfläche, die im Zeitverlauf immer Wald

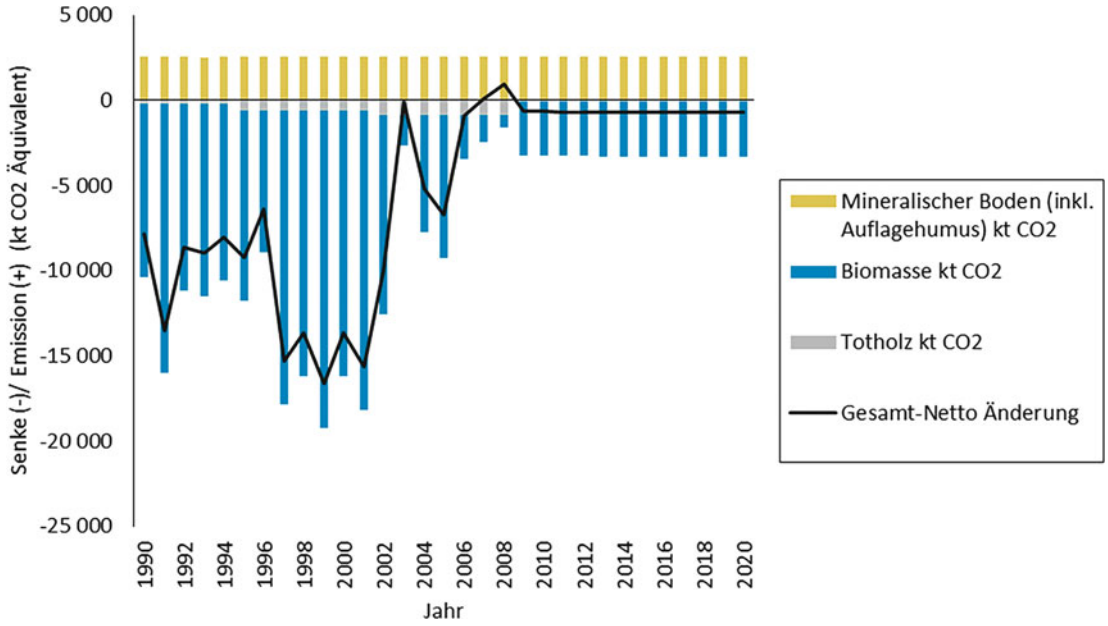


Abb. 2.7 Netto-Emissionen/-Senken in den verschiedenen Kohlenstoffpools sowie die Gesamt-Netto-Änderung der Emissionen/Senken im bestehenden Wald (Wald ohne Landnutzungsänderungen) von 1990 bis 2020 in kt CO_2-Äquivalenten. Der stagnierende Trend nach 2008 ist durch die Verwendung des Mittelwerts der ÖWI-Zwischenergebnisses 2016/18 für die Jahre danach bedingt, da Indizes zur Berechnung spezifischer jährlicher Biomassenänderungen erst nach Abschluss der ÖWI 2016/21 vorliegen werden – siehe Text. (Umweltbundesamt, 2022)

geblieben ist (und nicht die Ausweitung von Waldflächen; Umweltbundesamt, 2022). Diese Ergebnisse repräsentieren den Ertragswald, da für den „Schutzwald außer Ertrag" (rd. 15 % des österreichischen Waldes; Russ, 2019) bisher keine Waldinventurdaten für die Berechnung der Kohlenstoffveränderung vorliegen (Box 2.2).

Die Senken aus der Biomasse schwanken aufgrund der von Jahr zu Jahr unterschiedlichen Zuwächse und Abgänge in der Waldbiomasse (Abb. 2.7). Zuwächse und Abgänge sind von Faktoren wie Wetterbedingungen, Holzeinschlag, selbst Funktion von Holznachfrage und -preisdynamiken sowie Windwürfen oder anderen Kalamitäten abhängig. So gab es beispielsweise im Jahr 2003 einen trockenheitsbedingten, sehr geringen Biomassezuwachses und 2007/2008 eine hohe Holznutzung (bedingt auch durch Kalamitäten). Letztere hat dazu geführt, dass in diesen beiden Jahren das Gesamtergebnis für Wald bleibt Wald (ohne Landnutzungsänderung) zu einer Netto-Emission wird.

Die hier dargestellten Werte des LULUCF-Subsektors Wald des Nationalen Inventur-Berichts 2022 sind seit 2009 aus methodischen Gründen relativ konstant: Die letzte komplette verfügbare Waldinventur für den Nationalen Inventur-Bericht 2022 war jene von 2007 bis 2009, daher wurden die Mittelwerte (vorläufige Werte zu Zuwachs, Nutzung und Totholz auf Basis von Zwischenergebnissen 2016/18 der aktuellen Waldinventur 2016/21) nach 2008 verwendet. Mittlerweile, mit Redaktionsschluss dieses Berichts, stehen mit dem Nationalen Inventur-Bericht 2023 auch aktuelle und konkrete Jahresergebnisse für den Zeitraum ab 2009 auf Basis der Waldinventur 2016/21 zur Verfügung (Box 2.2). Die Zwischenergebnisse der aktuellen Waldinventur (Gschwandtner, 2019) zeigen Folgendes: Die mittlere jährliche Nutzung im österreichischen Wald in der ÖWI 2007/09 betrug 25,9 Mio. Vfm. (Vorratsfestmeter) und 26,2 Mio. Vfm. gemäß Zwischenergebnis ÖWI 2016/21, der mittlere jährliche Zuwachs in der ÖWI 2007/09 betrug 30,3 Mio. Vfm und 29,7 Mio. Vfm. gemäß Zwischenergebnis ÖWI 2016/21 (BFW, 2019). Demnach war die Netto-Senke in der Waldbiomasse in der aktuellen Beobachtungsperiode – als Folge der Steigerung der durchschnittlichen Holzeinschlagsrate (Verhältnis von Nutzung zu Zuwachs) von 85 % auf 88 % – geringer als in der Beobachtungsperiode der ÖWI 2007/08 davor [hohe Konfidenz], in etwa um 20 % [mittlere Konfidenz].

Stehendes Totholz stellt eine Kohlenstoffsenke in der Subkategorie „Wald bleibt Wald" dar. Der Trend seit 1990 zeigt eine stetige Zunahme des Netto-Kohlenstoffaufbaus durch Totholz im Wald (zwischen −89 und −844 kt CO_2e/Jahr). Dieser Kohlenstoffpool leistet im Vergleich zu Biomasse und Boden nur einen kleinen Betrag zum Netto-Gesamtergebnis.

Der Waldboden inklusive Auflagehumus stellt im Nationalen Inventur-Bericht 2022 gemäß den zugrunde liegenden früheren Modellierungsergebnissen eine Netto-Emissionsquelle mit durchschnittlichen Emissionen von ca. 2.600 kt CO_2/Jahr dar, die Unsicherheit dieses Modellierungsergebnisses ist aber sehr hoch (Abschn. 2.2.3.1), sodass unsicher ist, ob der Waldboden derzeit eine THG-Senke oder -Quelle ist. Mittlerweile wurden für den Nationalen Inventur-Bericht 2023, der zu Redaktionsschluss dieses Berichts fertiggestellt wurde, die Waldbodenmodellierungen methodisch deutlich verbessert und deren Unsicherheit durch Abgleich mit Mess-

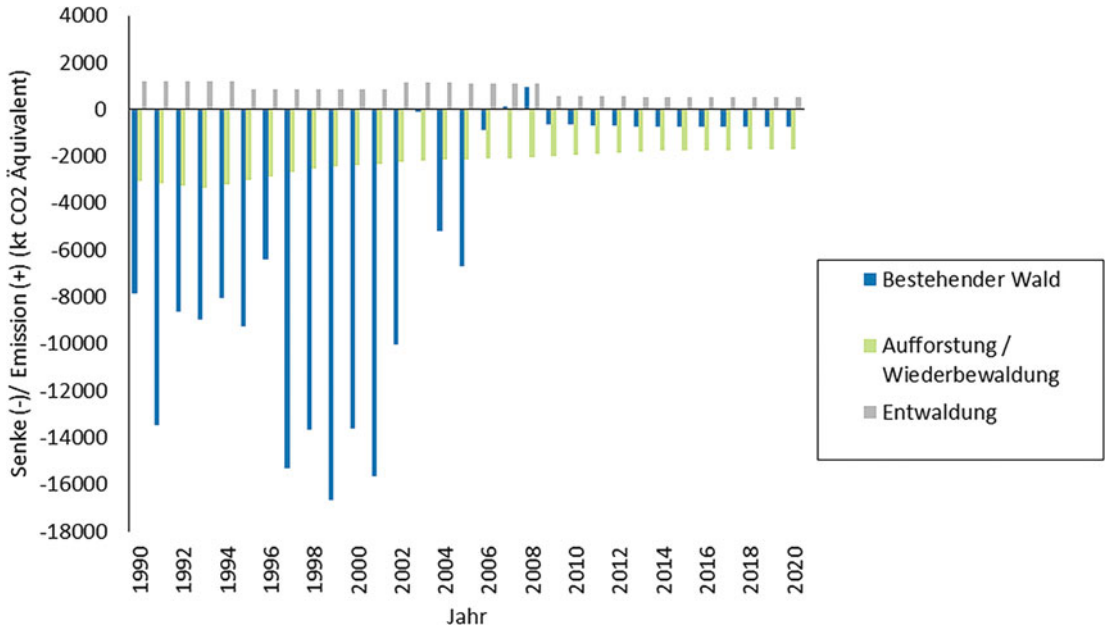


Abb. 2.8 Netto-Emissionen/Senken durch bestehendem Wald, Landnutzungswechsel zu/von Wald (Neubewaldung und Entwaldung) im Vergleich. Der stagnierende Trend nach 2008 ist durch die Verwendung des Mittelwerts der ÖWI-Zwischenergebnisse 2016/18 für die Jahre danach bedingt, da Indizes zur Berechnung spezifischer jährlicher Biomassenänderungen erst nach Abschluss der ÖWI 2016/21 vorliegen werden – siehe Text und Box 2.2. (Umweltbundesamt, 2022)

werten für idente Waldinventurpunkte deutlich verringert. Über den gesamten Beobachtungszeitraum ergibt sich nunmehr im Mittel eine Netto-Kohlenstoffsenke mit deutlichen jährlichen Schwankungen, die Veränderung ist aber nach wie vor nicht signifikant von null verschieden (Box 2.2).

Neben dem bestehenden Wald („Wald bleibt Wald") stellen auch Landnutzungsänderungen zu Wald (Neubewaldung) eine Senke dar, und zwar zwischen −1.717 und −3.370 kt CO_2e (Abb. 2.8). Den größten Beitrag liefern dazu Landnutzungsänderungen von Sonstigem Land zu Wald (−921 kt CO_2e in 2020) und von Grünland zu Wald (−424 kt CO_2e in 2020). Der Beitrag von Flächenveränderungen von Grünland zu Wald war in den frühen 1990er-Jahren noch größer und betrug bis zu −1.000 kt CO_2e/Jahr. Gründe dafür sind v. a. die Aufgabe der Bewirtschaftung von Grünland, insbesondere in höheren Lagen, wie z. B. auf Almflächen. Auch der Anstieg der Waldgrenze führt zu einer Zunahme der Waldfläche in höheren Lagen (Grünland oder Sonstiges Land). Gemäß den Ergebnissen der österreichischen Waldinventuren entfallen mehr als 50 % der Landnutzungswechsel zu Wald auf Grünland, und ein Viertel bis ein Drittel auf Sonstiges Land (BFW, 2011). Landnutzungsänderungen zu Wald sind flächenmäßig größer als Landnutzungswechsel von Wald, weshalb die Waldfläche Österreichs nun bereits seit Jahrzehnten stetig wächst (Abschn. 1.2.3, Abb. 1.5).

Im Gegensatz zum bestehenden Wald und zur Neubewaldung führt die Entwaldung (Landnutzungsänderung von Wald zu einer anderen Landnutzungsform) in Österreich zu Netto-Emissionen über die gesamte Periode der THG-Bilanz von 1990 bis 2020. Das Ausmaß der Emissionen beträgt zwischen 500 kt CO_2e/Jahr (2020) und 1.213 kt CO_2e/Jahr (1994) und zeigt eine Abnahme. Die meisten Landnutzungsänderungen finden von Wald zu Grünland, zu Sonstigem Land und zu Siedlungsraum statt. In den letzten Jahren war auch eine Zunahme von Landnutzungsänderungen von Wald zu Feuchtgebieten zu verzeichnen. Die Emissionen aus der Entwaldung werden gemäß den IPCC-Regeln der Treibhausgasbilanzierung nicht der Kategorie Wald zugeordnet, sondern der jeweiligen Zielkategorie, in welche der Wald umgewandelt wird.

Die Kategorie der Holzprodukte (Harvested Wood Products – HWP) ist die zweitwichtigste Senke in Österreich, bezieht sich auf in Österreich produzierte Holzprodukte aus heimischem Einschlag und trägt jährlich zu einer Netto-Emissionsreduktion zwischen −173 (2020) und −5.045 kt CO_2/Jahr (2007) bei. Die Holzprodukte werden in drei Produktgruppen unterteilt, Schnittholz (Laub- und Nadelschnittholz), Holzplatten (Span- und Faserplatten), Papier und Pappe. Die höchsten Kohlenstoffzu- und -abflüsse zu den HWP-Vorräten werden dabei von Schnittholz verzeichnet, gefolgt von Papier/Pappe (Abb. 2.9).

Die Netto-Senke ist v. a. auf Schnittholz und Platten zurückzuführen, der Beitrag von Papier ist gering. Die Produktion der drei HWP-Gruppen auf Basis von heimischem Einschlag verzeichnet einen kontinuierlichen Anstieg seit den 1960er-Jahren (Abb. 2.10). Aufgrund des wirtschaftlichen Abschwungs durch die Finanzkrise 2008 fiel die Produktion auf Basis von heimischem Einschlag deutlich ab

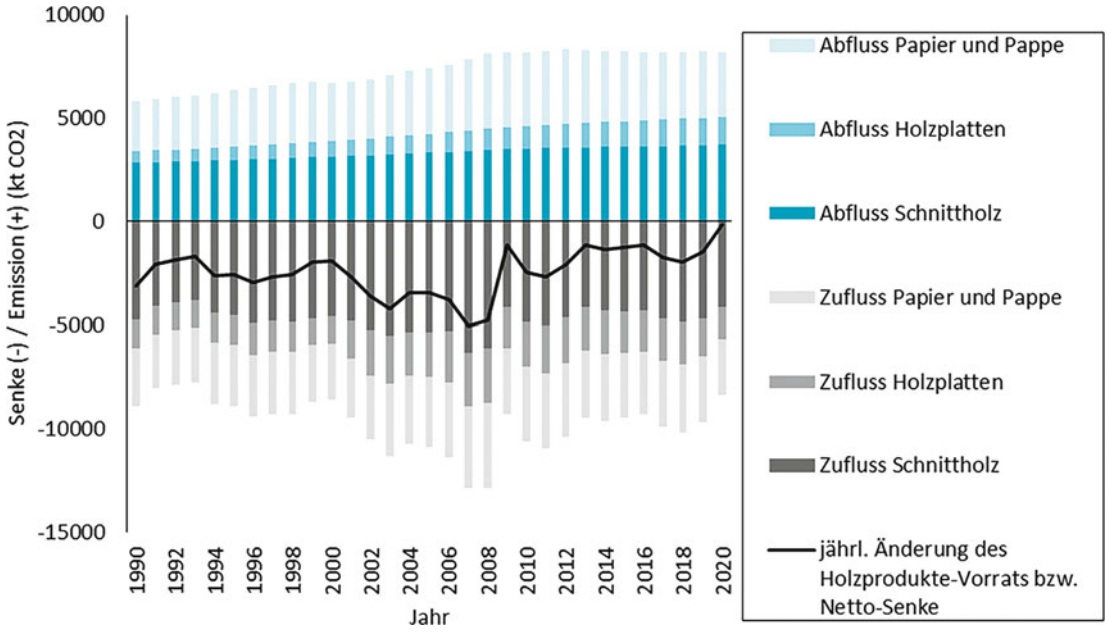


Abb. 2.9 Jährliche Kohlenstoffzu- und -abflüsse der Holzprodukte-Gruppen und jährliches Gesamtergebnis (Änderung des Holzprodukte-Vorrats bzw. Netto-Senke) in kt CO_2 von 1990 bis 2020. (Umweltbundesamt, 2022)

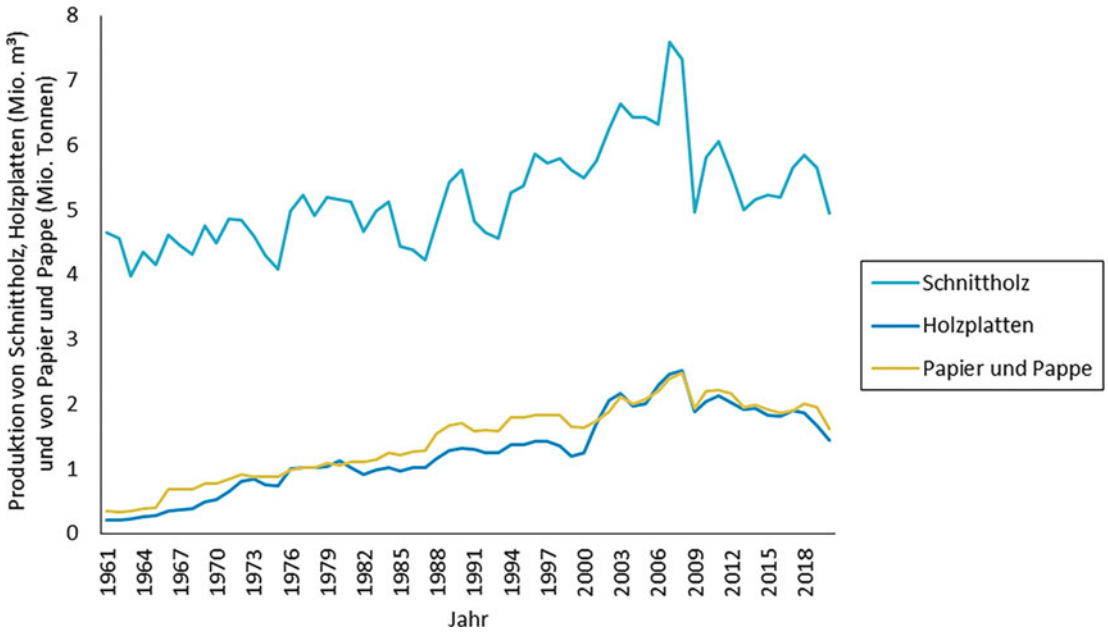


Abb. 2.10 Jährliche Produktion von Schnittholz (in Mio. m^3), Holzplatten (in Mio. m^3), Papier und Pappe (in Mio. t) bezogen auf den heimischen Einschlag. (Umweltbundesamt, 2022)

und blieb seitdem konstant unterhalb des Niveaus von 2008. Auch das Jahr 2020 zeigt eine deutlichen Rückgang der HWP-Produktion auf Basis von heimischem Einschlag und einen entsprechenden Rückgang der HWP-Senke (Abb. 2.9 und 2.10), der bedingt durch den erhöhten Anfall und Verfügbarkeit von Kalamitätsholz (v. a. in Nachbarländern), damit einhergehend mit Holzpreisverfall und lt. Holzeinschlagsmeldungen des BMLRT dadurch mit geringeren entsprechenden Holznutzungen in Österreich in 2020 gekoppelt ist.

LULUCF – Ackerland und Grünland

Die Kategorie Ackerland wird für die THG-Bilanz aufgeteilt in einjähriges Ackerland und Dauerkulturen. Die gesamte Kategorie Ackerland (inkl. Landnutzungsänderungen zu Ackerland) war in den 1990er-Jahren eine Netto-Emissionsquelle (Abb. 2.11). In den Jahren 2003 und 2004 wurde Ackerland eine Netto-Senke und ist seitdem wieder eine Netto-Emissionsquelle. Die Emissionen/Senken reichen von −3 bis 407 kt CO_2e. Die Emissionen werden hauptsächlich

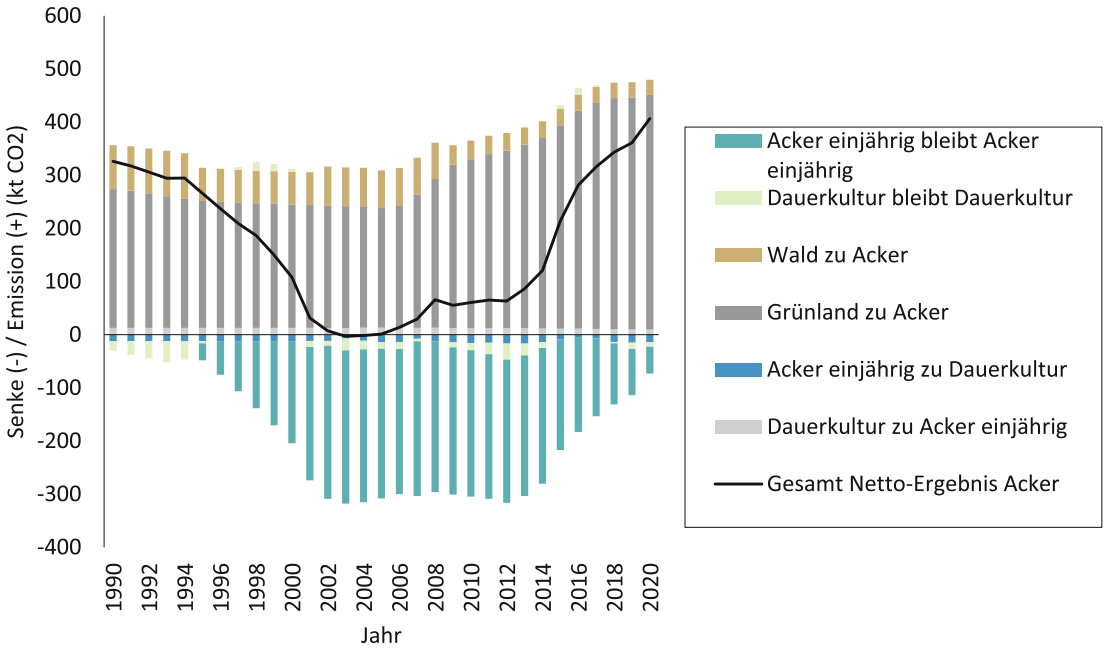


Abb. 2.11 Netto-Emissionen/-Senken in Acker ohne Landnutzungsänderung (Acker bleibt Acker) und Landnutzungsänderungen zu Acker, sowie die Gesamt-Netto-Änderung der Emissionen/Senken der Gesamtkategorie Acker von 1990 bis 2020 in kt CO_2-Äquivalenten. (Umweltbundesamt, 2022)

durch Landnutzungsänderungen von Grünland und Wald zu Ackerland verursacht.

Dass das Ackerland in den Jahren 2003 und 2004 zu einer Netto-Senke wurde, ist v. a. auf den vermehrten Aufbau von Kohlenstoff im Boden von bestehendem einjährigem Ackerland ohne Landnutzungsänderungen (Acker bleibt Acker) zurückzuführen. Diese in der THG-Inventur geschätzte Zunahme des Humusvorrats im Ackerboden wurde durch Messungen der AGES bestätigt (Umweltbundesamt, 2019c). Von den klimaschutzbezogenen Maßnahmen für die Landwirtschaft des Agrar-Umweltprogramm ÖPUL (Verzicht auf Mineraldünger, Mulch- und Direktsaat, umweltgerechte Bewirtschaftung, biologische Bewirtschaftung, Begrünungsmaßnahmen) führen insbesondere die Zwischenbegrünungen zur Zunahme des Humus (siehe auch Abschn. 2.5.1 und 5.1.1.1). Diese Zunahme des Humus in den Ackerböden, bedingt durch die Einführung des ÖPUL-Programms ab 1996, hatte eine positive Entwicklung der THG-Bilanz des Ackerlands zur Folge (Abb. 2.11). Die starke Zunahme der Emissionen seit 2015 resultierte aufgrund der Abschreibungsdauer der Kohlenstoffänderungen im Boden von 20 Jahren (gemäß den Inventurrichtlinien des IPCC). Nach Einführung einer Maßnahme wird in diesem Fall der Netto-Kohlenstoffaufbau für die folgenden 20 Jahre als Senke bilanziert, anschließend wird bei gleichbleibender Bewirtschaftung ein Gleichgewicht des Bodenkohlenstoffs unterstellt und daher keine weiteren Kohlenstoffänderungen berechnet.

Kohlenstoffänderungen in bestehenden Dauerkulturen (ohne Landnutzungsänderungen) sind im Durchschnitt über den Zeitraum 1990–2020 eine geringe Netto-Senke (rund −10 kt CO_2e/Jahr) und machen nur einen geringen Teil an der Kategorie Acker bleibt Acker aus. Wechsel zwischen einjährigem Acker und Dauerkulturen werden ebenfalls bilanziert und waren je nach Richtung aufgrund der Kohlenstoffänderungen in der Biomasse eine Netto-Senke (einjähriger Acker zu Dauerkultur) oder Netto-Emissionsquelle (Dauerkultur zu einjährigem Acker) und betrugen im Durchschnitt ± 12 kt CO_2e zwischen 1990 und 2020.

Grünland ist über die gesamte Zeitreihe von 1990 bis 2020 eine Netto-Emissionsquelle im Ausmaß von 329 bis 680 kt CO_2e (Abb. 2.12). Diese Emissionen entstehen hauptsächlich aus bewirtschafteten organischen Böden in Grünland und durch Landnutzungsänderungen von Wald zu Grünland von im Durchschnitt jährlich 1400 ha. Die Emissionen aus bewirtschafteten organischen Böden sind über die Zeitreihe als konstant angenommen, somit auch der Trend von Grünland bleibt Grünland. Auf Grundlage des Österreichischen Bodeninformationssystems (BORIS) wurde eine konstante Fläche von 12.954 ha an organischen Böden im Grünland berechnet, für die angenommen wurde, dass sie drainiert ist. Netto-Emissionen wurden sowohl für CO_2 aus Kohlenstoffänderungen wie für CH_4 und N_2O aus Drainagen berichtet. Das Wissen um das Ausmaß, die Bewirtschaftung und die Emission aus organischen Böden ist in Österreich ungenügend (Abschn. 2.4.1), die derart berechneten Emissionen sind somit mit großer Unsicherheit behaftet.

LULUCF – Siedlungsraum

In der Kategorie Siedlungsraum werden Kohlenstoffänderungen, die im Zuge von Landnutzungsänderungen zu Sied-

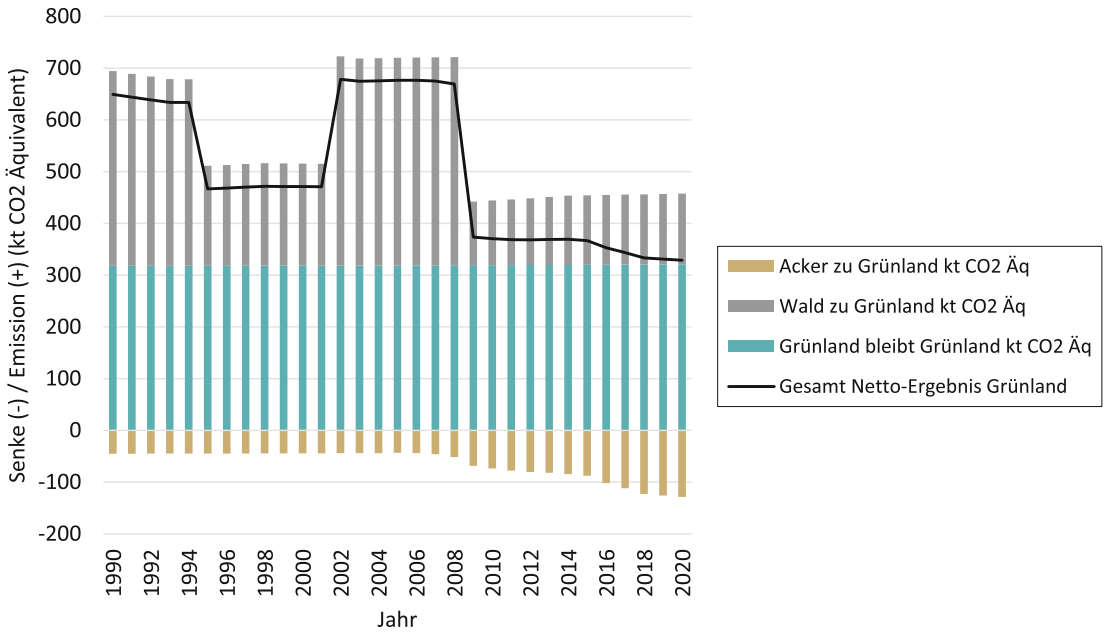


Abb. 2.12 Netto-Emissionen/-Senken in Grünland ohne Landnutzungsänderung (Grünland bleibt Grünland), Landnutzungsänderungen zu Grünland, sowie die Gesamt-Netto-Änderung der Emissionen/Senken der Kategorie Grünland von 1990 bis 2020 in kt CO_2-Äquivalenten. (Umweltbundesamt, 2022)

lungsraum entstehen (also in den ersten 20 Jahren nach Landnutzungswechsel), bilanziert. Für den bleibenden Siedlungsraum (ohne Landnutzungsänderungen) wird angenommen, dass keine Kohlenstoffänderungen stattfinden, v. a., weil die Datenlage über die Veränderungen der Kohlenstoffpools (insbesondere Biomasse und Boden) im Siedlungsraum in Österreich derzeit unzureichend ist und auch die IPCC Guidelines keine entsprechende Methode anbieten. Zeitreihen über die letzten Jahrzehnte zur Zusammensetzung des Siedlungsraumes in Subkategorien auf Basis von Daten des Bundesamts für Eich- und Vermessungswesen (BEV) zeigen allerdings einen relativ konstanten Anteil an unversiegelter Fläche im Siedlungsraum Österreichs von durchschnittlich 56,5 % (Umweltbundesamt, 2022).

Der Siedlungsraum nahm in den letzten Jahrzehnten flächenmäßig laufend zu, v. a. auf Kosten von Acker- und Grünland und Wald (siehe dazu auch Kap. 1, 3, 5, 6 und 7). Die jährlichen Netto-Emissionen aus der Umwandlung zu Siedlungsraum schwanken seit 1990 zwischen 226 und 540 kt CO_2e jährlich (Abb. 2.13). Der stufenartige Trend der Emissionen aus Waldumwandlung reflektiert die periodischen Erhebungen des Landnutzungswechsels in der österreichischen Waldinventur, die die Hauptdatenquelle für diese Landnutzungsänderung ist.

LULUCF – Feuchtgebiete und Sonstiges Land

Für Feuchtgebiete und Sonstiges Land liegen, bedingt durch Mangel an robusten, national anwendbaren Methoden und Daten in den IPCC Guidelines und in der wissenschaftlichen Literatur, keine Berechnungen für die verbleibenden Kategorien „ohne Landnutzungswechsel“ vor, etwa für die artifiziell hergestellten Oberflächengewässer. In Abschn. 2.4.2 finden sich allgemeine globale Betrachtungen zur Rolle von Binnengewässern in der THG-Bilanz.[3] Für ungestörte Moore ohne Management sind gemäß den Vorgaben der THG-Inventur (Abschn. 2.2.3.1) keine Emissionen oder Senken zu rechnen. Land- und forstwirtschaftlich bewirtschaftete Moore werden in den jeweiligen Landnutzungskategorien behandelt (Abschn. 2.2.3.2). Es gibt daher national nur Emissionsschätzungen für die Landnutzungswechsel zu Oberflächengewässern und zu Sonstigem Land im Rahmen der nationalen THG-Inventur. Diese Schätzungen sind unvollständig und mit großen Unsicherheiten behaftet. Die Flächen beider Landnutzungsarten nahmen von 1990 bis 2020 zu (Abschn. 1.2.3; 1.2.4) und repräsentieren Emissionsquellen im Ausmaß von 30 bis 101 kt CO_2e (Landnutzungswechsel zu Oberflächengewässer) bzw. 250–521 kt CO_2e (Sonstiges Land, Abb. 2.4).

[3] Die allgemeinen Ausführungen in Abschn. 2.4.2 zu den THG-Emissionen/Senken in aquatischen Ökosystemen beleuchten die Sachlage generalisierend, sind jedoch nicht auf österreichische Verhältnisse umlegbar und entsprechen v. a. nicht der Logik der THG-Inventur unter UNFCCC, worunter nur Emissionsquellen unter Management zu berichten sind und nicht etwa Grundwassersysteme, natürliche Seen etc.

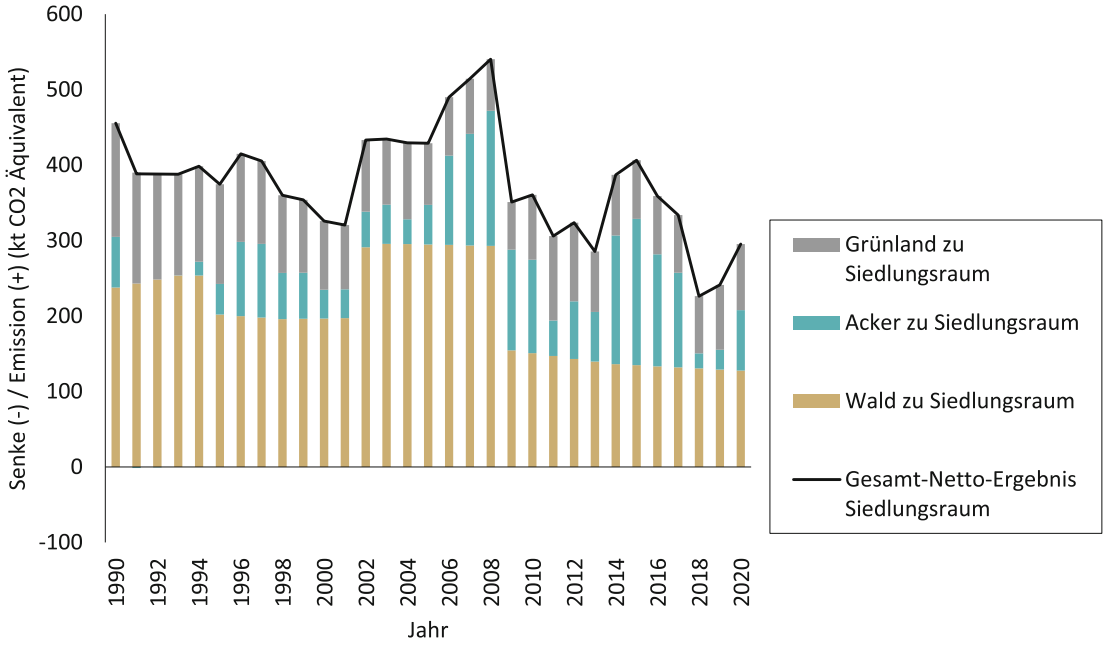


Abb. 2.13 Netto-Emissionen/-Senken durch Landnutzungsänderungen zu Siedlungsraum, sowie die Gesamt-Netto-Änderung der Emissionen/Senken der Gesamtkategorie Siedlungsraum von 1990 bis 2020 in kt CO_2-Äquivalenten. (Umweltbundesamt, 2022)

2.2.3.4 Szenarien der Treibhausgasbilanz des Sektors Landwirtschaft, Forstwirtschaft und andere Landnutzungen in Österreich bis 2050 unter „Business as usual"

Im Rahmen der EU Verordnung Nr. 525/2013 (EU 525, 2013) ist Österreich verpflichtet, alle zwei Jahre die aktuellsten THG-Szenarien an die Europäische Kommission zu übermitteln. Diese Szenarien müssen mit der jeweilig aktuellen THG-Bilanz methodisch konsistent sein und darauf aufbauen. Das bedeutet, dass für alle Sektoren der THG-Bilanz sogenannte THG-Projektionen verfügbar sind, denen bestimmten Maßnahmenszenarien zugrunde liegen. Für den AFOLU-Bereich Landwirtschaft (Tierhaltung und Düngung) berichtete Österreich zuletzt die Szenarien „mit bestehenden Maßnahmen" (With Existing Measures – WEM) und „mit zusätzlichen Maßnahmen" (With Additional Measures – WAM). Das WAM wurde für den Nationalen Energie- und Klimaplan, der Ende Dezember 2019 an die Europäische Kommission übermittelt wurde (BMNT, 2019), entwickelt. Für den AFOLU-Bereich Landnutzung, Landnutzungswechsel und Forstwirtschaft (LULUCF; i.e. v. a. Kohlenstoffvorratsänderungen in der Landschaft) ist nur ein WEM-Szenario verfügbar (Umweltbundesamt, 2019a). Auch die Europäische Kommission betreibt für die Planung und Umsetzung von EU-Strategien und -Politiken eigene THG-Modellierungen, bei denen harmonisierte Annahmen für alle EU-Länder getroffen werden (EC, 2016). Diese EU-Szenarien für Österreich werden hier zum Vergleich dargestellt.

Das WEM-2019-Szenario zeigt für den AFOLU-Bereich Landwirtschaft, dass die Emissionen, wie im Trend der letzten Jahre, bis 2040 weiter ansteigen werden (Abb. 2.14). Das Szenario basiert auf Modellierungen von Sinabell et al. (2015). Grund für den Anstieg ist die Zunahme der Rinderzahlen aufgrund der angenommenen Abschaffung der Milchquote. Auch das Programm für Ländliche Entwicklung und die gekoppelte Alpwirtschaftsprämie bieten günstige Bedingungen für extensive Viehhaltung. Weiters machen die Verfügbarkeit von Grünland und relativ hohe Rindfleischpreise die Produktion attraktiv. Die Produktion von Schweinefleisch nimmt im Szenario, aufgrund der niedrigeren Preise, die am Markt erzielt werden können, zwar ab. Dies hat jedoch nur einen geringen Effekt auf den Gesamttrend des AFOLU-Bereichs Landwirtschaft, da die Schweine im Vergleich zu den Rindern nur einen kleinen Beitrag zu den Emissionen aus der Tierhaltung haben. Im WEM-2019-Szenario nimmt auch die Geflügelproduktion ab, aufgrund von relativ hohen Futterkosten. Allerdings hat dies keine signifikante Auswirkung auf die Emissionen. Mineraldüngerkäufe nehmen über die Zeit leicht ab, was mit den steigenden Viehzahlen zusammenhängt, wodurch vermehrt Wirtschaftsdünger verwendet wird. Wie in Abb. 2.15 ersichtlich ist, bleiben die Emissionen in den anderen Sub-Kategorien des AFOLU-Bereichs Landwirtschaft über den Zeitraum 2018–2040 relativ konstant. Im WEM 2017 wurden niedrigere Milchpreise angenommen, was zu einer noch geringeren Rinderanzahl und somit niedrigeren Emissionen führte. Auch die Preise für Schweinefleisch waren in diesem Szenario niedriger (Sinabell et al., 2015).

Die zusätzlichen Maßnahmen im WAM-2019-Szenario beinhalten einen Rückgang des Mineraldüngeeinsatzes um

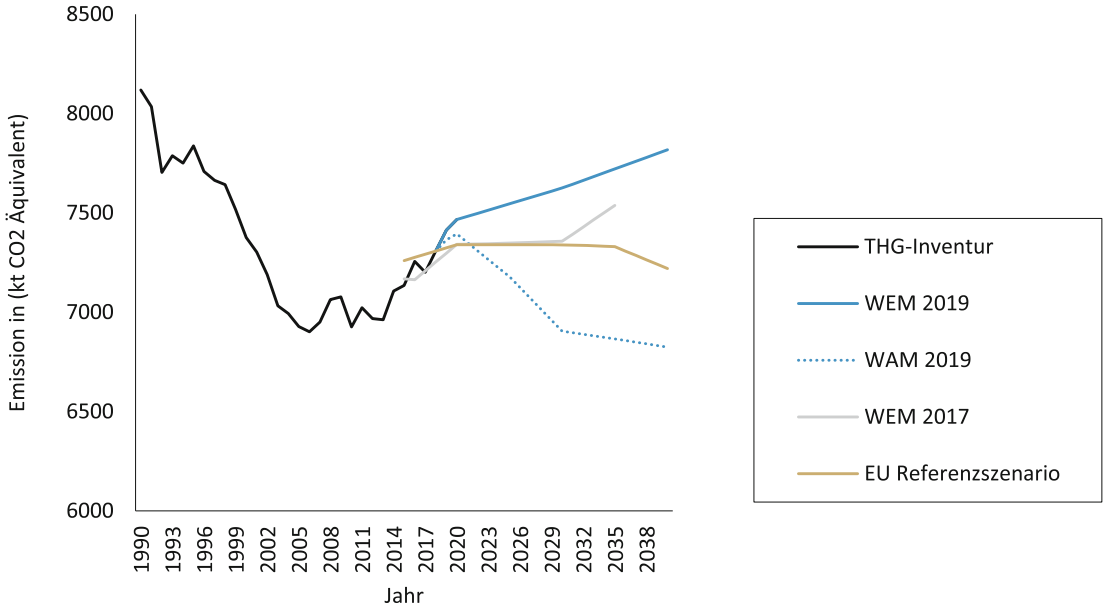


Abb. 2.14 Überblick von verschiedenen THG-Szenarien für den AFOLU-Bereich Landwirtschaft (Viehhaltung und Düngung) in Österreich: WEM-Szenario 2017, WEM-Szenario 2019 und EU-Referenz-Szenario 2016 (ohne CO_2-Emissionen). (BMNT, 2019; EC, 2016; Umweltbundesamt, 2017, 2019a, 2022)

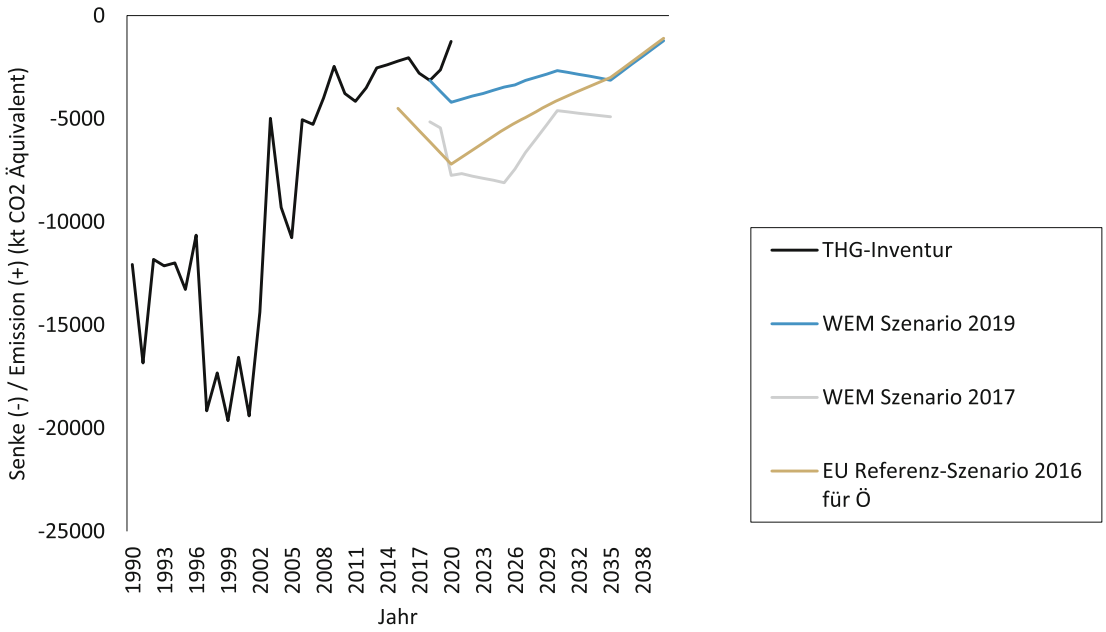


Abb. 2.15 Überblick von verschiedenen THG-Szenarien für den LULUCF-Bereich in Österreich: WEM-Szenario 2017, WEM-Szenario 2019 und EU-Referenz-Szenario 2016. (EC, 2016; Umweltbundesamt, 2017, 2019a, 2022)

20 % bis 2030, eine Reduktion der Stickstoffausscheidung um 5 % bis 2030, die Zunahme der Weidehaltung von Milch- und Mutterkühen, eine Zunahme der Wirtschaftsdüngervergärung von derzeit 1 % auf 30 %, sowie die Stabilisierung der Rinderzahlen ab 2025 auf gleichbleibendem Niveau. In diesem WAM-Szenario sind die THG-Emissionen des AFOLU-Bereichs Landwirtschaft im Jahr 2030 um 721 kt CO_2e (um 9 %) und im Jahr 2040 um 994 kt CO_2e (um 13 %) geringer als im WEM-2019-Szenario.

Das Ergebnis des EU-Szenarios (welches ein WEM-Szenario darstellt) für Österreich zeigt einen ähnlichen Trend der Emissionen des AFOLU-Bereichs Landwirtschaft wie WEM 2017 auf einem stabilen gleichbleibenden Niveau um ca. 7.000 kt CO_2e bis 2040.

Das WEM-Szenario für den AFOLU-Bereich LULUCF (d. h. die Veränderung der Kohlenstoffvorräte in den einzelnen Landnutzungskategorien) basiert ebenfalls auf Modellierungen betreffend Landwirtschaft (Sinabell et al., 2018)

sowie Waldentwicklung und Holznutzung (BFW, 2020) sowie einer Reihe weiterer Annahmen und Grundlagen, etwa zu künftigen Landnutzungswechseln zwischen den Kategorien (Sinabell et al., 2018). Für den LULUCF-Sektor zeigt das WEM-Szenario 2019 eine Abnahme der Senke bis 2040 auf bis zu −2.200 kt CO_2e, hauptsächlich aufgrund von geringeren Biomassezuwächsen durch Altersstruktureffekte im Wald (Abb. 2.15) (Umweltbundesamt, 2019a). Die Kategorie der Holzprodukte bleibt aufgrund einer gleichbleibenden Nachfrage und Produktionsentwicklung über den ganzen Zeitraum eine relativ konstante Senke von etwa −2.100 kt CO_2e/Jahr. Die anderen nicht waldbezogenen Landnutzungskategorien (Acker, Grünland, Feuchtgebiete, Siedlungsraum und Sonstiges Land) stellen in Summe eine Emissionsquelle im Umfang von ca. 1.200 kt CO_2e/Jahr dar. Das ist etwas höher als die aktuellen Emissionen dieser Landnutzungskategorien, bedingt durch Änderungen der Landnutzungswechsel zwischen Ackerland und Grünland und unterstellte Gleichgewichtseinstellungen der Humusgehalte (i.e. keine weitere Netto-Kohlenstoffsenke) im Ackerboden nach Einführen von humusaufbauenden Maßnahmen durch das ÖPUL-Programm in den letzten Jahren. Das Ergebnis für das WEM-Szenario 2017 basiert auf älteren Modellierungen, Datengrundlagen und Annahmen in allen Kategorien und führt daher zu einem unterschiedlichen Ergebnis mit einer höheren Senke (−4.608 kt CO_2e in 2030; Umweltbundesamt, 2017). Auch für den Landnutzungssektor gibt es ein Szenario der Europäischen Kommission. Für Österreich liegt dieses Szenario nahe bzw. im Bereich zwischen WEM 2017 und 2019, obwohl es auf anderen Modellierungen und Annahmen beruht. Die Abweichungen dieser beiden zuletzt genannten Szenarien zu den Ergebnissen der THG-Inventur für die letzten Jahre legen nahe, dass das WEM-Szenario 2019 die plausiblere Entwicklung ohne zusätzliche Maßnahmen von diesen drei Szenarien zeigt (Abb. 2.15).

Insgesamt zeigen diese Szenarien für den AFOLU-Sektor zwar die Unsicherheiten der künftigen Entwicklung der THG-Emissionen des Sektors. Trotzdem stellen sie jedoch eine alle zwei Jahre zu berichtende, unverzichtbare Datengrundlage dar, um den künftigen Trend und daraus abgeleitet die Notwendigkeit für allfällige zusätzliche Maßnahmen im Sektor zur Erhöhung des Klimaschutzbeitrages zu identifizieren.

In Abschn. 5.1.2. und Box 5.1 werden langfristige Szenarien bis 2100 und 2150 für den waldbasierten Sektor Österreichs in Abhängigkeit von unterschiedlichen Nutzungen, Klimaentwicklungen und Klimawandelanpassung beschrieben.

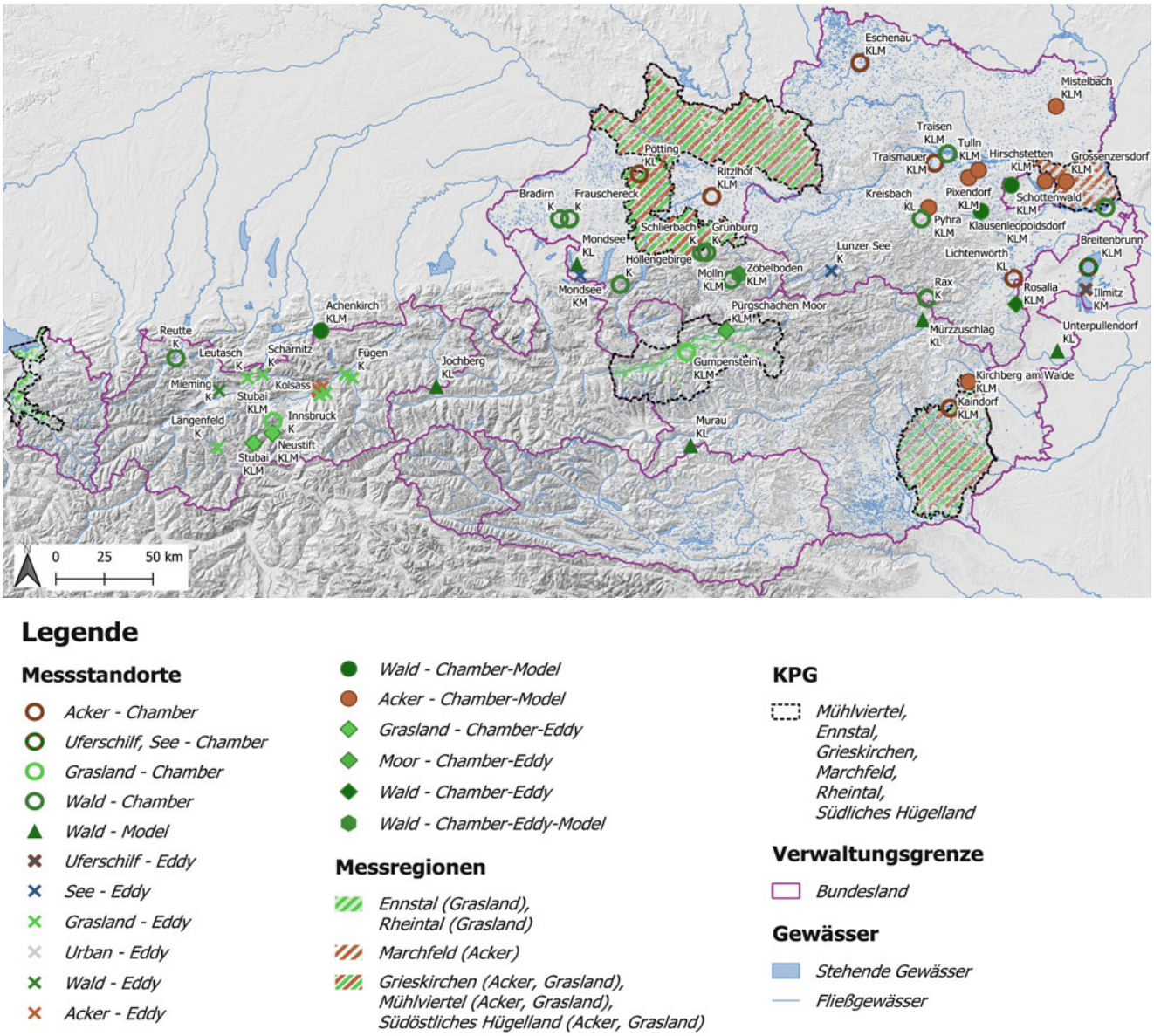
2.2.4 Treibhausgas-Flussmessungen und -modellierungen in unterschiedlich genutzten Ökosystemen Österreichs

Direkte Messungen von Treibhausgasflüssen in Ökosystemen bilden eine wichtige Grundlage für die THG-Inventur, indem einerseits die Daten zur Berechnung von Emissionsfaktoren herangezogen werden und andererseits Daten für Modellentwicklung und -validierung, aber auch für die Validierung der THG-Inventur bereitgestellt werden. Sie liefern Daten über THG-Flüsse und meist auch eine Erklärung der beeinflussenden Faktoren und schaffen wichtige Grundlagen zum Systemverständnis und zur Abschätzung von Unsicherheiten. THG-Flüsse werden gleichzeitig von natürlichen, aber auch von anthropogenen Faktoren beeinflusst. Daher ist eine Kombination von punktuellen Feldmessungen in den unterschiedlichen Ökosystemen, Prozessstudien im Labor, aber auch der Einsatz von Simulationsmodellen von Vorteil, um Prozesse zu verstehen und besser erklären zu können (Box 2.1).

Simulationsmodelle werden verwendet, um z. B. die Auswirkungen der Klimaänderung oder Bewirtschaftungsänderungen auf die THGs abzuschätzen und Vermeidungsstrategien zu entwickeln. Schätzungen, wie sie in der THG-Inventur und in Budgetrechnungen durchgeführt werden, können mit großen Unsicherheiten behaftet sein, die es notwendig machen, die THG-Flüsse aus unterschiedlichen Böden und Landnutzungen und unter unterschiedlichen klimatischen Bedingungen genau zu quantifizieren. In diesem Abschnitt werden ausschließlich THG-Emissionen zusammengefasst, welche im Zusammenhang mit der Aufnahme (negativer Fluss = Senke) aus der Atmosphäre und Abgabe (positiver Fluss = Emission) von CO_2, CH_4 und N_2O durch Mikroorganismen und Pflanzen in die Atmosphäre stehen. CO_2-Flüsse können sowohl als Netto-Ökosystemaustausch (NEE) als auch als Bodenatmung berichtet werden. Die Bodenatmung wird in diesem Abschnitt in der Einheit t C/ha und Jahr berichtet und berücksichtigt nur den Kohlenstoff (C), der unter Ausschluss der CO_2-Aufnahme durch die Photosynthese der Vegetation ermittelt wurde. Demnach berücksichtigt die Bodenatmung (= gasförmiger Verlust von Kohlenstoff in Form von CO_2) nur die Wurzelatmung und die heterotrophe Atmung der Mikroorganismen (Abbau organischer Substanz). Feste (z. B. Streufall) und flüssige (z. B. Auswaschung gelöster organischer Kohlenstoff) Kohlenstoffflüsse werden bei diesen Messungen nicht berücksichtigt. Bodenkohlenstoffvorräte und deren Veränderungen werden in Abschn. 2.5.1 besprochen.

2.2.4.1 Messergebnisse von unterschiedlichen Landnutzungssystemen

In Abb. 2.16 sind Untersuchungsstandorte der in Österreich durchgeführten Studien aus den verschiedenen Landnut-



Legende

Messstandorte

- Acker - Chamber
- Uferschilf, See - Chamber
- Grasland - Chamber
- Wald - Chamber
- Wald - Model
- Uferschilf - Eddy
- See - Eddy
- Grasland - Eddy
- Urban - Eddy
- Wald - Eddy
- Acker - Eddy
- Wald - Chamber-Model
- Acker - Chamber-Model
- Grasland - Chamber-Eddy
- Moor - Chamber-Eddy
- Wald - Chamber-Eddy
- Wald - Chamber-Eddy-Model

Messregionen

- Ennstal (Grasland), Rheintal (Grasland)
- Marchfeld (Acker)
- Grieskirchen (Acker, Grasland), Mühlviertel (Acker, Grasland), Südöstliches Hügelland (Acker, Grasland)

KPG

- Mühlviertel, Ennstal, Grieskirchen, Marchfeld, Rheintal, Südliches Hügelland

Verwaltungsgrenze

- Bundesland

Gewässer

- Stehende Gewässer
- Fließgewässer

Abb. 2.16 Übersicht über österreichische Mess- und Modellierungsstandorte/-regionen (Wald = *dunkelgrün*, Grünland = *hellgrün*, Acker = *braun*, See = *blau*, städtische Böden = *grau*, Moor = *mittelgrün*; Schilfgürtel = *braun-grün gestreift*) und Regionen (*schraffiert*), an denen Treibhausgase K = Kohlenstoffdioxid (CO_2), L = Lachgas (N_2O), M = Methan (CH_4) aus Böden gemessen oder modelliert wurden/werden. Die verwendeten Methoden sind mit unterschiedlichen Symbolen dargestellt. Standortquellen: Bahn et al., 2009, 2008; Baumgarten et al., 2014; Berger et al., 2010; Bodner et al., 2017; Deltedesco et al., 2020, 2019; Díaz-Pinés et al., 2018, 2010; Drollinger et al., 2020; Fahringer, 2019; Härtel et al., 2002; Hipfinger, 2018; Hörtnagl & Wohlfahrt, 2014; Ingrisch et al., 2020, 2018; Kasper et al., 2019; Kitzler et al., 2006a, 2006b; Klik et al., 2010; Kobler et al., 2019, 2015; Kranzinger, 2014; Langerwisch, 2017; Leitner et al., 2016; Machado dos Santos Pinto et al., 2020; Michel et al., 2017; Pörtl, 2005; Schindlbacher et al., 2020; Schmitt et al., 2010; Soja et al., 2013; Spann, 2016; Van Sundert et al., 2020; Vargas et al., 2011, 2010; Vicca et al., 2014; Wohlfahrt et al., 2008; Zehetgruber et al., 2017; Maier et al., 2022. (Grafik: BFW/André Musil 2021)

zungstypen Wald, Grünland und Ackerflächen sowie Seen, urbane Gebiete und Schilfgürtel dargestellt. Allgemein gilt für THG-Flüsse aus Böden eine hohe Variabilität, welche sich aus Faktoren wie der Bewirtschaftung und der Landnutzung, aber auch den Umweltbedingungen wie Niederschlag und Lufttemperatur, der Bodenfeuchte, der Bodentemperatur und den Bodeneigenschaften (u. a. Nährstoffverfügbarkeit, pH-Wert oder der Bodentextur) ergeben (Oertel et al., 2016).

Daten von THG-Flüssen aus **Grünlandböden** (Kammer- und Eddy-Kovarianz-Methode) wurden aus Neustift (montan) und Stubaital (alpin) publiziert (Bahn et al., 2008; Harris et al., 2018; Hörtnagl et al., 2018b). In der Studie von Harris et al. (2018) wird über eine erhöhte Aufnahme von Nicht-CO_2-Treibhausgasen von 172 g CO_2e/m^2/Jahr nach der Aufgabe von Grünland berichtet. Es wird gezeigt, dass der zusätzlich zugeführte Stickstoff (N) durch Dünger schnell

immobilisiert und von Pflanzen und Mikroben aufgenommen wird. Diese Studie weist darauf hin, dass N_2O und CH_4 einen wichtigen Teil der gesamten Klimaauswirkungen von Landnutzungsänderungen von Bergwiese (gedüngt und gemäht) oder Weide (beweidet) zur Auflassung von Grünland (nicht bewirtschaftet) ausmachen, sodass aufgegebenes Grünland eine Netto-Senke sowohl für CH_4 als auch für N_2O darstellt. Es zeigte sich z. B. in Neustift, dass der jährliche Netto-Ökosystemaustausch (NEE) von −42 g C/m^2/Jahr (das Grünland nimmt Kohlenstoff auf) bis 69 g C/m^2/Jahr (das Grünland ist eine Quelle von Kohlenstoff) über sechs Jahre variierte (Mittel = 18 g C/m^2/Jahr) (Wohlfahrt et al., 2008) und ist damit gut vergleichbar mit anderen Studien aus Mitteleuropa (Marcolla et al., 2011; Prescher et al., 2010; Zeeman et al., 2010). Gründe für die hohe Schwankungsbreite des NEE liegen vor allem bei Schwankungen der durchschnittlichen Witterungsbedingungen (v. a. Strahlung) und bei der Bewirtschaftung (Zeitpunkt und Intensität) von Grünland. Standortspezifische Eigenschaften von bewirtschaftetem Grünland können sich über relativ kurze Zeiträume verändern. Solche Veränderungen sind beispielsweise Zeitpunkt und Menge der Düngung, Umweltbedingungen, Bodenverdichtung durch Weidetiere oder durch den Einsatz schwerer Maschinen. Die genannten Bewirtschaftungsarten wirken sich auf Bodeneigenschaften aus, die für die Emission oder die Aufnahme von THGs im Boden entscheidend sind. Die in Hörtnagl et al. (2018b) präsentierten Daten zeigen, dass die untersuchten europäischen Berggrasland-Ökosysteme in Bezug auf den NEE wenig mit Grünland auf fruchtbaren Böden in Tallagen gemein haben, denn diese weisen höhere maximale Kohlenstoffgewinne auf [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Am Grünlandstandort (Neustift) zeigte sich auch, dass die N_2O und CH_4 Flüsse einen wesentlichen Beitrag zur Klimabilanz von Grünland beitragen und effektiv die Senkenstärke in Form von CO_2e des untersuchten Grünlandstandorts reduzierten [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Standortübergreifend lag der durchschnittliche N_2O-Emissionsfaktor (N_2O Emissionsfaktor (N_2O-EF) = N_2O-N Emission (in kg) pro kg Stickstoffeintrag in Hörtnagl et al. (2018b, 14 Standorte) bei 1,8 ± 0,5 % und ist demnach höher als der IPCC-Tier-1-EF von 1 %, der in der THG-Inventur verwendet wird. Auf der Standortebene variierte der N_2O-EF zwischen den Jahren erheblich (0,1–8,6 %). Angesichts der hohen Variabilität der N_2O-EFs zwischen den Jahren sind mehr Langzeitmessungen nötig, um die anspruchsvollen Tier-2-EFs für ihre Anwendung zu entwickeln (Hörtnagl et al., 2018b; IPCC, 2006).

Mit der Kammermessmethode (Box 2.1) wurden aus österreichischen **Waldböden** CO_2-Emissionen zwischen 6 und 10 t C/ha/Jahr gemessen. Diese Ergebnisse sind im Einklang mit internationalen Studien aus Waldböden der gemäßigten Klimazone [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Der CH_4-Austausch zwischen Boden und Atmosphäre wird signifikant von der Bodenfeuchte beeinflusst, denn CH_4-Emissionen treten nur bei feuchten oder wassergesättigten Bedingungen auf. Unter Bedingungen, bei denen Böden gut durchlüftet sind, wird CH_4 von spezialisierten Mikroorganismen aufgenommen, sodass Böden zu Senken für atmosphärisches CH_4 werden. In einem Überflutungsgradienten im Nationalpark Donauauen wurde der Einfluss der Bodenfeuchte in einem Auwaldboden analysiert; ein häufig überfluteter Auwaldboden nahm im Mittel nur 3 kg CH_4-C/ha/Jahr auf, während die Aufnahme in einem nie überfluteten Auwaldboden im Mittel 9 kg CH_4-C/ha/Jahr betrug (Schindlbacher et al., 2020).

In den durchgeführten Studien auf forstwirtschaftlich genutzten Flächen in Österreich wurden N_2O-Flüsse zwischen 3 und 11 µg N_2O-N/m^2/Stunde gemessen (Kitzler et al., 2006a, 2006b; Langerwisch, 2017; Leitner et al., 2016). Ein höherer atmosphärischer Stickstoffeintrag (Eintrag von reaktivem Stickstoff aus der Atmosphäre – aus z. B. Verkehr, Industrie, Landwirtschaft, Energie – in die Biosphäre sowohl als Gas, trockene Deposition, als auch im Niederschlag als nasse Deposition) im Wald (z. B. Standorte Zöbelboden, Schottenwald) ging mit einer Erhöhung der N_2O-Emissionen einher, wohingegen bei hohem pH-Wert und niedrigeren N-Einträgen (Standort Achenkirch) wenig N_2O produziert wurde (Gundersen et al., 2012; Kitzler et al., 2006a; Langerwisch, 2017). In der Zusammenfassung von Gundersen et al. (2012) zeigt sich, dass die widerstandsfähigsten Wälder in Bezug auf N_2O- und CH_4-Emission trockene mediterrane Wälder sowie Wälder mit einem hohen C/N-Verhältnis des Bodens oder einem hohen Boden-pH-Wert sind. Aus dieser Studie lässt sich weiters zusammenfassen, dass sich mögliche Minderungsstrategien auf (i) die nachhaltige Bewirtschaftung von feuchten Waldgebieten und bewaldeten Torfgebieten, (ii) die nachhaltige Bewirtschaftung von Waldflächen, (iii) die Verringerung des atmosphärischen Stickstoffeintrags und damit der Stickstoff-Verfügbarkeit und (iv) die Verbesserung der Neutralisierungskapazität saurer Böden konzentrieren sollten (siehe auch Kap. 5).

Österreichweit gibt es weitaus weniger Studien zu THG-Flüssen aus **Ackerböden**. Aufgrund der vielfältigen Bewirtschaftungsarten und den angebauten Kulturen ist die Vergleichbarkeit der Ergebnisse nur bedingt möglich. In Klik et al. (2010) wurden beispielsweise verschiedene Bodenbearbeitungsvarianten miteinander verglichen. Die mehrjährigen Messergebnisse bestätigen, dass standortspezifische Faktoren wie Temperatur, Bodentextur und -wassergehalt sowie die angebaute Kultur eine wichtige Rolle für die CO_2-Emissonen von Ackerböden spielen. Basierend auf den Feldmessungen (Kammermessmethode) ergaben sich pro Vegetationsperiode CO_2-Emissionen zwischen 5,1 und 11,4 t

CO_2-C/ha bei einem sandigen Schluff und zwischen 4,0 und 6,8 t CO_2-C/ha bei einem lehmigen Ton. Direktsaat mit Wintergründecke führte zu weniger CO_2-Emissionen als konventionelle und reduzierte Bodenbearbeitung.

In der Lysimeteranlage in Hirschstetten wurde festgestellt, dass drei Bodentypen (sandiger Tschernosem, tiefgründiger Tschernosem und Feuchtschwarzerde) entgegen den Annahmen keine signifikante Rolle für die CH_4- und N_2O-Flüsse spielen (Michel et al., 2017). Andere Prozesse und Parameter wie beispielsweise die Bodenatmung (CO_2) und mikrobielle Bodenparameter zeigten hingegen bodentypenabhängige Veränderungen. Beim Kompostversuch in Ritzlhof (Spann, 2016), den Biokohleversuchen in Kaindorf (Maier, 2016) und Traismauer (Soja et al., 2013) wurden ebenfalls THG-Flüsse bestimmt. Die untersuchten Ackerstandorte zeigen sowohl CH_4-Aufnahme als auch CH_4-Emission (Kaindorf: 0,6 kg CH_4-C/ha/Jahr und Ritzlhof: −0,2 kg CH_4-C/ha/Jahr), was sich auf die unterschiedliche Bodentextur zurückführen lässt. Düngung auf Ackerflächen führt zu erhöhter N_2O-Ausgasung (Soja et al., 2013) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Für Acker gibt es keine publizierten Daten zu Eddy-Kovarianz-Messungen. Im Unterinntal wurden an drei Ackerstandorten Eddy-Kovarianz-Messungen begonnen. Kutsch et al. (2010) weisen darauf hin, dass mehr als 50 Standorte für ein europäisches Ackerlandflussnetzwerk notwendig sind, um die Variabilität von Klima, Boden und Management innerhalb des europäischen Kontinents adäquat zu repräsentieren. Somit sind die Unsicherheiten aufgrund des Netzwerkdesigns derzeit größer als die Unsicherheit, die der Messmethode innewohnt.

Eine EC-Messstation im Pürgschachen-Moor wurde 2018 eingerichtet. Ergebnisse dazu finden sich unter Abschn. 2.4.1.

2.2.4.2 Auswirkungen von Klimawandel und Störungen auf die THG-Bilanzen – Ergebnisse aus österreichischen Manipulationsexperimenten in verschiedenen Ökosystemen.

Im Laufe der letzten 20 Jahre wurden in Österreich Manipulationsexperimente mit unterschiedlichen Schwerpunkten durchgeführt. Die Ergebnisse der Studien zeigen, dass die verschiedenen Treiber der „THG-Emissionen" Nährstoffangebot (atmosphärischer Stickstoffeintrag, Biokohleapplikation, Düngung), Klima (Temperatur und Feuchteänderungen), Störung (Borkenkäfer, Windwurf, Entfernung der Streuschicht), unterschiedliche Auswirkungen auf die Pflanzen und die Aktivität der Mikroorganismen und somit auf die THG-Flüsse haben.

Die Klimaerwärmung ruft einen raschen Humusabbau im Wald und damit erhöhte THG-Emissionen aus dem Boden hervor [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Diese Wirkungen des Klimawandels auf Stoffumsetzungen in Böden verstärken dadurch zusätzlich den THG-Anstieg in der Atmosphäre. In Waldökosystemen wurden die Auswirkungen der Bodenerwärmung (Gundersen et al., 2012; Schindlbacher et al., 2012), Trockenperioden und Wiederbefeuchtungsereignisse (Díaz-Pinés et al., 2018) sowie die Auswirkungen der Erhöhung des atmosphärischen Stickstoffeintrages (Gundersen et al., 2012) und der Entfernung der Streuschicht (Leitner et al., 2016) auf die Boden-THG-Emissionen erforscht. Eine Erwärmung des Bodens von +4 °C in einem Mischwald führte zu einem Anstieg der CO_2- (32–45 %) und N_2O-Emissionen (50 %; Gundersen et al., 2012; Schindlbacher et al., 2012) und einer Verringerung der CH_4-Aufnahme (−8 %; Gundersen et al., 2012). Trockenheit führte zur Verminderung von Boden-CO_2-Emissionen in Achenkirch, (Mischwald bis zu 50 %; Schindlbacher et al., 2012). In einem Buchenwald (Rosalia) führte eine erhöhte Intensität von Dürre- und Wiederbefeuchtungszyklen zu 30 % niedrigeren CO_2-Emissionen (Díaz-Pinés et al., 2018). In beiden Standorten war wahrscheinlich die Wasserknappheit während der Dürre für verlangsamte Abbauprozesse verantwortlich. Im gleichen Buchenwald (Rosalia) führte Trockenheit zur Verminderung der N_2O-Emissionen um 60 %, während sich die CH_4-Aufnahme erhöhte (Díaz-Pinés et al., 2018). An diesem Untersuchungsstandort konnte auch gezeigt werden, dass die Entfernung der Laubstreu zu verminderten CO_2-und N_2O-Emissionen, aber zu Erhöhung der CH_4-Aufnahmen führt (Leitner et al., 2016).

Zusätzlicher Eintrag von N in europäischen Wäldern führt zu geringeren CH_4-Aufnahmen und höheren N_2O-Emissionen (Gundersen et al., 2012), welche auch in einem natürlichen Stickstoffgradienten (Abschn. 2.2.4.1) beobachtet wurden. Die kombinierten Auswirkungen der N-Deposition sowie die Erhöhung von Trockenheit und Starkniederschlagereignissen werden zwischen 2021 und 2023 in den Standorten Rosalia, Klausenleopoldsdorf und Zöbelboden untersucht.

Waldstörungen wirken sich negativ auf die Senkenwirkung des Waldes (Abschn. 2.2.3.3) aus, wenn Kohlenstoffabbauprozesse beschleunigt werden und/oder Kohlenstoffakkumulationsprozesse (z. B. vermindertes Wachstum) verlangsamt werden. Dirnböck et al. (2020) zeigten, dass nach Sturm Kyrill (2007) die durch Windwurf- und Borkenkäfer gestörten Wälder des Nationalpark Kalkalpen im Zeitraum von 2000 bis 2014 eine durchschnittlich geringere Netto-Ökosystemproduktion (NEP) aufwiesen (0,59 vs. 2,49 t C/ha/Jahr in gestörten vs. ungestörten Beständen). Der Fichtenbestand wies nach dem Verlust von 28 % der Bäume vier Jahre nach Störungsbeginn nur mehr eine geringe positive NEP (+0,09 t C/ha/Jahr) auf (Kobler et al., 2015). In extremen Fällen werden die sowohl anthropogen als auch natürlich gestörten Wälder zu CO_2-Quellen [robuste Evi-

denz, hohe Übereinstimmung]. Dies ist in der kanadischen Studie von Kurz et al. (2008) beschrieben und wurde für Österreich auch von Zehetgruber et al. (2017) gefunden: Eine negative NEP von −5,5 t C/ha/Jahr war drei Jahre nach der Entfernung des Baumbestandes feststellbar. Ähnliche Ergebnisse wurden mit Eddy-Kovarianz-Messungen auf einer Windwurffläche im Höllengebirge, OÖ, erzielt: Innerhalb der Vegetationsperiode (Mai–Oktober) stellte sich eine negative NEP von −4,05 t C/ha dar, drei Jahre nach Störung und acht Jahre nach Störung nur mehr eine gering negative Bilanz (−0,04 t C/ha; Matthews et al., 2017).

Manipulationsexperimente in **Grünlandflächen** wurden in Bezug auf Änderungen der THG-Flüsse bei Erwärmung und Wiederbefeuchtung durchgeführt. In transferierten Bodenprofilen einer alpinen Wiese und einem aufgelassenen Grünland, die vor Regen geschützt wurden, verminderte sich die CO_2-Ausgasung aus dem Boden bis zu 60 % (Ingrisch et al., 2018).

In **Ackerböden** wurde die Auswirkung von Trockenheit untersucht. Die Böden, die Trockenperioden und Starkregenereignissen unterworfen waren, emittierten unter manipulierten Niederschlagsbedingungen signifikant geringere CO_2-Flüsse als die Kontrolle (Michel et al., 2017). CH_4- und N_2O-Flüsse folgten in derselben Studie keinem eindeutigen Trend.

In einer Ackerfläche führte Stickstoff-Düngung durch Kompost zu erhöhten N_2O-Flussraten (Spann, 2016; Nährstoffverfügbarkeit wird erhöht). Im Gegensatz zur verminderten CH_4-Aufnahme, welche bei einem Düngungsexperiment (mineralischer Dünger) im Wald (Gundersen et al., 2012) gemessen wurde, wurde in Ackerflächen eine höhere CH_4-Aufnahme gemessen (Spann, 2016). Die höhere CH_4-Aufnahme in Spann (2016) lässt sich durch die Einbringung einer anderen Mikroorganismengemeinschaft durch den Kompost (organischer Dünger) erklären.

Der Einsatz von Biokohle (siehe auch Abschn. 5.2.2.2) ist von globaler Bedeutung und wurde u. a. als Bodenzusatz zur Erhöhung des organischen Bodenkohlenstoffes vorgeschlagen, um die Auswaschung von Nitrat zu reduzieren, die Bodenqualität zu verbessern und THG-Emissionen aus den Böden zu reduzieren (Borchard et al., 2019). Versuche in österreichischen Ackerböden (Standorte: Kaindorf, Traismauer) zeigten eine Verringerung der N_2O-Emissionen um 60 % und einer Erhöhung der CH_4-Aufnahme (Maier et al., 2022; Soja et al., 2013) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].

2.3 Effekte durch Landnutzung, Landmanagement und Landnutzungsänderungen auf die Energieflüsse zwischen Boden und Atmosphäre

Da die Landnutzung die Energieflüsse (in Form von Strahlung, fühlbarer und latenter Wärme) zwischen der Erdoberfläche und der Atmosphäre beeinflusst, sind aus Landnutzungsänderungen entstehende klimawirksame Effekte (biogeophysikalische Effekte) den Wirkungen der THG-Emissionen (biogeochemische Effekte) gegenüberzustellen. Folgende Energieflüsse und damit verbundene Prozesse werden durch die Landnutzung beeinflusst:

- **Strahlung**: Änderung der Albedo (kurzwellige Reflexion) und des Wasserdampfgehaltes der Atmosphäre durch Evapotranspiration und damit der langwelligen Strahlungsflüsse (Wasserdampf wirkt als effektives Treibhausgas).
- **Wärmeflüsse (fühlbar, latent)**: Sowohl Evapotranspiration als auch Oberflächenrauigkeit werden von der Landnutzungsart entscheidend mitbestimmt. Evapotranspiration verbraucht einen Teil der absorbierten einfallenden Strahlung zum Verdunsten von Wasser und wirkt kühlend. Die Oberflächenrauigkeit erzeugt Schubspannungen in der oberflächennahen Luft und beeinflusst dadurch die Stärke der vertikalen Wärmeflüsse zwischen Boden und Atmosphäre.

Abb. 2.17 zeigt schematisch die Wirkung einer Aufforstung auf die Energieflüsse an der Oberfläche im Sommer. Die stärkere Evapotranspiration auf Grund größerer Bodenrauigkeit, Wurzeltiefe und verdunstender Blattfläche über Waldflächen führt zu einer Zunahme des latenten Wärmeflusses (die erhöhte Bodenrauigkeit lässt aber auch den fühlbaren Wärmestrom über Wald ansteigen). Dem steht die vermehrte Energieaufnahme des Waldes durch Strahlung durch die geringere Albedo gegenüber. Insgesamt entscheidet das Überwiegen des Albedoeffektes oder des Evapotranspirations- und Rauigkeitseffektes über den Netto-Effekt der Energieflüsse und damit der Temperaturänderung. Die Wasserverfügbarkeit im Boden spielt eine wesentliche Rolle für die Evapotranspirationsleistung der Vegetation und damit für die biogeophysikalische Klimawirksamkeit (Huang et al., 2020; Teuling et al., 2010). Chen & Dirmeyer (2020) weisen auf die zusätzliche Bedeutung von Feedbackprozessen aus der Atmosphäre hin (Änderung der Bewölkung und des lokalen Niederschlags auf Grund einer Landnutzungsänderung), welche die Temperaturwirkung des Waldes deutlich beeinflussen können. Es ist auch zu beachten, dass die Baumart einen großen Einfluss auf die Energieflüsse und damit auf die Temperaturwirkung einer Aufforstung hat (Schwaab et al., 2020).

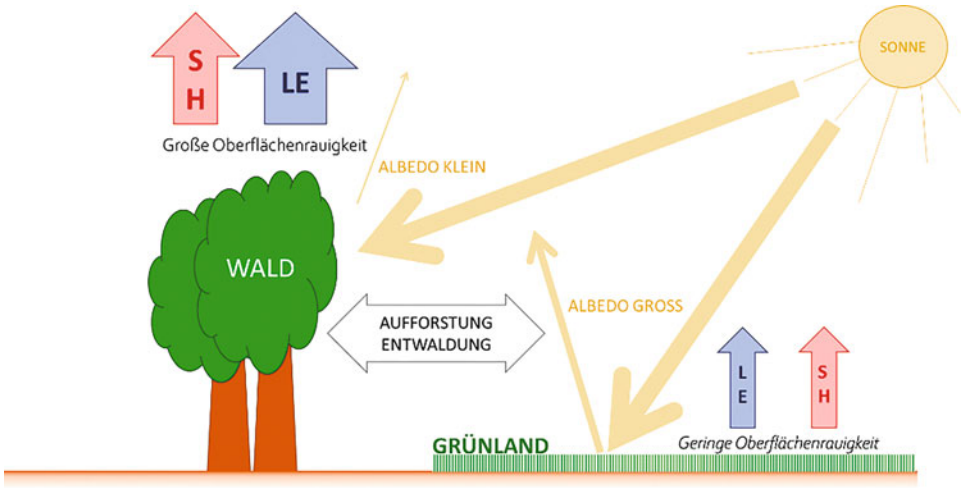


Abb. 2.17 Schematische Darstellung zur Veranschaulichung der biogeophysikalischen Auswirkungen einer Aufforstung im Sommer. LE: latenter Wärmefluss; SH: fühlbarer Wärmefluss; die langwellige Strahlung, der Bestandswärmestrom und der Bodenwärmestrom sind nicht dargestellt. (Verändert nach Perugini et al., 2017, angepasst für Österreich)

Auf globaler Skala werden die biogeophysikalischen Effekte auf Grund von menschenverursachten Landnutzungsänderungen seit ca. 1700 mit $-0{,}10 \pm 0{,}14\,°C$ angegeben. Sie hatten also einen kühlenden Effekt, der den biogeochemischen Effekten mit einer Temperaturzunahme von $+0{,}20 \pm 0{,}05\,°C$ entgegenwirkte (IPCC, 2019a).

2.3.1 Biogeophysikalische Effekte der Landnutzung über die Albedo für Österreich

Die durchschnittliche planetarische Albedo der Erde liegt bei ca. 0,29, was bedeutet, dass ungefähr 29 % der eingehenden Sonnenstrahlung in das Weltall zurückgestrahlt wird (Kim und Ramanathan 2012). Wälder weisen eine niedrigere Albedo (0,10–0,15) als Grünland- (0,16–0,30) oder Schneeflächen (0,65–0,85) auf, wobei Gletscher infolge ihres oft großen Anteils an Staub oder organischem Material an der Eisoberfläche auch deutlich geringere Werte aufweisen (Abb. 2.18; Pielke & Avissar, 1990). Landnutzungsflächen mit geringer Albedo erwärmen sich durch die absorbierte Strahlung stärker und geben diese Wärme wieder an ihre nähere Umgebung ab. Betts (2000) zeigte, dass die Veränderung der Landoberfläche und dadurch deren Albedo durch Nadelwaldaufforstungen in Gebieten mit Schneebedeckung im Winter die an sich positive Klimawirksamkeit reduzieren kann. In manchen Gebieten mit Schneevorkommen liegt die Abkühlung aufgrund von Albedoveränderungen durch Entwaldung in der gleichen Größenordnung wie die erwärmenden Effekte durch die verursachten CO_2-Emissionen (Brovkin et al., 1999). Somit sollten die biogeophysikalischen Effekte bei der Klimabilanzierung von Landnutzungsformen und deren Veränderungen miteinbezogen werden (Bernier et al., 2011; Kirschbaum et al., 2011; Lohila et al., 2010; O'Halloran et al., 2012; Schwaiger & Bird, 2010). Eine Studie von Wohlfahrt et al. (2021) zeigt, dass die Albedowirkung von Wasserkraftwerken (geringere Albedo der Wasserflächen der Speicherseen im Vergleich zur unverbauten Landschaft) der positiven CO_2-Wirkung der Wasserkraftnutzung entgegenwirkt und entsprechend zu berücksichtigen ist.

2.3.2 Temperaturänderung auf Grund biogeophysikalischer Effekte von Landnutzungsänderungen für Österreich

Quantitative Angaben der biogeophysikalischen Effekte der Landnutzungsänderungen für Österreich müssen aus großräumigeren Untersuchungen abgeleitet werden. Basierend auf Simulationsergebnissen des Landoberflächenmodells CLM4 (Community Land Model Version 4.0) gekoppelt mit dem Regionalen Klimamodell WRF (Weather Research and Forecasting Model Version 3.9.1) zeigt Abb. 2.19 die biogeophysikalischen Auswirkungen der Landnutzungsänderungen (vorwiegend Umwandlung von Ackerflächen in Wald) in Europa für 1992–2015. Einer homogenen Abnahme der Jahresmitteltemperatur ($0{,}12 \pm 0{,}20\,°C$) in Mittel- und Westeuropa steht eine Temperaturzunahme in Osteuropa gegenüber (Huang et al., 2020). Diese unterschiedlichen Simulationsergebnisse (die im Vergleich zu anderen Studien eher am unteren Ende der berichteten Bereiche und eher näher zu Messergebnissen liegen) bei generell analoger Landnutzungsänderung sind durch unterschiedliches Prozessverhalten zu verstehen. Während in West- und Mitteleuropa das Überwiegen des Evapotranspirationseffektes zu einer Abkühlung geführt hat, kam es in Osteuropa durch die Ausdehnung des Waldes und Dominanz des Albedoeffektes zu einer Erwärmung. Dabei spielen die Rückkopplung zwischen Bodenfeuchte (deutlich geringere Werte der Bodenfeuchte in Osteuropa) und Temperatur und andere lokale Faktoren eine zentrale Rolle für das unterschiedliche Prozessverhalten in Osteuropa (Huang et al., 2020). Davin et al. (2020) untersuchten den Effekt einer Aufforstung mittels ei-

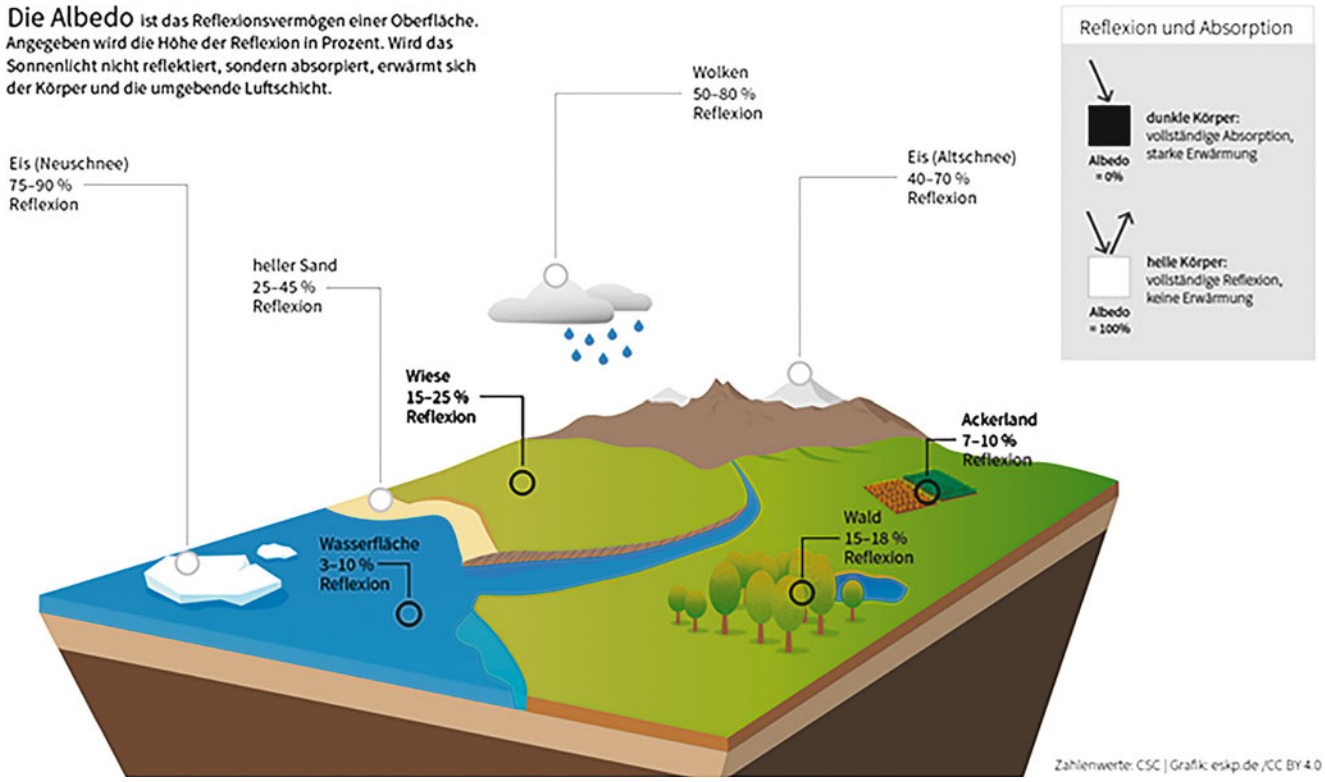


Abb. 2.18 Darstellung der Albedo (Reflexionsgrade) unterschiedlicher Landnutzungsformen. (Quelle: Earth System Knowlegde Plattform o.J.)

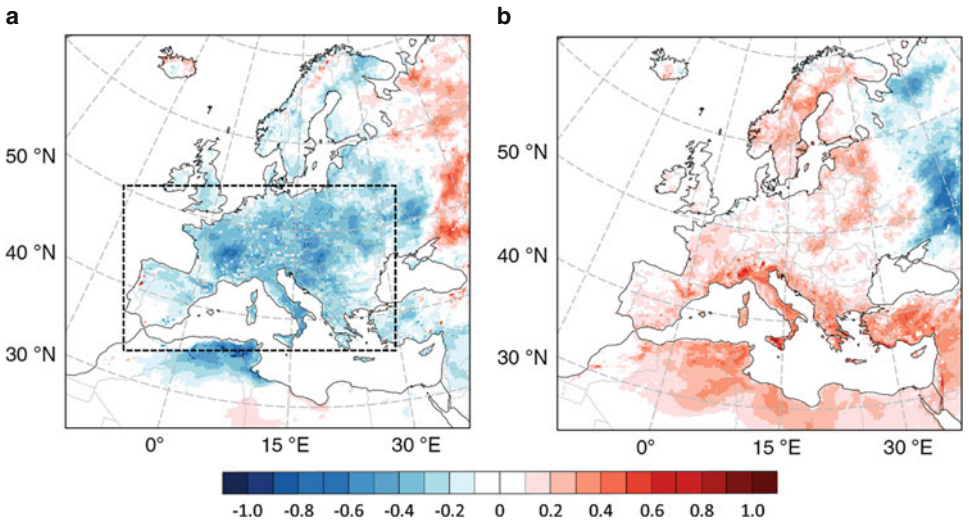


Abb. 2.19 Änderung der Jahresmitteltemperatur (2m-Temperatur) durch die jüngsten (1992–2015) Landbedeckungsänderungen in Europa. a Temperaturänderung (°C) aufgrund von Unterschieden in der Landbedeckung zwischen 1992 und 2015; b Änderung der Jahresmitteltemperatur ohne Beiträge der Landnutzungsänderung in der Landwirtschaft; die gezeigten Temperaturänderungen wurden mittels des Land Surface Process Model CLM aus beobachteten Landnutzungsänderungen (vorwiegend Grün- und Ackerland zu Wald) berechnet. Die in Tab. 2.2 als Mitteleuropa bezeichnete Region ist mittels des strichlierten Rechtecks hervorgehoben. (Verändert nach Huang et al., 2020)

nes Multi-Modell-Ansatzes und zeigten für den Alpenraum vorwiegend eher eine Erwärmung (wobei die Modellunsicherheit für den Sommer deutlich größer ist). Mit einem ähnlichen Ansatz zeigten Naudts et al. (2016) eine Erwärmung von 0,08 K in den letzten 250 Jahren für Mitteleuropa durch die Umwandlung von Laubwäldern in Nadelwälder.

Neben modellbasierten Ansätzen zur Erfassung der biogeophysikalischen Effekte der Landnutzungsänderungen liegen Ergebnisse aus instrumentellen Messungen der Komponenten der Energiebilanz vor. Es ist jedoch zu betonen, dass Messungen, im Gegensatz zu Modellsimulationen, nur für wenige Landnutzungsarten vorliegen und Land-

Tab. 2.2 Änderung der 2m-Temperatur (°C) auf Grund biogeophysikalischer Effekte von Landnutzungsänderungen, zusammengefasst aus vorliegenden Studien, die auf Österreich übertragbar sind. Sowohl Modellsimulationen als auch Messungen sind berücksichtigt. Die Werte zum Schwankungsbereich in Huang et al. (2020) beziehen auf das 95-%-Konfidenzintervall, die Modellsimulationen auf die Periode 1992–2015, die Messungen auf die Periode 2008–2012. Der mit Mitteleuropa bezeichnete Ausschnitt ist in Abb. 2.19 dargestellt

Temperaturänderung (°C) auf Grund biogeophysikalischer Effekte von Landnutzungsänderungen							
Modellsimulationen		Perugini et al., 2017, *gemäßigte Zone*				Huang et al., 2020, *Mitteleuropa*	
von	zu	**Mittelwert**	Standardabw.	Max	Min	**Modell**	**Messung**
Grünland	Ödland	**0,55**	0,47	1,10	0,00		
Grünland	Ackerland					0,04 ±0,08	0,67 ±0,04
Wald	Ödland	**−0,82**	0,52	−0,10	−1,30		
Wald	Ackerland	**−0,30**					
Wald (Nadelwald)	Ackerland					0,21 ±0,06	0,80 ±0,06
Wald (Laubwald)	Ackerland					0,12 ±0,06	0,68 ±0,04
Wald	Grasland	**−0,80**					
Wald (Nadelwald)	Grasland					0,16 ±0,12	0,24 ±0,06
Wald (Laubwald)	Grasland					0,18 ±0,10	−0,08 ±0,12
Buschland	Wald	**0,30**					
Buschland	Ackerland					−0,13 ±0,10	−0,12 ±0,14
Anderes	Wald	**0,56**					
Entwaldung		**−0,73**	0,45	−0,10	−1,30		
Aufforstung		**0,56**					
Messungen							
Entwaldung		**0,50**		1,20	−0,21		
Aufforstung		**−0,50**		0,21	−1,20		

nutzungsänderungen mittels eines Space-for-Time-Ansatzes abgeschätzt werden. Messungen der oberflächennahen Energieflüsse mittels verschiedener Messeinrichtungen sind aufwendig (z. B. mikrometeorologische Messungen). Durch das FLUXNET-Messnetz liegt ein international koordiniertes Messprogramm vor, das Daten der Energieflüsse (aber auch von Flüssen verschiedener Spurengase und Wasserdampf) in hoher Qualität misst (z. B. Chu et al., 2017). Österreich ist in FLUXNET mit einer Station in Tirol (Neustift im Stubaital; Abb. 2.16) vertreten. Neben FLUXNET liefern auch ICOS-Stationen mit einem spezifischen Fokus auf THG-Konzentrationen und -flüsse, wichtige Grundlagendaten zu biogeophysikalischen Effekten der Landnutzung. Österreich ist derzeit nicht in ICOS vertreten.

Tab. 2.2 fasst die Ergebnisse verschiedener Studien zu den biogeophysikalischen Effekten einer Landnutzungsänderung mit Fokus auf Mitteleuropa zusammen. Die Temperatureffekte auf Grund von Landnutzungsänderungen zeigen eine große Heterogenität, in mehreren Fällen auch Gegensätzlichkeiten. So zeigt sich eine gegensätzliche Wirkung von Aufforstung beziehungsweise Entwaldung zwischen Modellsimulationen und Messungen. Perugini et al. (2017) erklärten diesen Widerspruch mit der großen räumlichen Variabilität der zugrunde liegenden Prozesse (insbesondere unterschiedliche Dominanz von Albedo- und Evapotranspirations- bzw. Reibungseffekt) in Zusammenhang mit der räumlichen Skala (Rasterzellen der Modelle versus Punkte oder homogene Flächen der Messungen), aber auch mit unterschiedlichen Zeitbezügen der einzelnen Studien. Die regionsabhängige Dominanz des biogeophysikalischen Effekts aufgrund von Zunahme der Waldfläche wurde auch in der Studie von Huang et al. (2020) gezeigt.

Tab. 2.2 zeigt, dass Laub- und Nadelwald eine unterschiedliche biogeophysikalische Wirksamkeit besitzen. Schwaab et al. (2020) konnten (auch für die Alpenregion) zeigen, dass durch den Ersatz von Nadelwald durch Laubwald insbesondere im Sommer ein biogeophysikalischer Kühlungseffekt erzielt wird. Während der Effekt im Mittel, bei einer Erhöhung der Laubwaldfläche auf 80 %, relativ klein ist (ca. 0,3–0,75 K), wird er bei Hitzeperioden im Sommer besonders groß (bis 1,5 K). In diesem Zusammenhang ist festzuhalten, dass es auch durch die Anpassung an den Klimawandel zu einer natürlichen Verschiebung in der Zusammensetzung der Baumarten kommt. Die Ergebnisse der Waldinventur zeigen einen kontinuierlichen Anstieg des Anteils an Laubbaumarten in Österreich (siehe Abschn. 3.3.1 und Thom et al., 2018a). Damit sind eine Abnahme der Albedo (vorwiegend durch Reduktion der Schneedecke) und eine Zunahme der Evapotranspiration verbunden.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die deutliche Zunahme der Waldfläche während der letzten Dekaden in Österreich eher zu einem leichten Abkühlungseffekt (ca. −0,2 °C für 1992–2015) der Jahresmitteltemperatur geführt hat, aber die Unsicherheit über die biogeophysikalische Wirkung von Landnutzungsänderungen allgemein groß ist und ein signifikanter Forschungsbedarf besteht. Messungen der Energieflüsse an der Oberfläche erfassen meist keine Landnutzungsänderungen, sondern nur den Zustand einer Landnutzungsart, während Ergebnisse von Modellsimulationen (Regionalmodelle gekoppelt mit Landoberflä-

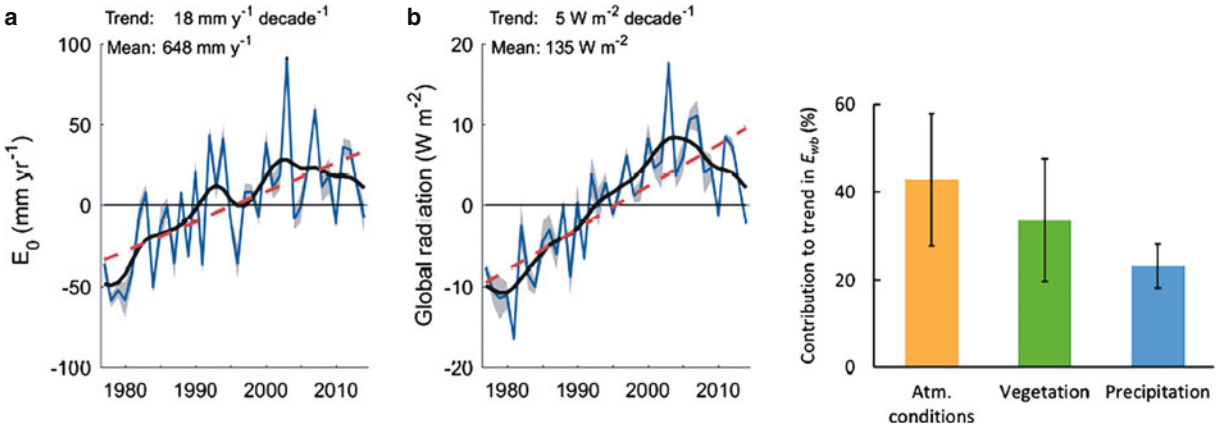


Abb. 2.20 Anomalien der Evapotranspiration (E_0) berechnet nach Penman-Monteith sowie der Globalstrahlung für Österreich über die Periode 1977–2014. Die *blaue Linie* zeigt die Werte der Einzeljahre, die *schwarze dicke Linie* ist eine mittels Gauß-Filter geglättete Kurve, die *rote Linie* zeigt den linearen Trend. In der Abbildung *rechts* wird der Anteil der einzelnen Antriebsgrößen zum Gesamttrend der Verdunstung (berechnet aus der Wasserbilanz auf Einzugsgebietsebene) gezeigt, die Fehlerbalken beziehen sich auf die Standardabweichung. (Duethmann & Blöschl, 2018)

chenmodellen) von den abgebildeten Prozessen und Rückkoppelungen abhängen. Auch muss die oft unterschiedliche Wirkung von Landnutzungsänderungen auf Oberflächentemperatur (aus Satellitendaten abgeleitete Temperatur) und 2m-Temperatur (Standardbeobachtung der Meteorologie) beachtet werden.

2.3.3 Änderung der Evapotranspiration in Österreich

Die in Abb. 2.20 aus einer Modellstudie abgeleitete Temperaturabnahme für Österreich auf Grund der Zunahme der Waldfläche begründet sich aus dem Überwiegen der Evapotranspiration beziehungsweise des latenten Wärmeflusses (gegenüber dem Albedoeffekt). Dies sollte durch Messungen der Evapotranspiration für Österreich bestätigt werden. Aktuelle Untersuchungen zur Verdunstung in Österreich stammen von Haslinger & Bartsch (2016) und Duethmann & Blöschl (2018). Die berechnete Evapotranspiration für Österreich zeigt seit 1979 einen deutlich steigenden Trend (+18 mm/Dekade, bezogen auf Jahreswerte). Diese Zunahme deckt sich mit der berechneten Evapotranspiration unter Verwendung eines Wasserbilanzansatzes (29,3 mm/Dekade). Als wesentlicher Antrieb der Verdunstungszunahme wird durch Duethmann & Blöschl (2018) die ebenfalls zunehmende Globalstrahlung angeführt, die wiederum aufgrund der zunehmenden Sonnenscheindauer angestiegen ist. Die mittlere Evapotranspiration für Österreich von 648 mm (604 mm mittels Wasserbilanzansatz) entspricht einem Netto-Wert der latenten Wärme von ca. 50 W/m^2, der Trend von +18 mm/Jahr/Dekade einer Zunahme der latenten Wärme von ca. 1,4 W/m^2/Dekade. Die Vegetation trägt durch einen veränderten NDVI (Normalized Difference Vegetation Index, abgeleitet aus Satellitendaten) ca. zu einem Drittel zu diesem Trend bei (Abb. 2.20). Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Evapotranspiration und damit der latente Wärmefluss in Österreich in den letzten vier Dekaden um ca. 20 mm/Jahr/Dekade (ca. 1,5 W/m^2/Dekade) zugenommen hat. Zirka ein Drittel des Effekts ist auf die Vegetation zurückzuführen, möglicherweise durch die Zunahme der Waldflächen (Duethmann & Blöschl, 2018).

2.3.4 Biogeophysikalische Effekte der Landnutzung während Hitzewellen

Die biogeophysikalische Wirkung verschiedener Landnutzungsarten hat besondere Relevanz in der möglichen Dämpfung oder Verstärkung von Hitzewellen. Aufbauend auf den Messungen verschiedener FLUXNET-Stationen konnten Teuling et al. (2010) die unterschiedlichen Reaktionen der einzelnen Energieflussterme über Waldbeständen im Vergleich zu Grünland beziehungsweise Ackerböden in Europa während Hitzewellen zeigen (Abb. 2.21). Überraschenderweise zeigt sich über Grünlandflächen während einer Initialphase einer Hitzeperiode eine relativ geringere Zunahme des fühlbaren Wärmestroms im Vergleich zu Waldflächen, während umgekehrt die Verdunstung (und damit der latente Wärmefluss) besonders große Werte über Grünlandflächen annimmt. Erst mit der Änderung der Wasserverfügbarkeit im Boden während der sich entwickelnden Hitzewelle wird der latente Wärmefluss über Grünlandflächen deutlich kleiner und es kommt, auf Grund des nun stark zunehmenden fühlbaren Wärmestroms, zu einem Verstärkungseffekt einer Hitzewelle. Waldflächen können hingegen, auf Grund eines eher konservativen Wasserhaushaltes und gleichbleibender Verdunstung, ihre dämpfende Wirkung auf

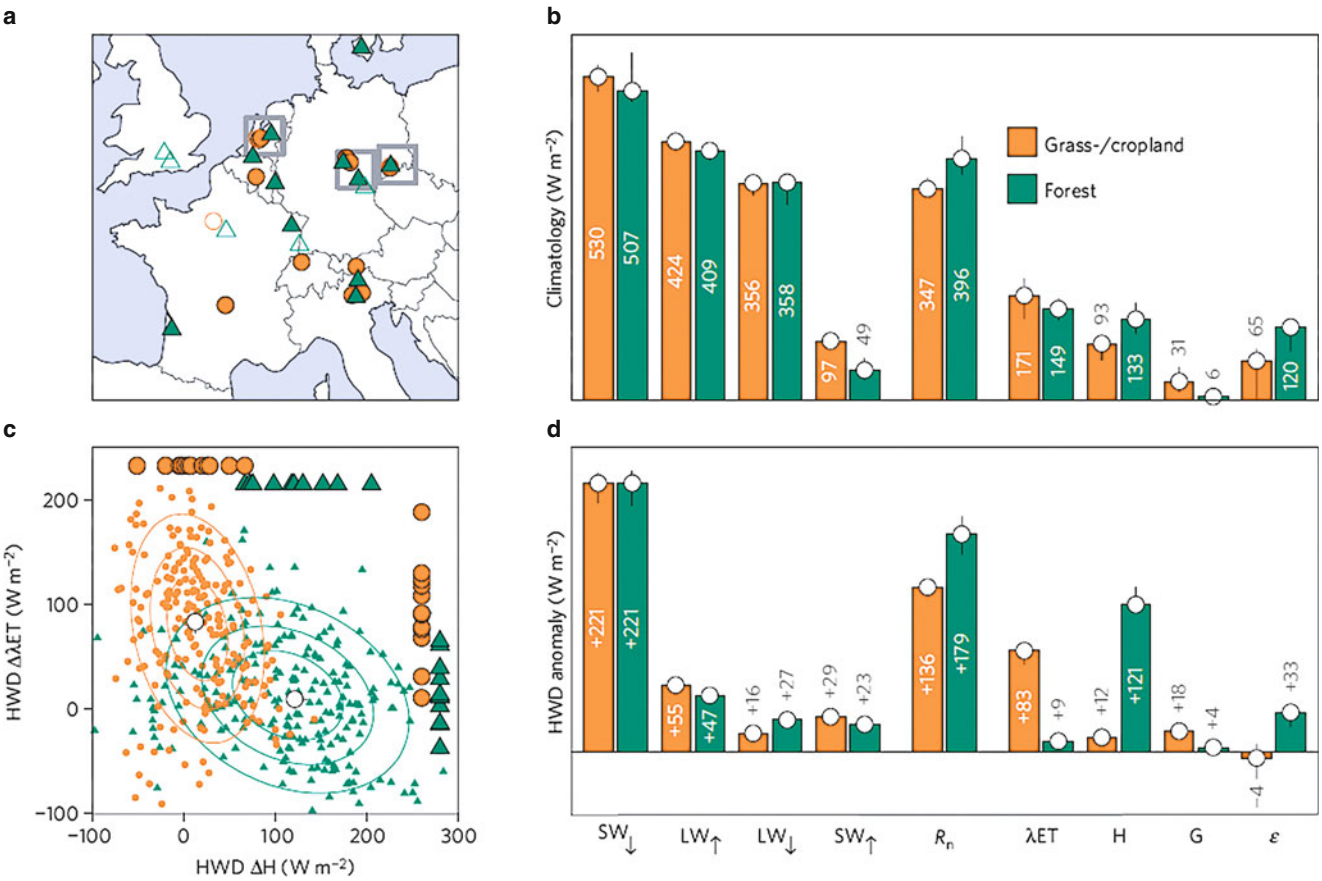


Abb. 2.21 Strahlungs- und Energieflüsse über Wald und Grünland. Die Bilanz ankommender (*Pfeil nach unten*) und abgehender (*Pfeil nach oben*) kurzwelliger (*SW*) und langwelliger (*LW*) Strahlung ergibt die verfügbare Netto-Strahlung (R_n), die für latenten Wärmestrom (λ ET), fühlbaren Wärmestrom (*H*) und Bodenwärmestrom (*G*) zur Verfügung steht. η ist das Restglied. **a** Messstationen, **b** Klimatologie der Energieflüsse, **c** Anomalien von ET und H an Hitzewellentagen, **d** Anomalien der Energieflüsse an Hitzewellentagen während der Initialphase. Die vertikale Linien markieren das 95-%-Konfidenzintervall der Mediane. (© nature geoscience, Springernature, Teuling et al., 2010)

Hitzewellen langfristig (Phase 2 und 3 einer Hitzeperiode) entwickeln.

2.4 Die Rolle ausgewählter naturnaher Ökosysteme für den Klimawandel

Da natürliche Austauschprozesse zwischen Ökosystemen und Atmosphäre per Definitionem nicht in der THG-Inventur erfasst werden, soll hier im Detail auf die Klimawirksamkeit spezifischer in Österreich relevanter Ökosysteme eingegangen werden.

2.4.1 Treibhausgasemissionen und andere klimawirksame Effekte der naturnahen und bewirtschafteten Moore

Die Flächenbestimmung bei organischen Böden unter Forst, Acker und Grünland ist schwierig, denn die vegetationsökologischen Definitionen der Moore entsprechen nicht den bodenkundlichen Definitionen.

Tab. 2.3 basiert auf einer vegetationsökologischen Definition.

Die Flächenabgaben zu Moorböden in Österreich schwanken zwischen 21.000 (Haslmayr et al., 2018) und 126.495 ha (Grünig, 2010). Somit sind Angaben über die Fläche organischer Böden in Österreich mit großer Unsicherheit behaftet.

Die Abschätzung der Emissionsfaktoren der organischen Böden Österreichs leidet darunter, dass nur sehr wenige Daten zu Gasflüssen zur Verfügung stehen. Von der Universität Wien werden die CO_2- und CH_4-Flüsse zweier Moorstandorte mit der Eddy-Kovarianz-Technik gemessen: Seit 2015 im naturnahen Pürgschachen Moor (steirisches Ennstal) und seit 2017 bei Illmitz (Schilfgürtel des Neusiedler Sees; Abb. 2.17.). Die CH_4- und CO_2-Austauschbestimmungen von Drollinger et al. (2019) zeigen, dass das leicht gestörte naturnahe Talbodenhochmoor Pürgschachen Moor im Ennstal in einem dem langjährigen Mittel von Niederschlag und Temperatur entsprechenden Jahr eine Senke von 110 g

Tab. 2.3 Übersicht der durchschnittlichen Kohlenstoffvorräte je Hektar der Landnutzungskategorien und Kohlenstoffpools in Österreich. Bei leeren Zellen sind keine Daten verfügbar. (Konsistente Zusammenstellung basierend auf FAO 2020; Umweltbundesamt, 2022, 2011, 2000)

Kategorie	Unterkategorie	Flächen in kha, 2018	Boden (t C /ha)[10]	Vegetation (t C /ha)[11]	Totholz (t C /ha)	Gesamtkohlenstoffvorrat im Boden (kt C)[10]	Gesamt-C-Vorrat im Boden (kt CO_2e)[10]	Gesamtkohlenstoffvorrat bis 30 cm Bodentiefe (kt C)[15]
Wald		4046	121[1,7,12]	104	2	490.000	1795.000	128.000
Ackerland		1405	60[8,12]			84.300	309.00	82.000
	Einjährige Kulturen			7				
	Weingärten[13]			3[4]				2000
	Obstanlagen[14]			14[4]				
	Haus- und Nutzgärten (mehrjährige Kulturen)			14[4]				
	Christbaumkulturen			47[4]				
	Energieholz			39[4]				
Grünland		1335	100[8,12]	6		134.000	489.000	62.300
Feuchtgebiete		153				37.500	137.000	4600
	Hochmoor	4[6]	4397[2]			18.700	68.600	
	Niedermoor	22[6]	843[3]			18.700	68.700	
Siedlungen[5]		568	46[9]	41		26.100	95.800	22.500
Sonstiges Land[5]		879	71[9]	11		62.400	229.000	

[1] Davon 106 t C/ha im Mineralboden, 15 t C/ha in der organischen Auflage; [2] bis 600 cm Bodentiefe (Haslmayr et al., 2018); [3] bis 115 cm Bodentiefe (Haslmayr et al., 2018); [4] am Ende der Umtriebszeit; [5] siehe Abschn. 2.2.3.3. für die inkludierten Subkategorien; [6] Fläche der schützenswerten Moore Österreichs lt. (Steiner, 1992); [7] Angaben basieren auf dem österreichweiten Messnetz der Waldinventur im Raster 4 × 4 km; [8] Angaben basieren auf dem österreichweiten Messnetz der länderweisen Bodenzustandsinventuren (Raster ca. 2 × 2 km); [9] Expertenschätzung; [10] bis 50 cm Bodentiefe (ausgenommen Moore); [11] oberirdische und unterirdische Biomasse der Vegetation; [12] es sind untergeordnet auch bewirtschaftete Böden aus Feuchtgebieten enthalten; [13] Umtriebszeit ca. 35 Jahre; [14] Umtriebszeit ca. 18 Jahre; [15] nach Baumgarten et al. (2021), der Berechnung liegen teilweise abweichende Flächenangaben zu den Nutzungskategorien zu Grunde, die Vorräte unter Wald beziehen sich nur auf den Mineralboden. CO_{2e} = CO_2-Äquivalente

CO_2e/m^2/Jahr war, während es unter Dürrebedingungen eine Quelle von 75 g CO_2e/m^2/Jahr war. Geht man davon aus, dass an diesem äußerst oligotrophen Standort mit sehr weitem C/N-Verhältnis des Torfs N_2O-Emissionen keine Rolle spielen, können diese Daten mit großer Konfidenz betrachtet werden.

Unter Verwendung publizierter Durchschnittswerte verschiedener Moortypen in Europa und des österreichischen Moorkatalogs (Steiner, 1992) errechneten Essl et al. (2012) Emissionsfaktoren zwischen 0,50 und 18,33 t CO_2e/ha/Jahr. Der Faktor von 69,33 t CO_2e/ha/Jahr für abgetorfte Flächen fällt mangels großer derartiger Flächen jedoch nicht ins Gewicht. Im Gegensatz dazu betragen die Emissionsfaktoren von genutzten Mooren 23,2–45,1 t CO_2e/ha/Jahr. Auf die von Essl et al. (2012) angesetzten Flächen hochgerechnet, würden die naturnahen Moore Österreichs ca. 0,02 Mio. CO_2e und die genutzten Moore ca. 3,9 Mio. t CO_2e/Jahr freisetzen. Da die von Essl et al. (2012) verwendeten Moorflächen (unter Bezugnahme auf Grünig, 2010) am hohen Ende der hier vorgestellten Spannweite liegen, sind diese Werte mit großer Unsicherheit behaftet. Aber selbst unter Verwendung des tiefen Endes des Spektrums (12.954 ha genutzte Moorböden) wären die Moore Österreichs eine Quelle von 0,35 Mio. t CO_2e.

Somit kann konstatiert werden [begrenzte Evidenz, mittlere Übereinstimmung], dass die naturnahen Moore Österreichs eine Senke für CO_2 darstellen, die durch den Klimawandel, Siedlungen, atmosphärische N- und Spurenstoffeinträge und andere Infrastrukturen und/oder Entwässerung zu einer Quelle werden kann, und dass die entwässerten Moore Österreichs Treibhausgase in einer Größenordnung von 0,35–3,9 Mio. t CO_2e/Jahr emittieren und damit eine bedeutende Quelle in der THG-Bilanz Österreichs sind.

2.4.2 Treibhausgasemissionen und andere klimawirksame Effekte von aquatischen Ökosystemen

Binnengewässer werden im letzten IPCC-Bericht zum Kohlenstoffkreislauf (Ciais et al., 2013) als Emittenten von global 1 Gt C/Jahr berücksichtigt. Aktuelle Ergebnisse der vergangenen Jahre zeichnen ein differenziertes Bild. Während die Fixierung von CO_2 durch die Photosynthese in Binnengewässern nur etwa 0,3 Gt C/Jahr ausmacht, werden die Emissionen (C-Äquivalente aus CO_2 und CH_4) mit 3,9 Gt C/Jahr beziffert (Drake et al., 2018). Der Großteil des Kohlenstoffs, der in aquatischen Ökosystemen transformiert, gespeichert und transportiert wird (5,1 Gt C/Jahr), kommt aus dem terrestrischen Bereich, und nur ein vergleichsweise kleiner Anteil davon wird in die Meere exportiert (0,95 Gt C/Jahr). Etwa 0,6 Gt C werden in den Sedimenten der Oberflächengewässer jährlich festgelegt (Drake et al., 2018). Diese Zahlen unterstreichen die bislang wenig beachtete Rolle von Binnengewässern im Kohlenstoffkreislauf. Auch in den nationalen THG-Inventuren werden die Oberflächengewässer mangels robuster Methoden und Daten nicht berücksichtigt. Eine weniger prominente Rolle im Vergleich

zu terrestrischen Ökosystemen (vor allem landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen), spielen Gewässer für den Stickstoffkreislauf und die Freisetzung von N_2O.

Bislang keine Beachtung im Kohlenstoffkreislauf und für die Bilanzierung von THGs findet das Grundwasser, welches per Definition auch zu den Binnengewässern, und somit auch zu den aquatischen Ökosystemen, zählt. Grundwasser ist eine Senke von Kohlenstoff und Stickstoff, auch in Form von Treibhausgasen (CO_2, CH_4, N_2O), aus dem terrestrischen Bereich, vor allem aus landwirtschaftlichen Flächen (Jahangir et al., 2012; Siemens, 2003). Zudem ist Grundwasser Transportmedium von Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen in oberirdische Gewässer (Jahangir et al., 2012). Grundwasserleiter sind ihrerseits jedoch auch biologischer Reaktionsraum für die Transformation von organischen Verbindungen und Nährstoffen und somit die Produktion von THGs (Minamikawa et al., 2010). Hotspots der CO_2- und N_2O-Emission sind beispielsweise Quellen (Laini et al., 2011) und landwirtschaftliche Flächen, die mit Grundwasser bewässert werden. Unklar ist bis heute, welche Mengen an Kohlendioxid und anderen THGs aus dem gesättigten Untergrund über den Grundwasserspiegel in die Bodenluft ausgasen, wie dies kürzlich für Schotterbänke an Fließgewässern gezeigt wurde (Boodoo et al., 2019, 2017), oder während der Bewässerung freigesetzt werden. Sowohl für die Oberflächengewässer als auch für das Grundwasser stehen österreichspezifische Daten zur Konzentration und Emission von THGs nur für ganz wenige ausgewählte Gewässer und Zeitpunkte zur Verfügung (Boodoo et al., 2019, 2017; Pighini et al., 2018; Schelker et al., 2016; Soja et al., 2014).

2.4.3 Klimawirksame Effekte von Gebirgspermafrost

Das jährliche Auftauen und Wiedergefrieren des Permafrostbodens ist nicht nur ein physikalischer Prozess, sondern birgt auch durch bodenchemische Prozesse die Möglichkeit zur Freisetzung von Treibhausgasen (v. a. CO_2 und CH_4), was im Falle des arktischen Permafrosts eine äußerst relevante (potenzielle) Treibhausgasquelle durch den Klimawandel darstellt (Schuur et al., 2015). Grundlage für eine Freisetzung sind entsprechend große Mengen an organischem C, die im Boden als potenzielle CO_2-Quellen gespeichert sein müssen. Während für den arktischen Permafrost eine Vielzahl an quantitativen Studien zu den Gasflüssen zwischen Boden und Atmosphäre vorliegen (und die große Relevanz des arktischen Permafrosts für das globale Klima belegen), gibt es derartige Studien für den Gebirgspermafrost der Alpen nicht. Jedoch kann geschlossen werden, dass auf Grund der geringen Mengen organischen Kohlenstoffs in Gebirgspermafrostböden (Abschn. 2.5) die Möglichkeit zur CO_2-Freisetzung sehr gering ist (Fuchs et al., 2015). So quantifizierten Pascual et al. (2021) das Kohlenstoffreservoir des Gebirgspermafrostes für das Altai-Gebirge (Russland) basierend auf Messungen als gering und postulierten eine Kohlenstoffsenke des Permafrostes und einen negativen Feedback durch den Klimawandel. Diese Ergebnisse aus dem Altai können auf den Permafrost der Alpen übertragen werden. Im Gegensatz dazu gaben Chersich et al. (2016) an, dass mit steigender Bodentemperatur (und damit einer Zunahme der Active Layer Thickness) die nachfolgende Freisetzung großer Mengen an CO_2 und Nährstoffen auch durch den alpinen Permafrostrückgang verbunden sein kann. Diese Studie bezieht sich jedoch nicht auf quantitative Daten und muss daher als weniger aussagekräftig eingestuft werden. Zusammenfassend kann sowohl auf Grund der geringen Mengen an gespeichertem Kohlenstoff im alpinen Permafrost als auch auf Grund der (übertragbaren) Ergebnisse aus dem Altai-Gebirge auf eine untergeordnete Rolle des Permafrostes für die THG-Bilanz geschlossen werden.

Im Gegensatz zu anderen Komponenten der Kryosphäre wie den Gletschern und der Schneedecke ist der Permafrost nicht direkt sichtbar und messbar. Nur die in den Alpen recht weit verbreiteten Blockgletscher (Gemenge aus Schutt und Eis) sind als Permafrostphänomen gut erkennbar. Boeckli et al. (2012a, 2012b) haben versucht, die flächenmäßige Verbreitung des Permafrostes in den Alpen mittels eines empirischen Modells abzuschätzen, wobei die mittlere Jahrestemperatur und die potenzielle kurzwellige Einstrahlung wesentliche Eingangsgrößen des Modells sind. Die aus dem Modell abgeleitete Flächengröße des Permafrostes in Österreich wird mit 484–2907 km^2 abgeschätzt (Gletscherfläche 340 km^2, Boeckli et al. 2012a).

Permafrost ist ein thermisches Phänomen, und die Bildung und der Abbau sind an erster Stelle an die Energiebilanz an der Erdoberfläche und damit an die Energieflüsse zwischen Atmosphäre und Boden gebunden (Scherler et al., 2014). Auf Grund der saisonalen Änderung der einzelnen Komponenten der Energiebilanz unterliegt auch der Permafrost einer saisonalen Veränderung, die von langfristigen Änderungen durch den Klimawandel überprägt ist. Das macht die Identifikation signifikanter zeitlicher Trends im Zusammenhang mit dem Klimawandel schwer und lange hochqualitative Beobachtungsreihen notwendig. Derartige Zeitreihen liegen von der Schweiz vor (Abb. 2.22) und ansatzweise aus Österreich (Sonnblick, Kitzsteinhorn, siehe Heinrich, 2017). Die Zeitreihen aus der Schweiz lassen einen allgemeinen Erwärmungstrend insbesondere seit 2009 erkennen, der durch den schneearmen Winter 2016/17 unterbrochen wurde (Noetzli et al., 2019). Das jährliche Auftauen und Gefrieren in den oberflächennahen Schichten wird mit der sogenannten Auftauschicht („Active Layer“) beschrieben, die ein wichtiges Maß für die Identifikation von Veränderungen des Permafrostes ist.

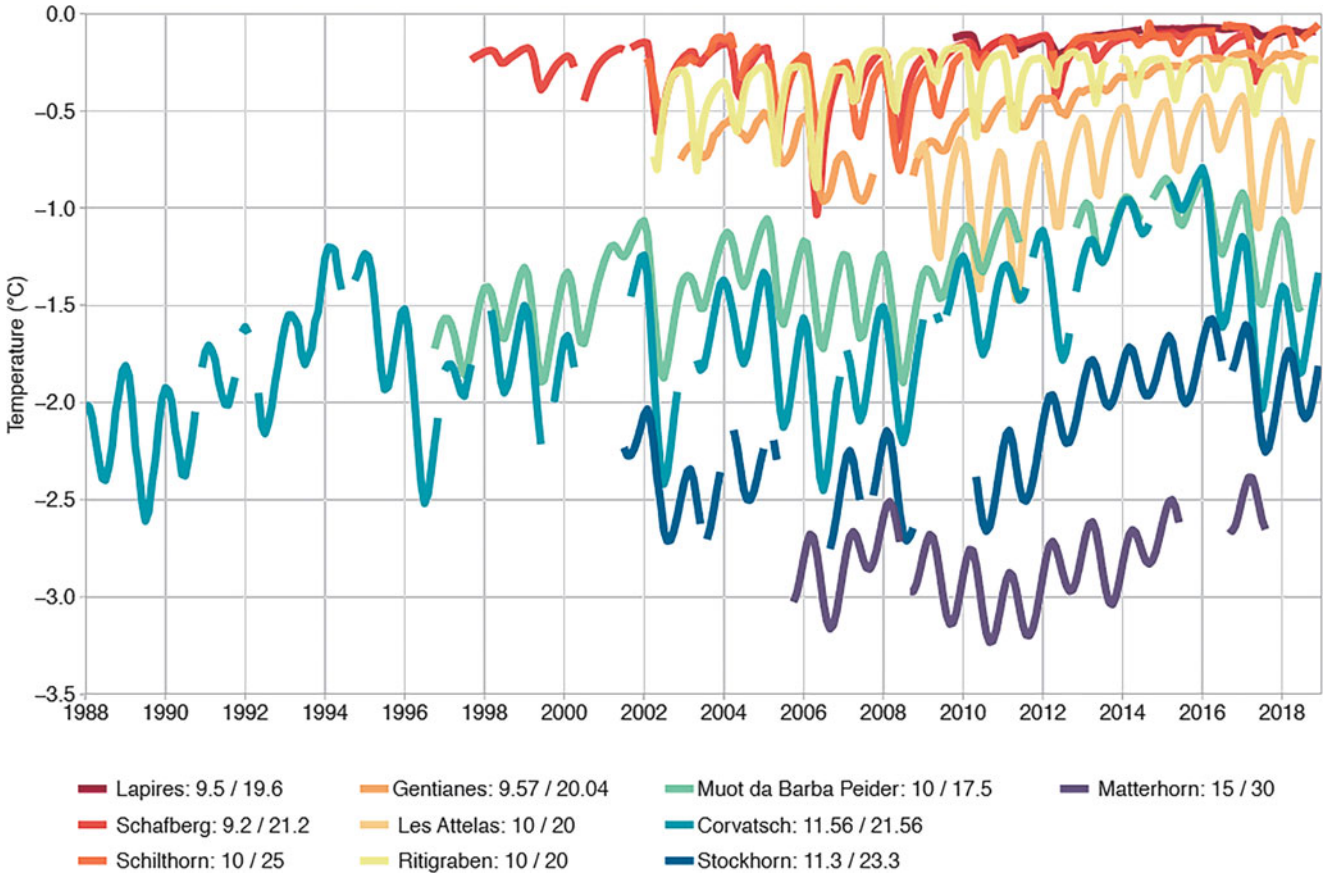


Abb. 2.22 Monatsmittel der Bodentemperatur in 10 m Tiefe für ausgewählte Permafrost-Beobachtungsstationen (Bohrlochmessungen) in der Schweiz. (Noetzli et al., 2019)

2.4.4 Almweiden und Änderungen/Aufgabe ihrer Bewirtschaftung

Almen tragen maßgeblich zur Ästhetik des österreichischen Landschaftsbildes bei und erfüllen eine Reihe wichtiger Ökosystemleistungen zum Erhalt einer regional hochwertigen Landwirtschaft und einer hohen Artenvielfalt im alpinen Raum (Tasser et al., 2020). Almweiden fungieren als regionale Kohlenstoffspeicher, sowie als Senken und/oder Quellen verschiedener natürlicher Treibhausgase (Gerzabek et al., 2005; Schirpke et al., 2013; Sjögersten et al., 2011; Tenhunen et al., 2009).

Die auffälligste Entwicklung in der jüngeren Vergangenheit ist der kontinuierliche Rückgang der bewirtschafteten Almfläche [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Wurden 1960 noch ca. 490.000 ha bewirtschaftet, so waren es im Jahr 2018 nur mehr ca. 340.000 ha (konsistente Berechnung der Almflächen durch Umweltbundesamt, 2015). Aufgrund vorliegender Befunde aus Studien kann man darauf schließen, dass ein großer Teil der aufgelassenen Almen unterhalb der potenziellen Waldgrenze bereits wieder zu Wald geworden ist, bzw. schreitet dort die Wiederbewaldung kontinuierlich fort (Tasser et al., 2007; Wallentin et al., 2008). Der Übergang von Almweide zu Wald geht mit einem vorübergehend starken Anstieg der Kohlenstoffspeicherung einher (siehe Abschn. 2.2.3.). Während der Kohlenstoffgehalt im Mineralboden weitgehend unverändert bleibt (Hiltbrunner et al., 2013; Ortiz et al., 2016) oder leicht abnimmt (Guidi et al., 2014) – allerdings sind Ergebnisse von Untersuchen häufig widersprüchlich, auf Grund der schwierigen Nachweisbarkeit von Kohlenstoffänderungen in alpinen Böden mit hohem Grobskelettanteil und heterogener Kohlenstoffverteilung –, nimmt der gebundene Kohlenstoff in der Baumbiomasse so lange zu, bis sich ein stabiler Kohlenstoffbestand etabliert hat [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Dies kann, unter guten Voraussetzungen, bereits innerhalb weniger Jahrzehnte große Mengen CO_2 (bis zu mehr als hundert Tonnen pro Hektar) der Atmosphäre entziehen (Hiltbrunner et al., 2013). Mit der Bewaldung verändern sich allerdings auch die Oberflächenbeschaffenheit der Landschaft und deren Reflexionseigenschaften (siehe Albedo, Abschn. 2.3.1), wodurch die positiven Effekte auf die Strahlungsbilanz der Kohlenstoffsequestrierung in der Baumbiomasse teilweise, bzw. in höheren schneereichen Lagen vollständig, verloren gehen können (Schwaab et al., 2015). Die Konfidenz dieser Einsichten zu den Albedoeffek-

ten an der Waldgrenze in Österreich, bzw. dem Alpenraum, ist aufgrund der niedrigen Anzahl an Studien gering. Berücksichtigt man auch Studien entlang latitudinaler Gradienten, welche sehr ähnliche (ökologische, klimatologisch) Gegebenheiten abbilden (z. B. Tundra–Taiga), ist die Evidenz robust und die Übereinstimmung hoch.

Die intensive Forschungstätigkeit im Stubaital lieferte wichtige Erkenntnisse über die Umwelt- und Managementeinflüsse auf die THG-Bilanzen der österreichischen Almweiden. Direkte Messungen des Ökosystem-CO_2-Austausches (Abschn. 2.2.4.1; Abb. 2.1 und Box 2.1) legen nahe, dass die heutigen österreichischen Almweiden überwiegend atmosphärische CO_2-Senken sind [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung](Hörtnagl et al., 2018a; Schmitt et al., 2010; Zeeman et al., 2010). Schmitt et al. (2010) zeigten darüber hinaus, dass aktiv bewirtschaftete Almweiden mehr CO_2 aufnahmen als Weideflächen, welche seit 20 Jahren brach lagen. Dafür wurde aus bewirtschafteten Almweiden mehr N_2O emittiert und weniger CH_4 aufgenommen als in brachliegenden Weiden (Harris et al., 2018). Die Evidenz, wie sich Almbewirtschaftung auf Spurengasflüsse (N_2O und CH_4) auswirkt, ist aufgrund der niedrigen Studienanzahl gering. Generell sind CH_4- und N_2O-Flussraten aus/in bewirtschafteten Almweiden aber um eine Größenordnung niedriger als jene von CO_2 und spielen damit nur eine untergeordnete Rolle in der THG-Bilanzierung. In der österreichischen THG-Inventur fallen Almweiden in die Kategorie Grünland, welche v. a. auf Grund der Emissionen aus den organischen Böden und Landnutzungswechsel von Wald zu Grünland insgesamt als THG-Quelle ausgewiesen wird. Im Gegenzug stellen die Landnutzungswechsel von Grünland zu Wald, die flächenmäßig bedeutender sind und v. a. in höheren Lagen stattfinden (Russ, 2019), eine deutliche THG-Senke dar (Abschn. 2.2.3.3).

2.5 Kohlenstoffbestände und Speicherpotenziale in Böden und Vegetation und deren Dynamik bei unterschiedlicher Nutzung

Der Einfluss der Landnutzung auf die Kohlenstoffbestände in Böden und Vegetation ist evident, die damit in Zusammenhang stehende Potenziale für die Kohlenstoffsequestrierung und deren Bedeutung für die Mitigation von Treibhausgasen werden jedoch kontroversiell diskutiert (Scharlemann et al., 2014; Stockmann et al., 2013). Im Folgenden werden daher für Österreichs Böden und Vegetation Schätzungen der Speicherpotenziale sowie der Kohlenstoffbestände und deren Veränderung dargestellt und hinsichtlich ihrer Relevanz für die Mitigation von Treibhausgasen bewertet.

Kohlenstoffbestandspotenziale in Vegetation und Boden bieten eine wichtige Referenz im Kontext von Landnutzung und Klimawandel: Potenzielle Kohlenstoffbestände in Ökosystemen sind jene Bestände, die sich in der hypothetischen Abwesenheit menschlicher Nutzung unter heutigen Klimabedingungen auf einem bestimmten Standort dauerhaft unter Berücksichtigung natürlicher Störungsregime etablieren würden. Die Senkenpotenziale stellen die hypothetisch maximale Netto-Senke dar, die sich realisieren würde, wenn ein Standort (unter heutigen Klimabedingungen) der natürlichen Sukzession überlassen würde, bis er den Klimax-Zustand erreicht (Holtsmark, 2012). Abweichend davon werden für den Boden auch sogenannte Kohlenstoffsättigungspotenziale über die maximale Schutzwirkung der Mineralsubstanz für stabilen Kohlenstoff definiert, wobei dieser Wert nicht unbedingt dem Kohlenstoffbestand unter natürlichen Bedingungen entsprechen muss. Die Erreichung der Sättigungspotenziale steht mit gesellschaftlicher Land- und Biomassenutzung in Zielkonflikten. Informationen über diese Potenziale dienen also nicht in erster Linie dazu, direkt Klimaschutzmaßnahmen abzuleiten (indem beispielsweise die Nutzung vollständig eingestellt wird). Stattdessen liefern sie wichtige Referenzgrößen, um unterschiedliche Optionen der Ressourcennutzung (z. B. Landnutzung, Landmanagement, Energiegestehung) gegeneinander abzuwägen, indem nicht nur die beobachteten Emissionen oder Senken, sondern auch deren Opportunitätskosten (Searchinger et al., 2018) in Form von „nicht realisierten Senken“ verglichen werden können.

In Tab. 2.3 sind die durchschnittlichen Kohlenstoffvorräte im Boden und in der Biomasse einzelner Subkategorien der Landnutzungskategorien in Österreich dargestellt.

2.5.1 Kohlenstoffbestände und Speicherpotenziale in Böden

Böden nehmen im globalen Kohlenstoffkreislauf eine zentrale Rolle ein. Der globale Pool an organischem Kohlenstoff in Böden wird auf 1.416 (Scharlemann et al., 2014) bis 2.344 Pg (Stockmann et al., 2013) geschätzt und repräsentiert damit das größte terrestrische Reservoir.

2.5.1.1 Bestimmende Faktoren der Kohlenstoffspeicherung in Böden

Das Verständnis der vorherrschenden Mechanismen der Kohlenstoffstabilisierung in Böden ist aktuell im Umbruch begriffen. Mehr als ein Jahrhundert wurde Humifizierung (d. h. die Bildung größerer, komplexerer und zunehmend heterozyklischer Moleküle) als grundlegender Mechanismus der Kohlenstoffstabilisierung in Böden betrachtet. Nach neueren Erkenntnissen hingegen wird organische Substanz als Kontinuum entlang des mikrobiellen oxidativen Abbaus und der damit verbundenen Stabilisierung an den Oberflächen der Mineralbestandteile des Bodens durch Mikroaggre-

gatbildung und somit als Ökosystemeigenschaft verstanden (Lehmann & Kleber, 2015; Schmidt et al., 2011). Kleine, einfache Moleküle (z. B. Zucker, Aminosäuren) haben demnach längerfristig eine ähnliche Verweilzeit wie komplexe, große Biomoleküle (z. B. Lignin). Hieraus ergeben sich wesentliche Implikationen für Kohlenstoffmanagement und -sequestrierung in terrestrischen Ökosystemen, insbesondere eine Obergrenze für die Speicherung geschützten organischen Kohlenstoffs im Boden (Sättigungspotenzial), welche neben Temperatur und Wasserhaushalt (Stockmann et al., 2013) wesentlich durch die Schutzwirkung der mineralischen Bodenkomponenten bestimmt wird (Schmidt et al., 2011), wobei hier vor allem stabilen Mikroaggregaten (Six et al., 2002) und Korngrößenfraktionen < 20 µm (Hassink, 1997) die größte Bedeutung zugeschrieben wird.

Die neue Humustheorie unterliegt jedoch auch zunehmender Kritik. Kurz zusammengefasst bezieht sich diese darauf, dass von ihren Proponenten experimentelle und thermodynamische Evidenz für aromatische (v. a. phenolische) Polymere aus dem Abbau von Lignin bzw. aus der Synthese durch Mikroorganismen (Gerke, 2018), die Existenz von starken Wasserstoffbrückenbindungen (Alberts & Takács, 2004; Wells, 2019) und die Stabilisierung von sekundären Strukturen durch Kationen (Galicia-Andrés et al., 2021) nicht berücksichtigt bzw. korrekt interpretiert würden. Die Existenz starker Wasserstoffbrückenbindungen in supramolekularen Strukturen wird als Beleg für chemische Schutzmechanismen benannt (Wells, 2019), jedoch ohne Bezugnahme auf eine Zeitskala. Daher müssen diese Erkenntnisse der für die Kohlenstoffstabilisierung relevanten grundlegenden Aussage der neuen Humustheorie, dass die Verweildauer organischer Substanzen im Boden, abgesehen von der Initialphase, nicht von der chemischen Rekalzitranz, sondern der Schutzwirkung der Bodenmatrix abhängt, nicht notwendigerweise widersprechen.

Durch Feuer entstandene Kohlenstoffformen (Pyrolysekohlenstoff) können in Grünland- und borealen Waldböden bis zu 40 % des organischen Kohlenstoffs ausmachen (Preston & Schmidt, 2006). Pyrolytischem Kohlenstoff wird aufgrund seiner verschmolzenen aromatischen Ringstrukturen zumeist hohe Stabilität im Boden zugeschrieben (Wang et al., 2016), doch gibt es auch Evidenz aus Feldexperimenten, dass sogar ein rascherer Abbau erfolgen kann (Hammes et al., 2008). In diesem Zusammenhang wurde auch für pyrolytischen Kohlenstoff die Schutzwirkung mineralischer Substanz als wesentlicher Faktor der Stabilisierung vorgeschlagen (Brodowski et al., 2006). Der mit gängigen Verfahren bestimmte Anteil von pyrolytischem Kohlenstoff in Böden könnte aufgrund methodischer Probleme bzw. fehlender Vorbehandlung zudem deutlich überschätzt sein (Gerke, 2018; Schmidt & Noack, 2000).

Eine Abschätzung der Verweildauer (Schmidt et al., 2011) und der Rolle von Pyrolyse-C und supramolekularen Strukturen für die Kohlenstoffsequestrierung in Böden ist auf Basis des derzeitigen Wissensstands nicht möglich (Courtier-Murias et al., 2013) und kann daher bei der Berechnung der Kohlenstoff-Sättigungspotenziale derzeit nicht berücksichtigt werden.

2.5.1.2 Kohlenstoffbestand österreichischer Böden („Carbon Stocks“)

In Tab. 2.3 sind die in den Böden bis 50 cm Tiefe gespeicherten Mengen an organischem Kohlenstoff auf Basis der zwischen 1988 und 1999 durchgeführten Bodenzustandsinventuren der Bundesländer und der bundesweiten Waldbodenzustandsinventur dargestellt. Dafür wurden die flächengewichteten Mediane der Kohlenstoffbestände für die gesamten aktuellen Flächen der Landnutzungsformen Österreichs hochgerechnet (Umweltbundesamt, 2011). Demnach sind in den Waldböden rd. 490 Mio. t C und in den landwirtschaftlichen Böden rd. 220 Mio. t C gespeichert. In den Moorböden sind, durch die geringe flächenmäßige Ausdehnung der Moore, geringere Kohlenstoffvorräte gespeichert, allerdings ist der Kohlenstoffbestand je Hektar vergleichsweise deutlich größer als in den anderen Landnutzungsformen. Der Gesamtbestand in den Böden Österreichs umfasst etwa 830 Mio. t C-Äquivalente zu 3.056 Mio. t CO_2, was näherungsweise 40 aktuellen jährlichen THG-Emissionsraten Österreichs entspricht. Bodenkohlenstoff in Horizonten unter 50 cm wurde dabei nicht erfasst. Eine Karte der Kohlenstoffbestände bis 30 cm Bodentiefe unter Berücksichtigung aller Nutzungskategorien ist in Abb. 2.23 wiedergegeben (Baumgarten et al., 2021), Daten zu den einzelnen Nutzungskategorien sind in Tab. 2.3 auch für die Tiefenstufe 0–30 cm aufgelistet, um internationale Vergleiche auch mit Angaben für diese Bodentiefe zu ermöglichen.

2.5.1.3 Kohlenstoffsättigungspotenziale und -defizite

Modellierungen der Kohlenstoffsättigungspotenziale und -defizite von Oberböden (0–20 cm) liegen auf Basis der Daten der niederösterreichischen Bodenzustandsinventur (Amt der Niederösterreichischen Landesregierung 1994) bislang nur für Niederösterreich vor (Wenzel et al., 2022). Bei Kohlenstoffvorräten von 36 t/ha (davon 85 %, somit 31 t/ha stabiler Kohlenstoff) unter Ackernutzung liegt das mittels Regressionsanalyse aus der Korngrößenfraktion < 20 µm modellierte Sättigungspotenzial bei 178 t/ha, daraus ergibt sich ein Sättigungsdefizit von 143 t/ha (Wenzel et al., 2022). Die entsprechenden Werte für Grünland betragen 63 t/ha Vorrat bis 20 cm Bodentiefe (davon 54 t/ha stabil), 143 t/ha Sättigungspotenzial sowie 88 t/ha Kohlenstoffdefizit (Wenzel et al., 2022). Ackerböden weisen somit ein Defizit von rd. 80 % des Potenzials auf, Grünlandböden eine ein Defizit von rd. 62 %. Die Ergebnisse des mit NÖ-Daten parametrisierten Boundary Line Modells (Feng et al., 2013) werden durch die

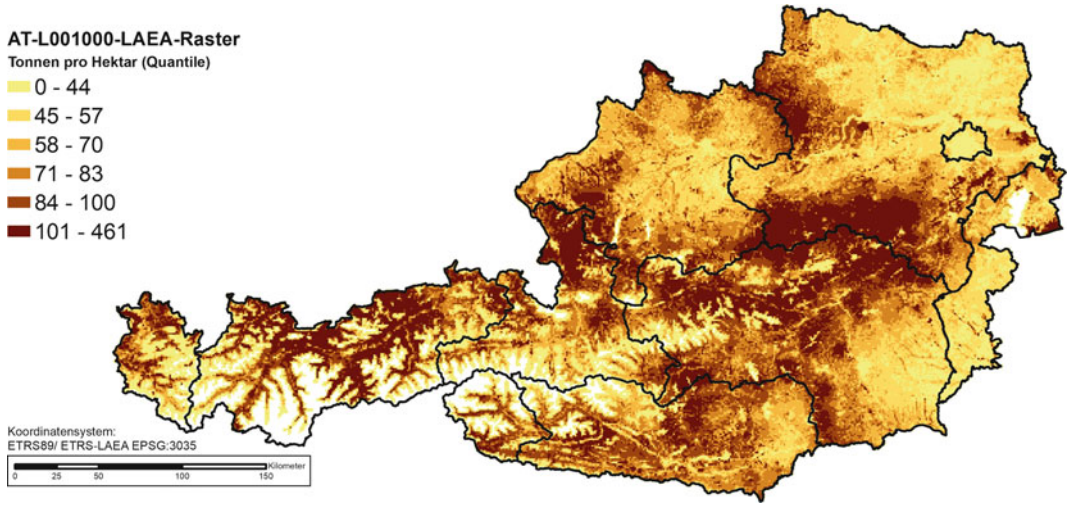


Abb. 2.23 Kohlenstoffbestände in österreichischen Böden bis 30 cm Bodentiefe. Dargestellt ist das 50 %-Quantil (Median). (Baumgarten et al., 2021; Haslmayr et al., 2018)

unabhängige Abschätzung der maximalen Kohlenstoffsättigung über die Kationenaustauschkapazität bestätigt (Wenzel et al., 2022).

Die Angaben zu Sättigungspotenzialen und -defiziten unterliegen denselben Fehlerquellen wie jene der Kohlenstoffvorräte und werden v. a. von den ungenauen Schätzwerten der Grobanteile und der Rohdichte trocken bestimmt (Fehler in der Größenordnung von 30 %). Dazu kommt, dass die Schätzung des Feinanteils < 20 µm mangels Messdaten aus der Fraktion < 63 µm (Ton- und Schlufffraktion) erfolgen musste und das Sättigungspotenzial über ein weiteres Regressionsmodell abzuschätzen war. Die rechnerische Unsicherheit bei der Schätzung des Sättigungspotenzials liegt bei Berücksichtigung der Fehlerfortpflanzung für das Boundary Line Modell mit den Daten der NÖ-Bodenzustandsinventur bei ± 25 g C/kg und wirkt sich bei geringen Werten stärker aus (Wenzel et al., 2022).

Vergleiche mit publizierten Studien aus anderen Ländern können nur methodenspezifisch erfolgen. Wiesmeier et al. (2014) kamen für Ackerböden Bayerns unter Verwendung des Regressionsmodells von Hassink (1997) und experimentell bestimmten Kohlenstoffkonzentrationen in der Fraktion < 20 µm auf ein Sättigungsdefizit von rd. 50 %, mit deutlich geringeren Defiziten unter Grünland und nahezu gesättigten Böden unter Wald. Ähnliche Ergebnisse wurden von Feng et al. (2013) für Böden aus verschiedenen Weltregionen berichtet, mit deutlich höheren Defiziten bei Anwendung der Boundary Line Methode im Vergleich zu jener von Hassink (1997). Mit der Methode von Hassink (1997) modellierten Angers et al. (2011) die Sättigungsdefizite landwirtschaftlicher Böden Frankreichs. Auch hier bestätigte sich die substanzielle Untersättigung von Ackerböden, während die Kohlenstoffgehalte der Grünlandböden größtenteils um das Sättigungspotenzial liegen. Angers et al. (2011) fanden besonders hohe Defizite in intensiv genutzten Böden (Weinbau, Ackerbau) im mediterranen Klimaraum (hohe Temperatur), während Böden unter extensiver Grünlandnutzung insbesondere in höheren Lagen meist – wahrscheinlich aufgrund der Unterschätzung des Kohlenstoffsättigungspotenzials durch die verwendete Gleichung von Hassink (1997) – gesättigt bzw. sogar übersättigt sind.

Hochgerechnet auf die Ackerfläche Niederösterreichs (699.867 ha) ergibt sich für die Oberböden (0–20 cm) ein Sättigungsdefizit zwischen rd. 100 Tg C, während dieses für die Grünlandfläche (182.477 ha) mit rd. 16 Tg C deutlich geringer ist. Unterstellt man ähnliche Sättigungsdefizite für die Böden der anderen Bundesländer, ergibt sich für Österreich ein Sättigungsdefizit unter Acker (1,34 Mio. ha) von 200 Tg C und unter Grünland (exklusive Almen; 0,94 Mio. ha) von 83 Tg C. Diese grobe Abschätzung stellt allerdings tendenziell eine Überschätzung dar, da die Kohlenstoffbestände in allen anderen Bundesländern mit Ausnahme des Burgenlands größer als in Niederösterreich sind (Baumgarten et al., 2021) und damit höhere Sättigung indizieren, und steckt somit vermutlich die Obergrenze ab. Während die Modellierungen der Sättigungspotenziale und -defizite für NÖ-Böden aufgrund der guten Übereinstimmung der Ergebnisse des Boundary Line Modells mit der unabhängigen Schätzung über die Kationenaustauschkapazität relativ gut abgesichert sind (Wenzel et al., 2022), birgt die Hochrechnung auf die landwirtschaftliche Nutzfläche Österreichs weitere Fehlerquellen, somit ist deren Ergebnis nur von mittlerer Konfidenz. Für Waldböden liegen keine Ergebnisse vor. Auch wenn die Ergebnisse von BMLFUW (2015) und Mutsch et al. (2013a, 2013b) nahelegen, dass viele Mineralböden unter Wald eine relativ hohe Sättigung aufweisen, ist zumindest bei stark streugenutzten Beständen aufgrund der historischen Kohlenstoffexporte von

einem Sättigungsdefizit auszugehen. Dafür sprechen auch die Ergebnisse der nationalen Waldbodenzustandsinventur in Deutschland, welche den Mineralboden unter Wald als Kohlenstoffsenke ausweisen (Grüneberg et al., 2014).

Dem sich aus den vorangegangenen Ausführungen ergebenden Sättigungsdefizit von 283 Tg C für die unter Acker- und Grünlandnutzung stehenden Oberböden Österreichs stehen rd. 22 Tg jährliche Kohlenstoffemissionen in Österreich gegenüber. Wie in Abschn. 2.5.1.5 und 5.1.1 ausgeführt, können Bewirtschaftungsmaßnahmen nur sehr eingeschränkt zur Kohlenstoffsequestrierung in Böden beitragen und damit das Sättigungsdefizit in der Regel nicht vollständig realisieren. Zudem könnten im günstigsten Fall in Acker- und Grünlandböden die CO_2-Emissionen von maximal 12,7 Jahren kompensiert werden. Die Kohlenstoffsequestrierungsrate lag in der Periode 1987/92–2006/08 bei 0,41 t C/ha/Jahr. Ohne grundlegende permanente Änderung der Landnutzung von Acker- auf Grünland- oder Waldnutzung ist nach derzeitigem Kenntnisstand davon auszugehen, dass durch Anpassung der Bewirtschaftungsmaßnahmen (siehe Abschn. 2.5.1.5) nur ein Teil des Sättigungspotenzials genutzt werden kann. Unabhängig davon ist die Kernaussage, dass österreichische Oberböden selbst im Falle der nicht realistischen vollständigen Realisierung des Sättigungspotenzials nicht viel mehr als ein Jahrzehnt der aktuellen CO_2-Emissionen Österreichs kompensieren könnten, von hoher Konfidenz. Nicht berücksichtigt wird hier das weitgehend unbekannte Sequestrierungspotenzial von Unterböden (> 20 cm Tiefe) und Waldböden. Ein kritischer Aspekt bezieht sich auch auf die Frage der Permanenz von Maßnahmen bzw. deren Wirksamkeit, insbesondere in zeitlich begrenzten Förderprogrammen (vgl. auch Abschn. 2.5.1.5). Wie weiter oben ausgeführt, ist die Rolle von pyrolytischen Kohlenstofffraktionen und supramolekularen Strukturen noch in Diskussion und derzeit nicht quantifizierbar, sodass weitere Erkenntnisse hier zu einer Neubewertung führen könnten.

2.5.1.4 Veränderungen der Konzentrationen des organischen Kohlenstoffs (Humusgehalts) in österreichischen Oberböden seit 1980/1990 (Bodenmonitoring)

Für die Waldböden Österreichs konnte aus den Daten der Waldbodenzustandsinventur kein klarer Trend der Kohlenstoffkonzentrationen abgeleitet werden, auch wenn regional zum Teil Zu- bzw. Abnahmen zu verzeichnen waren (Jandl et al., 2022; Mutsch et al., 2013b, 2013a). Ähnliche Ergebnisse liegen für die Schweiz vor (FOEN, 2020). Im benachbarten Deutschland wurde hingegen auf Basis eines Vergleichs der Daten der nationalen Waldbodenzustandsinventur aus den Perioden 1987–1992 und 2006–2008 der Mineralboden unter Wald als Kohlenstoffsenke identifiziert (Grüneberg et al., 2014).

Ergebnisse des niederösterreichischen Bodenmonitorings mit Erstbeprobungen in der Periode 1985/2000 und einer Wiederholungsbeprobung an denselben Standorten 2015/2020 (Wenzel et al., 2022) zeigen für die landwirtschaftlichen Oberböden während der letzten drei Dekaden eine Zunahme des Medians der organischen Kohlenstoffkonzentration in den Oberböden um 14,7 % von 15,5 auf 17,8 g C/kg ($n = 754$). Die Wiederholungsbeprobung erfolgte an Bodenprofilen der österreichischen Bodenkartierung sowie an Standorten der NÖ-Bodenzustandsinventur schwerpunktmäßig in den Kleinproduktionsgebieten (KPG) NÖ Kalkalpen (KPG Nr. 206), östlicher Wienerwald (208), Wiener Boden (809), Baden-Gumpoldskirchner Gebiet (810) sowie im Weinviertel und Marchfeld (802–808). Ackeroberböden ($n = 559$) zeigten im selben Zeitraum eine Zunahme des Medianwerts um 17,1 % von 12,7 auf 14,8 g C/kg, Grünlandböden ($n = 195$) eine Zunahme um 29,7 % von 39,4 g C/kg auf 51,1 g C/kg. Alle Unterschiede sind statistisch signifikant ($p = 0{,}05$). Die Zunahme unter Ackerland könnte mit dem Verbot der Strohverbrennung am Feld seit 1993 (BGBl 405, 1993) sowie mit den durch ÖPUL geförderten Maßnahmen für eine umweltgerechte Landwirtschaft zusammenhängen (Tiefenbacher et al., 2021; Wenzel et al., 2022). Eine den Ergebnissen des niederösterreichischen Bodenmonitorings ähnliche Tendenz wurde für Ackerböden des Hauptproduktionsgebiets 8 (HPG8) sowie das Marchfeld im Rahmen der ÖPUL-Evaluierung (AGES, 2010) gefunden. Die Mediane der Humusgehalte stiegen zwischen 1991/95 und 2006/09 in HPG8 von 30,2 auf 32,8, im Marchfeld von 26,0 auf 27,6 g/kg. Dieselbe Studie weist für das Alpenvorland einen Anstieg des Humusgehalts von 26,0 auf 28,8, im Wald- und Mühlviertel von 31,2 auf 32,4 g/kg aus. Die Humusbestimmung beruht auf Nassoxidation. In einem Bericht zur ÖPUL-Evaluierung für Oberösterreich (Dersch et al., 2013) wird für Ackeroberböden eine Steigerung des Medians der Konzentration an organischem Kohlenstoff im oberösterreichischen Anteil des Produktionsgebiets Alpenvorland von 25,5 (1991/92) über 28,6 (1991/95) auf 31,0 (2009/11) g C/kg berichtet. Die entsprechenden Zahlen für das Mühlviertel betragen 32,0 (1991/92), 35,1 (1991/95) und 35,0 (2009/11) g C/kg. In den oberösterreichischen Voralpen konnten keine gesicherten Veränderungen festgestellt werden. Die Daten dieser Studie stammen aus diversen Quellen mit unterschiedlichen Aufnahmesystemen, Probenzahlen und Messmethodiken für organischen Kohlenstoff (BZI Oberösterreich, Praxisproben der AGES). Die Probenahme erfolgte in der Zeitreihe an unterschiedlichen Standorten, die Aussagekraft beruht vor allem auf der sehr hohen Probezahl der Praxisproben in den Perioden 1991/95 und 2009/11.

In oberösterreichischen Oberböden unter Grünland konnten, nicht zuletzt wegen des geringeren Datenumfangs, keine klaren Trends beobachtet werden, wobei sich regional ten-

denziell Abnahmen (Alpenvorland) oder Zunahmen (Mühlviertel) abzeichnen.

Insgesamt zeichnet sich in Österreich in den letzten Jahrzehnten eine Tendenz zur Zunahme des organischen Kohlenstoff in Oberböden unter Acker- und Grünland ab, die Konfidenz dafür ist für Niederösterreich als hoch, für die übrigen Gebiete jedoch aufgrund methodischer Aspekte und teils zu geringer Probenzahlen nur als mittel einzustufen.

2.5.1.5 Effekt von landwirtschaftlichen Managementmaßnahmen zur Nutzung von Sequestrierungspotenzialen

In der IPCC-Publikation „Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change & Forestry" (IPCC, 2003) wurden verschiedene landwirtschaftliche Managementoptionen mit erwarteten positiven Wirkungen auf die Kohlenstoff-Sequestrierung dargestellt und mit Sequestrierungsfaktoren auch quantitativ bewertet. Die in den Guidelines angeführten Maßnahmen wurden u. a. von Freibauer et al. (2004) und Weiske (2007) für die europäische Landwirtschaft hinsichtlich ihres Potenzials der CO_2-Sequestrierung quantifiziert, wobei im Ackerbau die Steigerung des Kohlenstoffinputs (v. a. über Ernterückstände, Kompost, Stalldung, Deckfrüchte), Biolandwirtschaft und reduzierte/minimale Bodenbearbeitung als die vielversprechendsten Ansätze bewertet wurden. Für Grünland und Moorböden wurde v. a. eine Anhebung des Grundwasserspiegels, für aktuell nicht genutztes Land bzw. Brachen die Etablierung permanenten Grünlands oder von Energieholzplantagen bzw. Aufforstung als relevante Optionen angegeben. Zugleich wurden aber für jede dieser Optionen z. T. wesentliche Limitationen angeführt, die v. a. aus zusätzlichen THG-Emissionen in Form von CH_4 und N_2O resultieren und damit die Mitigationswirkung der erwarteten CO_2-Sequestrierung zum Teil kompensieren (Freibauer et al., 2004).

Eine aktuelle Metanalyse von Langzeitversuchen (Tiefenbacher et al., 2021) ergab, dass die meisten Maßnahmen (Anbau von Zwischenfrüchten und Tiefwurzlern, reduzierte und minimale Bodenbearbeitung, biologische Landwirtschaft, Wirtschaftsdünger, diverse Furchtfolgen, Einarbeitung von Ernterückständen) jeweils zwischen 0,2 und 0,5 t C/ha/Jahr im Oberboden (0–20/30 cm) binden können. Höhere Sequestrierungsraten (ca. 0,5–1 t C/ha/Jahr) werden für Kompostdüngung angegeben, während Mineraldüngung und Bewässerung keine Auswirkungen haben. Brachen führen dieser Studie zufolge zu Kohlenstoffverlusten in der Größenordnung von 0,5 t C/ha/Jahr.

Darüber hinaus wird auch Biokohle als mögliche Maßnahme zur Kohlenstoffsequestrierung in Böden diskutiert. Die meist hohe Stabilität und der mögliche Zusatznutzen durch Verringerung von N_2O-Emissionen lässt diese Maßnahme attraktiv erscheinen, die tatsächliche Wirkung auf die THG-Bilanz ist jedoch über den gesamten Lebenszyklus unter Berücksichtigung von Produktion, Transport und Tradeoffs in Hinblick auf alternative Nutzungsoptionen (z. B. energetische Nutzung) zu bewerten (Paustian et al., 2019). Das globale Potenzial der Kohlenstoffsequestrierung durch die Einbringung von Biokohle in Böden wurde auf 1,8 Gt C/Jahr geschätzt (Woolf et al., 2010). Allerdings stellen Kohlenstoffeinträge in den Boden durch Anwendung von Biokohle, Kompost oder Wirtschaftsdünger keine Sequestrierung von CO_2 aus der Atmosphäre dar, sondern lediglich einen Transfer, und haben damit keinen Effekt auf die Mitigation der globalen Erwärmung (Olson et al., 2014), sofern der Kohlenstoff nicht durch anderweitige Verwendung verloren gehen würde bzw. infolge der Düngewirkung die Produktivität und damit die photosynthetische CO_2-Bindung aus der Atmosphäre erhöhen (Tiefenbacher et al., 2021). Zudem kann es durch extrem hohe Einträge von organischem Kohlenstoff und die damit verbundene Störung von Fließgleichgewichten infolge der massiven Steigerung der mikrobiellen Aktivität zu negativen Effekten wie Sauerstoffdefizit (Anaerobiose), Stoffwechselstörungen und Verlust von Funktionalitäten des Bodens kommen. Dies relativiert das u. a. von Tiefenbacher et al. (2021) berichtete Sequestrierungspotenzial von organischen Dünge- und Bodenverbesserungsprodukten.

Eine weitere Option zur Kohlenstoffsequestrierung stellt die Etablierung von Agroforstsystemen dar. Damit können, wie beispielsweise für die Schweiz gezeigt werden konnte, in relativ kurzer Zeit relevante Mengen an Kohlenstoff je Flächeneinheit gebunden werden (Seitz et al., 2017). Limitierender Faktor ist der erzielbare Anteil in Agrarlandschaften. Zudem ist noch kaum untersucht, in welchem Ausmaß der Kohlenstoffzuwachs in stabilen Fraktionen (< 20 µm) gebunden wird.

Zum erwarteten Mitigationseffekt einer 3- bzw. 10-prozentigen relativen Zunahme des organischen Kohlenstoff im Boden innerhalb von 20 Jahren infolge reduzierter bzw. minimaler Bodenbearbeitung (IPCC, 2003) wurden mehrere Metaanalysen auf Basis von Daten aus Langzeitexperimenten publiziert. Diese zeigen, dass es im Mittel zu einer Umverteilung im Bodenprofil, aber keiner Zunahme des organischen Kohlenstoffs kommt (Luo et al., 2010; Powlson et al., 2014; Sanderman et al., 2010). Dies hat in der Regel zwar positive Wirkungen für die Bodenfruchtbarkeit sowie weitere Bodenfunktionen, reduziert die Bodenerosion und kann zur Klimawandelanpassung beitragen, die Bedeutung für die Mitigation durch Kohlenstoffsequestrierung ist jedoch limitiert (Powlson et al., 2014).

Schließlich kann die Wirksamkeit von Kohlenstoffsequestierungsmaßnahmen durch deren Aufgabe limitiert sein, wodurch es zur Wiederfreisetzung des reversibel gebundenen CO_2 kommt (Leifeld et al., 2019). Insgesamt ergibt sich durch Maßnahmen der Landbewirtschaftung ein limitiertes Sequestrierungspotenzial, mit dem nur ein Teil der Sättigungsdefizite realisiert werden kann.

Eine Zuordnung der in Österreich beobachteten Zunahmen der Kohlenstoffkonzentrationen im Oberboden zu möglichen Effekten von Kohlenstoffsequestrierungsmaßnahmen im Rahmen des ÖPUL ist nach derzeitiger Datenlage nicht möglich.

2.5.1.6 Kohlenstoffflüsse durch Bodenerosion

Lal (2003) schätzte den globalen Kohlenstoffffluss infolge von Bodenerosion auf 4–6 Pg C/Jahr. Davon werden geschätzte 2,8–4,2 Pg C/Jahr in tiefere Lagen in der Landschaft umverteilt, 0,4–0,6 Pg C/Jahr gelangen in Gewässer. Ein Teil des Kohlenstoffs wird durch Überlagerung und Mikroaggregatbildung konserviert, 0,8–1,2 Pg C/Jahr gelangen jedoch u. a. infolge der Destabilisierung von Aggregaten während des Erosionsprozesses durch Mineralisation in die Atmosphäre (Lal, 2003). Der durch Bodenerosion bedingte Kohlenstoffffluss in die Atmosphäre entspricht der Größenordnung nach Angaben von Le Quéré et al. (2015) der durch globale Landnutzungsänderungen verursachten Freisetzung von Kohlenstoff (0,9 ± 0,5 Pg C/Jahr) und entspricht etwa einem Drittel der Senkenfunktion von Landökosystemen (3,0 ± 0,8 Pg/Jahr) im Zeitraum 2005–2014.

Erodierte Böden haben ein höheres Kohlenstoffsättigungsdefizit und somit auch ein höheres Sequestrierungspotenzial. Auf Basis von Messungen der Kohlenstoffflüsse mit Netto-Primärproduktion, Bodenabtrag und mikrobiellem Abbau der organischen Bodensubstanz bestimmten Berhe et al. (2008) die durch Erosion induzierte Kohlenstoffsequestrierung in unterschiedlichen topografischen Positionen und kamen zu dem Schluss, dass Erosion in der untersuchten kalifornischen Landschaft eine Netto-Senke für atmosphärischen Kohlenstoff darstellt. Quine & Van Oost (2007) kamen mittels Modellierung und Monitoringdaten für landwirtschaftliche Böden des Vereinigten Königreiches zu einem ähnlichen Ergebnis. Lugato et al. (2018) hingegen argumentierten auf Basis von Modellierungsergebnissen, dass erhöhte Bodenerosion vermutlich nicht zu vermehrter Kohlenstoffsequestrierung in europäischen Boden beitragen wird.

Modellierungen auf Basis der Universalen Bodenabtragsgleichung ergaben für landwirtschaftlich genutzte Flächen in Österreich im Jahr 2018 eine durchschnittliche Erosionsrate durch Wasser von 3,9 t Feinboden/ha/Jahr (Strauss et al., 2020). In der Zahl sind bereits erwartete erosionsmindernde Effekte von ÖPUL-Maßnahmen berücksichtigt. Für Ackerland wird ein durchschnittlicher Bodenabtrag von 5,8 t/ha/Jahr angegeben, ausgehend von einer Ackerfläche von 1315 Mio. ha entspricht dies österreichweit einem jährlichen Bodenabtrag von 7683 Tg. Die Repräsentativität der einzelnen Faktoren des Bodenabtragmodells und des zugrunde liegenden Datensatzes wird in der Studie unterschiedlich bewertet, eine konkrete Abschätzung des Fehlers ist nicht verfügbar. Die Genauigkeit der Modellierung wird von denselben Autor_innen in einer früheren Version der Studie (BAW – wpa, 2009) unter Verweis auf Schwertmann et al. (1987) mit ± 1,5 t Feinboden/ha/Jahr angegeben.

Geht man von den geringsten Kohlenstoffgehalten im Oberboden (15,1 g C/kg; 0–20 cm, Median für Burgenland; Gerzabek et al., 2005) aus, ergibt sich auf Österreichs Ackerflächen ein Kohlenstoffffluss durch Wassererosion im Ausmaß von 115 kt C/Jahr. Unterstellt man die Mediane der von Baumgarten et al. (2011) publizierten Kohlenstoffgehalte in den Böden der österreichischen Hauptproduktionsgebiete und bezieht auch die Winderosion mit ein, ergibt sich ein Kohlenstoffffluss von 125 kt C/Jahr (Strauss et al., 2020). Verwendet man die oben angeführten, von Lal (2003) geschätzten Anteile atmosphärischer Kohlenstoffverluste am gesamten erosionsbedingten Kohlenstoffffluss (13,3–30 %), so ergeben sich für österreichische Ackerflächen durch Bodenerosion Kohlenstoffverluste zwischen 15,3 (konservativer Ansatz) und 37,5 kt C/Jahr. Das entspricht etwa 0,02–0,05 % des in den unter Ackernutzung befindlichen Oberböden Österreichs gespeicherten Kohlenstoffs. Diese Schätzung ist mit sehr großen Unsicherheiten behaftet und somit nur von geringer Konfidenz, da der aus einer globalen Überblicksarbeit stammende Faktor für atmosphärische Verluste nicht an österreichischen Daten validiert werden kann, und berücksichtigt zudem nicht mögliche erosionsbedingte Sequestrierungspotenziale (vgl. oben). Die Größenordnung der Schätzungen zeigt dennoch, dass es sich um einen relevanten Prozess handelt: Die vom Umweltbundesamt (2019b) berechnete kohlenstoffspeichernde Wirkung des ÖPUL in den Ackerböden wird österreichweit mit 115 kt C/Jahr angegeben. Bodenerosion erreicht damit rund 13–33 % dieses Flusses.

Lokal und regional können die Erosionsraten und damit verbundenen Kohlenstoffflüsse stark vom Mittelwert abweichen. So übersteigen die modellierten Erosionsraten in intensiv genutzten Ackerbaugebieten Niederösterreichs in Regionen mit ausgeprägter Reliefenergie (Weinviertel, Teile des Alpenvorlands) meist 5 t C/ha/Jahr und erreichen teilweise 34 t/ha/Jahr (Strauss et al., 2020). Auf Grünlandflächen ist aufgrund der permanenten Vegetationsbedeckung mit deutlich geringeren Erosionsraten zu rechnen (Strauss et al., 2020).

2.5.2 Kohlenstoffbestände und Speicherpotenziale in der Vegetation

Analog zum Boden kann man auch in der Vegetation die aktuellen Kohlenstoffbestände mit ihrem physisch maximalen Potenzial vergleichen, um einen Einblick in die Größenordnung maximaler Senkenkapazitäten zu gewinnen. Auch hier dienen derartige Vergleiche nicht in erster Linie dazu, realisierbare Speicherkapazitäten zu quantifizieren. Informationen über Kohlenstoffpotenziale in der Vegetation sind

insofern nützlich, als sie einen Vergleich unterschiedlicher Landnutzungs-, Management- und Ressourcennutzungsoptionen miteinander in Hinblick auf ihre Opportunitätskosten, also jene Senkenkapazitäten, die durch bestimmte Optionen nicht realisiert werden konnte, erlauben.

Studien über die potenziellen Kohlenstoffspeicher in der Vegetation legen nahe, dass durch Wiederbewaldung, aber auch durch die Extensivierung der Waldnutzung (Erb et al., 2018; Houghton & Nassikas, 2017; Mund & Schulze, 2006), Kohlenstoffsenken in der Vegetation realisiert werden können [hohe Konfidenz]. Wichtig ist hierbei aber zu beachten, dass Land- und Ressourcennutzung miteinander in Verbindung stehen und negative Nebeneffekte entstehen können, wenn z. B. Aufforstung mit emissionsintensiverer Landwirtschaft oder Biomasseimporten („Leakage"-Effekte) einhergeht (Gingrich et al., 2019) oder Extensivierung der Holznutzung zu einer vermehrten Produktion emissionsintensiver Substitute führt (Weiss et al., 2020; siehe auch Abschn. 5.2.2.1 und 5.2.2). Informationen über Senkenpotenziale in der Vegetation liefern wichtige Grundlagen für politische Abwägungen darüber, wie gesamtgesellschaftliche Emissionsreduktionen am effektivsten realisiert werden können.

Für Österreich im Jahr 2000 errechnete Erb (2004), basierend auf Ableitungen von Bestandsmessungen ungestörter Ökosysteme, einen potenziellen oberirdischen Biomassebestand von 994 Mio. t C (inklusive unterirdischer Biomasse 1.100 Mio. t C; Gingrich et al., 2007). Diese Schätzung bezieht sich auf jenen Biomassebestand, der in der potenziellen natürlichen Vegetation ohne direkten menschlichen Einfluss, also ohne Landnutzung, aber mit gegenwärtigem Klima, vorherrschen würde. Im Vergleich dazu betrug der Kohlenstoffbestand in der beobachteten oberirdischen Vegetation 361 Mio. t C (inklusive unterirdisch: 428 Mio. t C; Gingrich et al., 2007), also nur 36 % der oberirdischen und 39 % der gesamten Potenziale. Niedertscheider et al. (2017) zeigen für eine hochalpine Fallstudie im Tiroler Stubaital im Jahr 2003, dass die Biomassebestände dort 49 % der potenziellen Bestände ausmachten.

Obwohl Österreich einen hohen Waldanteil hat, kommt die deutlichste Reduktion des Kohlenstoffbestands in Biomasse durch Flächenumwandlung zustande. Auf nationaler Ebene trug im Jahr 2000 die Differenz zwischen Grünland (aktuelle Vegetation) und Wald (potenzielle Vegetation) 34 %, die Differenz zwischen Ackerland und Wald 30 % zur Bestandsreduktion bei (Erb, 2004). Auch im Tiroler Stubaital waren 77 % der Biomasse-Bestandsreduktion auf Flächenumwandlung zurückzuführen (Niedertscheider et al., 2017). Tappeiner et al. (2008) errechneten mehr als eine Verdoppelung des Biomassebestandes im Stubaital unter maximaler Wiederbewaldung.

Dass auch die Nutzung von Wäldern zu einer Reduktion der Kohlenstoffbestände in der Waldbiomasse führt, belegen Studien mit unterschiedlichen Methoden [hohe Konfidenz]: Laut Erb (2004) lag auf österreichischer Gesamtebene der Kohlenstoffbestand in Wäldern im Jahr 2000 um 30 % unter dem Potenzial. Den Effekt der Einstellung der menschlichen Nutzung auf die Kohlenstoffpools in Wäldern zeigten Thom et al. (2018b) mit ihrer szenarienbasierten Modellierung der Kohlenstoffdynamiken des Reichraminger Hintergebirges im 20. und 21. Jahrhundert, basierend auf der rekonstruierten Waldlandschaft um 1900. Die Modellläufe mit natürlichen Störungsereignissen, jedoch ohne Landnutzung, resultierten bis 2013 in einem um 9,2 % höheren Kohlenstoffpool per Hektar (39,7 t C/ha) als die Modellläufe mit natürlichen Störungen und Landnutzung. Zudem initiierte die Beendigung der Landnutzung einen deutlichen Legacy-Effekt auf die kumulierte Kohlenstoffaufnahme der Landschaft nach 2013 bis 2099 („Recovery of C Stocks", +41,8 t C/ha). Waldmodelle ermöglichen darüber hinaus durch die räumlich-explizite und zeitlich dynamische Modellierung von Walddynamiken auf Landschaftsniveau durch die Simulation von Konkurrenz, Wachstum, Sterblichkeit und Verjüngung der einzelnen Bäume Einsichten in wichtige Rahmenbedingungen und Dynamiken (Seidl et al., 2012). Tausendjährige szenarienbasierte Modellsimulationsläufe auf der Fläche des Nationalparks Kalkalpen und seiner heutigen Waldlandschaft ergaben bedeutende Veränderungen der Baumartenzusammensetzung in Folge von Klimawandel und natürlichen Waldstörungen (Thom et al., 2017). Stabile dynamische Gleichgewichte mit dem rezenten lokalen Klima, die der potenziell natürlichen Vegetation entsprechen, stellen sich erst nach etlichen Hundert Jahren ein, da die aktuelle Vegetation stark durch menschliche Überprägung in der Artenzusammensetzung gekennzeichnet ist.

2.6 Energieeinsatz in Land- und Forstwirtschaft

2.6.1 Landwirtschaft

Den Energieverbrauch für den Sektor Landwirtschaft umfassend abzubilden ist wegen der Komplexität der Systeme und der nicht immer klaren Systemgrenzen sowie fehlender Datenverfügbarkeit schwierig. Jedoch hat die Landnutzung auch durch den direkten und indirekten Energieverbrauch, z. B. in Form von Diesel- oder Mineraldüngereinsatz, Einfluss auf die THG-Emissionen, welche freigesetzt werden und klimawirksam sind [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Die Landwirtschaft hatte mit 14.000 TJ im Jahr 2015 (erneuerbar und nichterneuerbar) einen eher geringen Anteil von 1,3 % am Endenergieverbrauch in Österreich (1.088.571 TJ; Baumann et al., 2016). Jedoch werden hier nur Verbräuche für Raumwärme und -kühlung, Dampferzeugung,

Industrieöfen, Standmotoren, Beleuchtung/IT und elektrochemische Anwendungen berücksichtigt (Baumann et al., 2016), weshalb ein wesentlicher Anteil in dieser Betrachtung fehlt. Der Verbrauch an Kraftstoff (Diesel und Benzin) aus dem Offroad-Sektor, welcher neben der Landwirtschaft auch die Fischerei berücksichtigt, betrug im Jahr 2018 9.838 TJ für mobile Anwendungen (Umweltbundesamt, 2019b). Diese können zwar hauptsächlich der Landwirtschaft zugeordnet werden [hohe Konfidenz], jedoch fehlen dennoch wesentliche Teile der Produktionskette, um die Inputs und Outputs an Energie bewerten zu können.

Es gibt einzelne Studien, welche die Energieverbräuche und Umweltwirkungen punktuell für bestimmte Systeme zur Produktion von erneuerbaren Energieträgern in Österreich darstellen. Wird elektrische Energie aus Biogas in Österreich produziert, so beträgt der fossile Energieinput pro kWh Output 1.858 MJe (287 g CO_2e/kWh, Maß für die Klimawirksamkeit) mit Maissilage als Hauptinputsubstrat und 1.342 MJe (239 g CO_2e/kWh, Maß für die Klimawirksamkeit) mit vorbehandeltem Maisstroh als Biogasquelle (Kral et al., 2016; MJe bezieht sich auf MJ-Äquivalente, also alle fossilen Energieinputs, welche in MJ umgerechnet wurden). Die verursachten Umweltwirkungen hängen aber stark von der betrachteten Produktionskette ab. Nach Steubing et al. (2016), Wernet et al. (2016) und Statistik Austria (2019) verursachte die Inlandsproduktion an Weizen, Roggen, Hafer, Triticale und Gerste einen Verbrauch an 9.470 TJ nichterneuerbarer Energieträger (insgesamt erneuerbar und nichterneuerbar 84.000 TJ), bei einem Ertrag von 3,04 Mio. t (Trockenmasse) [mittlere Konfidenz]. Um eine robuste Aussage treffen zu können, müssten die Biomasse- bzw. idealerweise die Bioenergieerträge aus der österreichischen Landwirtschaft den Energieinputs gegenübergestellt werden. Das würde eine Bewertung der Energieeffizienz des Agrarsektors in Bezug auf erneuerbare Energieproduktion erlauben.

2.6.2 Waldbewirtschaftung

Die Beschäftigung mit den Themen Energieverbrauch und Klimawirkungen spielte in der Waldbewirtschaftung lange Zeit eine untergeordnete Rolle. Erst ab dem Jahr 2005 trat eine Welle von Ökobilanzstudien auf (Klein et al., 2015; Valente et al., 2011a, 2011b), ausgelöst durch das zunehmende Interesse an erneuerbaren Energien (Heinimann, 2012). Cavalli et al. (2014) erstellten eine Literaturdatenbank, welche eine Übersicht von Studien zu CO_2-Emission in der Holzernte und Forstwirtschaft enthält. Betrachtet man veröffentlichte Studien, zeigt sich eine große Differenz beim Treibhauspotenzial (GWP), je nachdem, welche methodischen Annahmen getroffen wurden. Klein et al. (2015) gaben für das GWP in der Holzbereitstellung einen Bereich von 2,4 bis 59,6 kg CO_2e pro Festmeter mit Rinde (CO_2e/fm) an. Flächenvorbereitungen, Bestandspflege, waldbauliche Maßnahmen und sekundäre Prozesse emittieren im Mittel 14,3 CO_2e/fm. Addiert man den Transport, belaufen sich die Emissionen einer durchschnittlichen Holzbereitstellungskette auf 19,7 CO_2e/fm. Bei einer mittleren Holzdichte von 400 kg/fm ergibt sich eine Kohlestoffspeicherung (C) von Holz mit 733 CO_2e/fm. Daraus resultiert ein Verhältnis von Kohlenstoff emittiert zu Kohlenstoff gespeichert von 0,027, d. h. ungefähr 3 % des gespeicherten Kohlenstoff werden für die Bereitstellung aufgewandt [mittlere Konfidenz]. Argnani (2020) hat aus 173 Studien eine Zusammenstellung des Treibstoffverbrauchs für die Holzernte durchgeführt. Erntemaschinen mit einer höheren Leistung haben zwar einen höheren stündlichen Treibstoffverbrauch, aber auch eine höhere Produktivität, sodass über alle Maschinen im Durchschnitt der Treibstoffverbrauch circa 1,5 l/m^3 beträgt.

In Österreich wurde eine Studie durchgeführt, welche die Umweltauswirkungen der Holzernte bis zum Werk erhoben hat (Kühmaier et al., 2019). Die Werte waren vergleichbar mit den Werten aus internationalen Studien. In Österreich werden im Schnitt 26 kg CO_2e/m^3 für die Bereitstellung vom Waldort bis zum Werk emittiert [mittlere Konfidenz]. Das Fällen und Aufarbeiten hat relativ geringe Auswirkungen auf den Klimawandel. Aus ökologischer Sicht erweist sich das Fällen und Aufarbeiten mit Motorsäge (0,26 kg CO_2e/m^3; 0,5 % der Gesamtemissionen der österreichischen Holzbereitstellung) klimaverträglicher als mit Harvester (3,40 kg CO_2e/m^3; 2,2 %) oder Seilharvester (5,27 kg CO_2e/m^3; 0,5 %). Beim Rücken beträgt die Spreitung der Emissionen 2,04 (Traktor und Krananhänger; 1,1 %) bis 7,91 kg CO_2e/m^3 (Schlepper; 3,2 %). Die Rückung von Schlagabraum verursacht mehr als doppelt so hohe Emissionen als die Rückung von Rundholz. Beim Forwarder betragen die Werte 3,07 bzw. 6,60 kg CO_2e/m^3. Das Treibhauspotenzial beim Hacken von Energieholz beläuft sich auf 6,42 kg CO_2e/m^3 (3,7 %). Aufgrund der großen Distanzen von circa 180 km hat der Transport von Rundholz mit 26,95 kg CO_2e/m^3 (65,3 %) die gravierendsten Umweltauswirkungen innerhalb der gesamten Bereitstellungskette. Unter die Kategorie „Sonstige“ fallen die relativ neuen Technologien Seilharvester und Seilforwarder (Abb. 2.24). Die Bestandsbegründung und die Bestandspflege haben im Vergleich zur Holzernte vernachlässigbar geringe Umweltauswirkungen (Kühmaier et al., 2019).

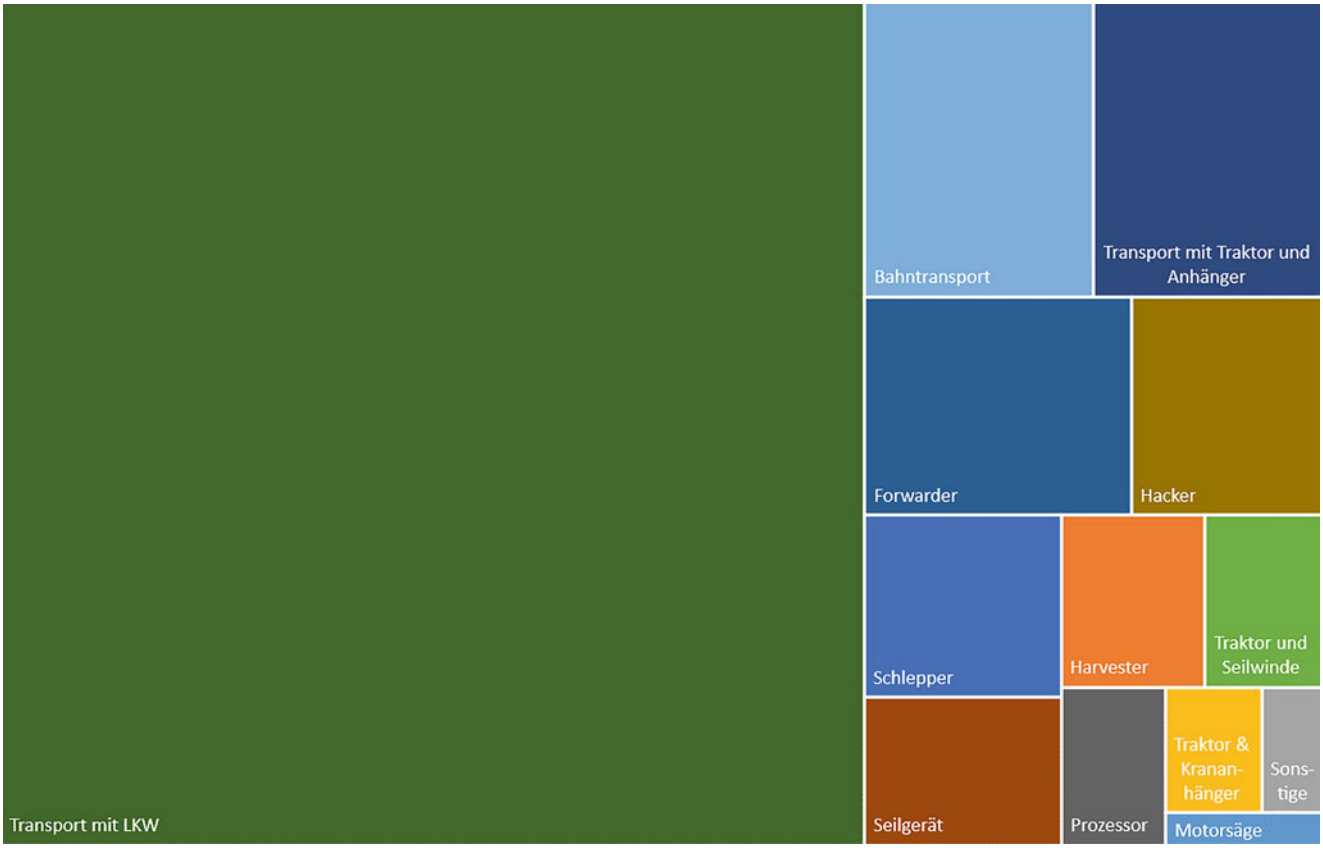


Abb. 2.24 Anteile der Bereitstellungsprozesse am gesamten Treibhauspotenzials für die österreichische Holzproduktion. (Quelle: Kühmaier et al. (2019))

2.7 THG-Emissionen aus Landnutzung und Landnutzungsänderung, die durch den österreichischen Konsum im In- und Ausland verursacht werden („Carbon Footprint")

Mit dem Konsum von Nahrungs- und Futtermitteln und für die energetische und stoffliche Nutzung von Biomasse ist eine umfangreiche Flächennutzung im In- und Ausland verbunden. Die damit einhergehenden THG-Emissionen, etwa aus der Produktion von Düngemitteln, aus der Tierhaltung oder aus Landnutzungsänderungen, sind beträchtlich [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Sie können wirtschaftssektorübergreifend in einem „Carbon Footprint" (CF) erfasst werden. Während eine territoriale THG-Inventur (Abschn. 2.2.3) dafür geeignet ist, sektorale Trends in THG-Emissionen zu analysieren, blendet sie jedoch die Verbindung zu importierten Gütern und Dienstleistungen und daraus resultierende Emissionen außerhalb territorialer Grenzen aus. Der CF bzw. die konsumbasierte Bilanzierung von THGs kann dagegen Emissionen etwa für ein Produkt, eine Person oder eine Region konsumbasiert abbilden und damit die durch den Konsum induzierten Emissionen über Landesgrenzen hinweg darstellen (Peters, 2008; Steininger et al., 2016; siehe Box 2.3).

Konsumbasierte Analysen sind daher auch dazu geeignet, zu untersuchen, ob eine Stagnation oder Reduktion von Emissionen im Inland mit einer Verschiebung emissionsintensiver Prozesse ins Ausland zusammenhängt. Sehr prominent wurden derartige Problemverlagerungen im Zusammenhang mit „indirektem Landnutzungswandel" („indirect Land Use Change", iLUC) von Searchinger et al. (2008) beschrieben. Sie zeigen, dass ein Umstieg auf Biotreibstoffe in den USA zwar durch Substitutionseffekte im Land zu Klimaschutz beiträgt, dass aber der erhöhte landwirtschaftliche Flächenbedarf global betrachtet zu Entwaldung und damit in Summe zu höheren Emissionen führt.

Box 2.3 Datengrundlagen und Berechnungsmethoden für die Analyse konsumbasierter THG-Emissionen

Lebenszyklusanalyse (LCA) Die Lebenszyklusanalyse, auch Ökobilanzierung genannt, ist ein Verfahren, um den CF für einzelne Produkte, Prozesse oder Organisationen in hohem Detail zu bestimmen. Spe-

zifisch für Umweltwirkungen von Landnutzung und deren Änderungen werden u. a. Inventare genutzt, um die Stickstoffemissionen, Kohlenstoffverluste und -sequestrierung in ober- und unterirdischer Biomasse sowie Böden (Humus) zu analysieren. Es gibt verschiedene Arten von Modellen, um Stickstoffemissionen und die vergangenen, aktuellen und die zukünftigen Kohlenstoffflüsse von Biomasse und Böden unter bestimmten Landnutzungen und Szenarien abzuschätzen. Diese Modelle nutzen verschiedenste Daten, u. a. auch Satellitendaten, zur Modellierung der Kohlenstoffflüsse (IPCC, 2019a). LCA-basierte THG-Bilanzierungen greifen bspw. auf Werte und Algorithmen des IPCC (IPCC, 2019b) sowie auf Sachbilanz-(Ökobilanz)–Datenbanken zurück. Wichtig ist, dass die Methoden für gemeinsam verwendete Datensätze gleich sind; dies betrifft u. a. die Systemgrenzen der Bewertungen oder Allokationen.

Economy-wide Accounting (MFA und IOA) Die Economy-wide-Accounting-Methoden Materialflussanalyse (MFA) und Umwelt-Input-Output-Analyse (IOA) sind im Gegensatz zur Lebenszyklusanalyse Top-down-Methoden. Das heißt, dass Produktion und Außenhandel einer Region in ihrer Gesamtheit abgebildet werden. Dabei liegt der Fokus weniger auf dem Detailgrad der Analyse, sondern mehr auf der Einbeziehung sämtlicher in einer definierten Region konsumierten Güter und Dienstleistungen und deren Vorleistungen. IOA wird häufig mittels Daten aus Aufkommens- und Verwendungsstatistiken, einem zentralen Element der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung, erreicht, welche zusammen mit bilateralen Handelsdaten zur Erstellung multiregionaler Input-Output-Tabellen verwendet werden. Diese erlauben das Nachzeichnen von Lieferketten und damit eine lückenlose Nachverfolgung von Produktflüssen. Emissionen entlang dieser Lieferketten können damit letztlich den Konsument_innen der Produkte zugeordnet werden. MFA bilanziert stattdessen direkte Importe und Exporte von Waren, welche kombiniert mit Emissionskoeffizienten je Produkt zur Abschätzung des CF eines Landes verwendet werden können. MFA und Input-Output-Modelle eignen sich damit zur Ermittlung des CF von Produktgruppen, Wirtschaftssektoren, sozioökonomischen Haushaltsgruppen, Länder und Regionen. Einschränkungen und Unsicherheiten ergeben sich aus der mangelhaften Verfügbarkeit, Vergleichbarkeit oder Qualität von Emissionskoeffizienten (MFA), Aufkommens- und Verwendungsstatistiken (IOA) sowie der für diese Methoden erforderlichen internationalen Handelsdaten. Außerdem führen ein hohes Aggregationsniveau für Produktgruppen und eine Untererfassung von informeller Produktion bei der IOA mitunter zu Verzerrungen.

Der derzeitige Wissensstand zu den konsumbasierten Emissionen Österreichs aus Land- und Forstwirtschaft, Landnutzung und Landnutzungsänderung ist limitiert. Insbesondere im Bereich forstwirtschaftlicher Produkte liegt keinerlei Literatur zu den AFOLU- oder LULUC-Emissionen des österreichischen Konsums vor. Aus der reinen Betrachtung der Außenhandelsstatistik lässt sich jedoch ablesen, dass Österreichs Netto-Importe von Holz und Holzwaren ein Ausmaß von 30 % der jährlichen inländischen Holzproduktion ausmachen, die Bruttoimporte liegen bei etwa 45 %. Österreich weist vor allem bei Rundholz und Hackgut hohe Netto-Importe von 10 bzw. 1,8 Mio. m^3 auf FAOSTAT (o. J.), während in den Produktgruppen Schnittholz und Holzplatten 6 Mio. m^3 mehr von Österreich ausgeführt als importiert wurde. Würde Österreich seinen Holzbedarf aus heimischer Produktion decken und nicht durch Netto-Importe den Druck auf ausländische Wälder auslagern, ist davon auszugehen, dass die Senkenleistung des österreichischen Waldes deutlich unter den für 2018 in der THG-Inventur berichteten 4,3 Mio. t CO_2e läge: Wird eine durchschnittliche Kohlenstoffdichte von 0,2 t C/m^3 Holz (Sägerundholz, Fichte oder Tanne: 0,182, Tropenholz: 0,308; Diestel & Weimar, 2014) und eine daraus resultierende CO_2-Senkenleistung von 0,73 t/m^3 unterstellt, entsprechen Österreichs Netto-Importe von Holz und Holzwaren einer gespeicherten Menge an CO_2 von 4,2 Mio. t, was knapp unterhalb der gesamten Senkenleistung des österreichischen Waldes liegt. Damit ist die Senkenleistung des heimischen Waldes aus konsumbasierter Sicht zu relativieren. Dabei ist jedoch anzumerken, dass in dieser Abschätzung nur die quantitativ relevantesten Holz-Außenhandelsströme berücksichtigt sind, Holz aber in verschiedensten weiteren Produkten steckt, die nicht in den FAOSTAT-Außenhandelsdaten abgebildet sind (Kalt et al., 2021).

Kalt et al. (2021) kamen in einer erst kürzlich erschienenen Analyse des Primärbiomasse-Fußabdrucks ebenfalls zu dem Ergebnis, dass Österreich im Zeitraum 2010–2013 deutlich mehr Holz konsumiert hat, als aus österreichischen Wäldern entnommen wurde. Dies ist in erster Linie auf die hohe energetische Biomassenutzung zurückzuführen, da die aus der Verarbeitung von importiertem Rundholz anfallenden Sägespäne, Rinde etc. großteils im Inland als Brennstoff genutzt werden, es also zu „indirekten" Importen von Energieholz kommt (Kalt & Kranzl, 2012). Kalt et al. (2021) wiesen auch auf Inkonsistenzen bei der statistischen Erfassung von inländischem Brennholzaufkommen

(Entnahme aus dem Wald laut Holzeinschlagsmeldung) und -verbrauch laut Energiebilanz der Statistik Austria hin (siehe auch Kalt, 2015; Strimitzer et al., 2020), was sich bei der konsumbasierten Abschätzung des österreichischen Energieholzverbrauches als erhebliche Unsicherheit niederschlägt.

Im Bereich des Konsums von Nahrungsmitteln liegen einige Studien vor, die den CO_2-Fußabdruck Österreichs unter Verwendung von Input-Output-Modellen quantifizieren. Einer Studie von Ivanova et al. (2017) zufolge lagen die jährlichen Emissionen des österreichischen Nahrungsmittelkonsums in 2011 bei rund 1,6 t CO_2e pro Person, was im Vergleich mit anderen EU-Ländern bei einer Bandbreite von 1,1 bis 3,6 t im unteren Bereich liegt. Diese Studie bezieht Emissionen aus Tierhaltung, Düngemittelproduktion und dem Einsatz fossiler Energieträger in der Landwirtschaft und Lebensmittelverarbeitung mit ein. Unter Verwendung derselben Datengrundlage kommen Behrens et al. (2017) für die Länder der EU auf einen Ernährungs-Fußabdruck von 1,3 bis 2,9 t CO_2e pro Person, wobei Österreich hier mit 1,9 t im Mittelfeld liegt. Steininger et al. (2018) weisen für dasselbe Jahr einen Fußabdruck des österreichischen Nahrungsmittelkonsums von insgesamt 11,8 Mio. t CO_2e aus, was einem Wert von 1,4 t CO_2e pro Person entspricht. Die konsumbasierten Emissionen der österreichischen Ernährung liegen diesen drei Studien zufolge damit zwischen 64 und 122 % über den territorialen Emissionen des Sektors Landwirtschaft laut THG-Inventur. Die Ergebnisse zur Höhe der personenbezogenen THG-Emissionen des Nahrungsmittelkonsums weisen aufgrund weniger Studien geringe Evidenz, dafür jedoch eine hohe Übereinstimmung auf.

Im Gegensatz zur Höhe der absoluten THG-Emissionsmengen agrarischer Güter zeigen die in den genannten Studien ermittelten Trends kein einheitliches Ergebnis. Hörtenhuber et al. (2019) zeigten auf, dass in Energieeinheiten gemessene Netto-Importe von Lebensmitteln und anderen landwirtschaftlichen Erzeugnissen und damit importierte Emissionen von Landnutzung sowie direkten und indirekten Landnutzungsänderungen angestiegen sind, nachdem die Nachfrage im Beobachtungszeitraum um knapp 15 % angestiegen war. Die Gründe dafür liegen primär bei Nettoimport-Zuwächsen von 1) Pflanzenölen, 2) Getreide (inkl. Getreideimporte für Bioethanolerzeugung) und 3) Ölsaaten im betrachteten Zeitraum von 1998 bis 2009. Darin wurden die Emissionen aus LULUC isoliert berechnet und ebenso ein anderer methodischer Zugang inklusive indirekt wirksamen Kräften („iLUC“) zu deren Zuordnung gewählt. Die durchschnittlich für den Zeitraum um 2010 ermittelten nahrungsmittelbedingten LULUC-Emissionen betragen 0,74 t CO_2e je österreichischer Person und Jahr (Hörtenhuber et al., 2019).

Im Gegensatz dazu finden Frey & Bruckner (2021) für die Periode 1986–2013 eine Abnahme der konsumbasierten Emissionen als Summe der Emissionen aus der Tierhaltung, dem Wirtschaftsdüngermanagement, dem Einsatz von synthetischen und organischen Düngemitteln, offener Verbrennung am Feld, Reisanbau und dem Einsatz fossiler Energieträger sowie auch direkter Emissionen aus LULUC (dLUC, nicht aber aus iLUC). Demnach sanken die Emissionen aus österreichischem Konsum von Nahrungsmitteln und Nichtnahrungsagrarprodukten in den Jahren 1995–2013 von etwa 23 auf 16 Mio. t CO_2e/Jahr (−30 %). Auch die Ergebnisse dieser Studie für das Jahr 2011 liegen über jenen von Ivanova et al. (2017), in diesem Fall um 16 %, was auf Unterschiede in den Systemgrenzen zurückzuführen ist. Während Ivanova et al. (2017) auch vorgelagerte Emissionen aus anderen Sektoren berücksichtigten, fehlen im Vergleich zu Frey & Bruckner (2021) u. a. die Emissionen aus dem Düngemitteleinsatz, Wirtschaftsdüngermanagement und LULUC. Im Jahr 2009 erreichten die Emissionen mit etwa 14,5 Mio. t CO_2e einen Tiefpunkt, steigen seither jedoch stetig, insbesondere durch „importierte“ Emissionen.

Der Anteil jener Emissionen, die durch den Import von Agrarprodukten für den österreichischen Konsum im Ausland verursacht werden, stieg laut Frey und Bruckner (2021) über die vergangenen Jahrzehnte leicht von 58,5 % in 1995 auf 61,5 % in 2013, was sich wiederum mit Erkenntnissen von Hörtenhuber et al. (2019) deckt. Im Jahr 2013 waren davon 20,1 % (3,2 Mio. t CO_2e) auf Importe aus anderen Teilen Europas zurückzuführen. Asien trug mit 2,8 Mio. t CO_2e zu 17,2 % der Emissionen aus dem österreichischen Konsum von Agrarprodukten bei. Die Übrigen verteilten sich auf Lateinamerika (15,4 %), Ozeanien (3,5 %), Afrika (3,4 %) und Nordamerika (1,8 %). Der zwischen 1995 und 2013 zu beobachtende Rückgang der Emissionen (Abb. 2.25) aus Importen ist vor allem auf Reduktionen bei Lederprodukten (−2,1 Mio. t CO_2e), Kaffee (−0,7 Mio. t CO_2e) und Rapsöl (−0,5 Mio. t CO_2e) zurückzuführen. Emissionen aus heimisch produziertem Schweine- und Rindfleisch sanken um 1,1 bzw. 0,8 Mio. t CO_2e. Gleichzeitig sind jedoch Emissionen aus den Importen von Rind- und Schweinefleisch sowie Geflügel um 0,6 Mio. t CO_2e gestiegen.

Bezüglich der durch Nahrungsmittel verursachten LULUC-Emissionen kann schlussgefolgert werden, dass deren Methodenwahl (dLUC vs. iLUC) sowie die Art der Zuteilung auf Import-, Export- und landesweit konsumierte Produkte (Masse vs. Energie) für einen relevanten Teil der absoluten und relativen Unterschiede zwischen den wenigen Studien ausschlaggebend sind. Diese Unterschiede sind auf methodische Differenzen insbesondere bei der Berücksichtigung von direkter oder indirekter Landnutzungsänderung und der Allokation von CO_2-Emissionen aus Biomasse und Böden zurückzuführen. Hier ist Forschungsbedarf gegeben. Hohe Konfidenz herrscht allerdings bezogen auf die Einsicht, dass ein großer Teil der landnutzungsbedingten Emissionen, wie

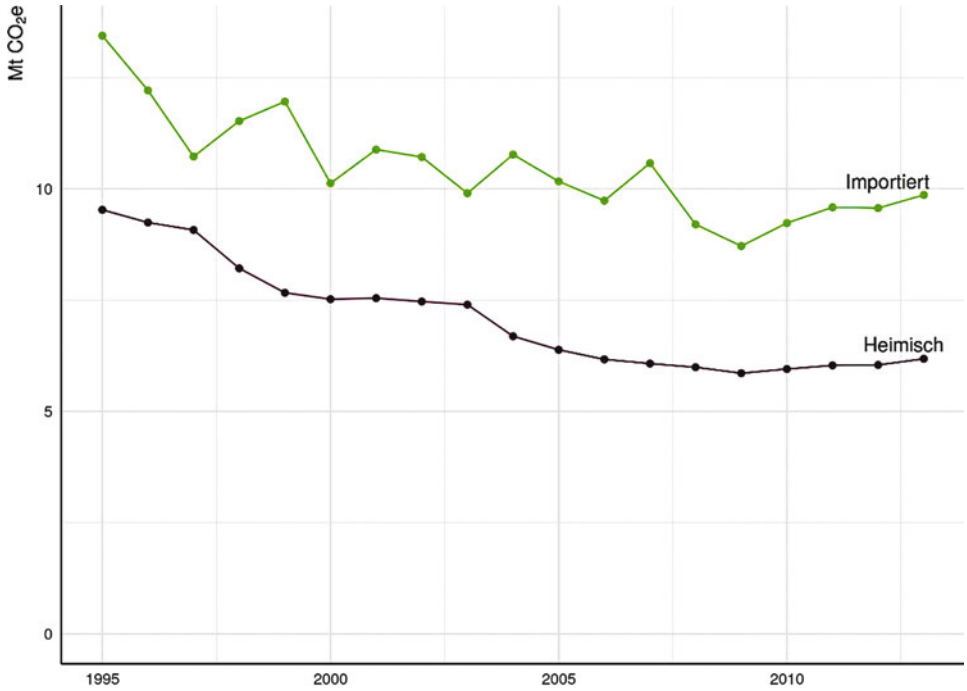


Abb. 2.25 Heimische und importierte THG-Emissionen von 1995 bis 2013 in Mio. t CO_2e pro Jahr. (Frey & Bruckner, 2021)

auch anderer Umweltauswirkungen, über Änderungen der Konsummuster reduziert werden können.

Eine detailliertere Betrachtung der Datengrundlage der Studie von Frey und Bruckner (2021) zeigt, dass in 2013 die größten Quellen von Österreichs konsumbasierten Emissionen die Rinder- und Schweinehaltung in Österreich selbst waren (3,3 bzw. 0,7 Mio. t CO_2e), gefolgt von der Sojaproduktion in Brasilien (0,7 Mio. t CO_2e) und der Palmölproduktion in Indonesien (0,4 Mio. t CO_2e).

Frey & Bruckner (2021) legten auch einen Vergleich der Produktkategorien *pflanzliche Nahrungsmittel*, *tierische Nahrungsmittel* und *Nichtnahrungsmittelerzeugnisse* (pflanzliche Produkte wie Textilien oder Agrarkraftstoffe und tierische Produkte wie Leder) vor und zeigten einen etwa gleichförmigen Rückgang der Emissionen aus dem Konsum pflanzlicher und tierischer Nahrungsmittel sowie von Nichtnahrungsmitteln. 2013 lagen die Emissionen aus tierischen Nahrungsmitteln demnach bei knapp 58 %, jene aus pflanzlichen Nahrungsmitteln bei 19 %, und jene aus Nichtnahrungsmittelerzeugnissen bei 23 %.

Mehr als 80 % jener Emissionen, die als Teil des österreichischen CO_2-Fußabdrucks aus AFOLU in Österreich entstanden sind, sind laut Frey & Bruckner (2021) alleine Fleisch (3,3 Mio. t CO_2e) und Milchprodukten (1,7 Mio. t CO_2e) zuzurechnen (Abb. 2.26). Lediglich 10,6 % (0,7 Mio. t CO_2e) gehen auf pflanzliche Nahrungsmittel zurück. Jener Anteil an Emissionen, welcher in Österreich für Nichtnahrungsmittelerzeugnisse entstand, ist mit 1,7 % sehr gering. Dem gegenüber entfallen die importierten Emissionen zu 36,4 % auf den Konsum von Nichtnahrungsmittelprodukten. Dies umfasst insbesondere Emissionen aus dem Konsum von importierten Lederprodukten (1,5 Mio. t CO_2e), Kleidung und Textilien (0,6 Mio. t CO_2e) und chemischen Erzeugnissen (0,4 Mio. t CO_2e).

Jene Produkte mit dem weitaus höchsten Anteil an Österreichs CO_2-Fußabdruck aus dem Konsum von Agrarprodukten sind Frey & Bruckner (2021) zufolge Rindfleisch (2676 kt CO_2e/Jahr), Milchprodukte (2.484 kt CO_2e/Jahr) und Schweinefleisch (2.191 kt CO_2e/Jahr), gefolgt von Lederprodukten (1.475 kt CO_2e/Jahr), Kaffee (1.021 kt CO_2e/Jahr), Textilien (563 kt CO_2e/Jahr), Weizenprodukten (428 kt CO_2e/Jahr), tierischen Fetten (415 kt CO_2e/Jahr) und chemischen Erzeugnissen (396 t CO_2e/Jahr). Der Fußabdruck je Produktgruppe ergibt sich aus der konsumierten Menge und der CO_2-Intensität des jeweiligen Produkts.

Entscheidend für die absolute Höhe der Emissionen ist die CO_2-Intensität der unterschiedlichen Produktgruppen. Diese stellen sich laut Frey & Bruckner (2021) wie in Tab. 2.4. zusammengefasst dar. Es liegen, abgesehen von Frey & Bruckner (2021), keine Ergebnisse für die österreichischen konsumbedingten THG-Emissionen (Carbon Footprints) in diesem hohen Detaillierungsgrad vor. Die österreichspezifische Konfidenz ist insofern gering, wobei sich die für Österreich ermittelten CO_2-Intensitäten hinsichtlich ihrer Größenordnungen zumeist gut mit internationalen Ergebnissen decken (siehe u. a. Poore & Nemecek, 2018) und damit beispielsweise die Unterschiede zwischen tierischen und pflanzlichen Produktgruppen gut abgesichert sind. Allgemein kann daher die Konfidenz zu konsumbedingten THG-Emissionen als mittel bis gut bewertet werden.

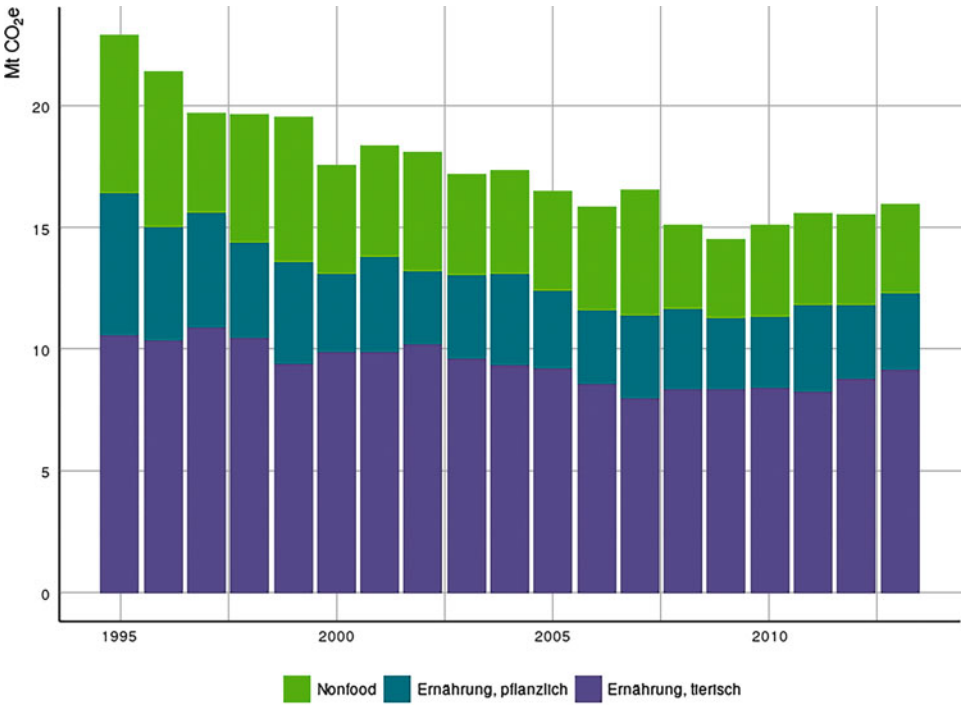


Abb. 2.26 Jährliche CO_2e-Emissionen (Mio. t) aus dem Konsum pflanzlicher und tierischer Produkte sowie aus Nichtnahrungsmitteln von 1995 bis 2013. (Frey & Bruckner, 2021)

Tab. 2.4 Überblick über die jeweilige CO_2-Intensität und den Fußabdruck ausgewählter Produktgruppen

Produktgruppe	CO_2-Fußabdruck (kt/Jahr; Frey und Bruckner, 2021)	CO_2-Intensität (mit Konfidenzintervall) in kg/kg für Österreich
Rindfleisch	2676	20,8 (16,6–25,0)[a] (Leip et al., 2010) 18,38 (Frey & Bruckner, 2021)
Schweinefleisch	2191	4,61 (4,51–5,53)[b] für Schlachtkörper bzw. 8,22 (8,02–9,82)[b] für Muskelfleisch (Hörtenhuber et al., 2020) 6,0 (4,8–7,2)[a] (Leip et al., 2010) 4,91 (Frey & Bruckner, 2021)
Geflügel	273	5,51 für knochenfreies Fleisch bzw. 3,5 für Schlachtkörper (Weiss & Leip, 2012) 1,62 (Frey und Bruckner, 2021)
Milch	2484	1,15 (0,92–1,26)[c] (Hörtenhuber et al., 2010) 1,23 (0,98–1,48)[a] (Leip et al., 2010) 1,09 (Frey & Bruckner, 2021)
Eier	227	2,0 (Weiss & Leip, 2012) 1,82 (Frey & Bruckner, 2021)
Kaffee	1021	12,63 (Frey & Bruckner, 2021)
Reis	147	2,55 (1,64–3,08)[d] (Clune et al., 2017) 4,25 (Frey & Bruckner, 2021)
Erdäpfel	35	0,18 (0,16–0,26)[d] (Clune et al., 2017) 0,07 (Frey & Bruckner, 2021)
Äpfel	28	0,29 (0,21–0,47)[d] (Clune et al., 2017) 0,06 (Frey & Bruckner, 2021)

[a] Werte mit aktualisierten THG-Charakterisierungsfaktoren (IPCC, 2013) (Konfidenzintervall: plus/minus eine Standardabweichung der Monte Carlo Simulation)
[b] Unter durchschnittlichen (Konfidenzintervall: kühlen und sehr heißen) Außenluft- bzw. modellierten Stallinnentemperaturen, hochgerechnet je Kilogramm verwerteter Schlachtkörper (Fleisch und Nebenprodukte)
[c] Werte mit aktualisierten THG-Charakterisierungsfaktoren (IPCC, 2013), typischer (Mittel-)Wert aus Berechnung mit Verteilung von Produktionssystemen (Konfidenzintervall: höchste und geringste Modell-Produktionssystemergebnisse)
[d] Globaler Median (Konfidenzintervall: Quartil 1 und Quartil 3)

Der Einsatz von Futtermitteln in der österreichischen Tierhaltung (3,9 Mio. t CO_2e in 2013) hat einen großen Anteil am CO_2-Fußabdruck der Ernährung. Dabei ist besonders hervorzuheben, dass die CO_2-Intensität des in Österreich verfütterten Sojas, zumeist als Sojaextraktionsschrot, mit durchschnittlich 1,07 kg CO_2e/kg deutlich höher ist als die des als Futter verwendeten Getreides mit 0,30 kg CO_2e bei Mais, 0,33 kg CO_2e bei Gerste und 0,34 kg CO_2e bei Weizen (Frey & Bruckner, 2021). Dabei weist Soja aus europäischer Produktion ähnliche Werte wie heimisches Getreide auf. Soja wird aber in großen Mengen aus Lateinamerika importiert, wo es mit Landnutzungsänderung und damit einhergehenden THG-Emissionen in Verbindung steht (Gavrilova et al., 2010). Werden die hohen Emissionen von Landnutzungsänderungen, im Wesentlichen Abholzung, mitgerechnet, ergeben sich deutlich höhere THG-Intensitäten für aus Lateinamerika importierte, nicht zertifizierte Ware, z. B. 4,76 kg CO_2e je kg Sojaextraktionsschrot (Hörtenhuber et al., 2011; siehe auch Abschn. 5.1.1.2; 5.3.1 und 5.3.2).

Ernährungsgewohnheiten bzw. das Konsumverhalten bei Lebensmitteln haben sich über die die letzten vier Jahrzehnte kaum verändert: Die Haupteiweißquellen in der menschlichen Ernährung sind tierischer Natur, aktuell ca. 40 % von Fleisch (60 % Schweinefleisch, ca. je 20 % Geflügel und Rindfleisch) und 20 % von Milch- und Milchprodukten. Getreideprodukte steuern etwa 23 % der Proteinversorgung bei. Hülsenfrüchte spielen in der Eiweißversorgung der Österreicher_innen keine Rolle (0,2 % der gesamten Eiweißmenge in Lebensmitteln; Berechnungen auf Basis des Österreichischen Ernährungsberichts; Rust et al., 2017).

Diese Rahmendaten belegen das große Mitigationspotenzial, das durch eine Reduktion tierischer Lebensmittel sowie eine Reduktion der Lebensmittelabfälle erzielt werden kann (siehe auch Abschn. 5.3.2.1) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die im Rahmen von Nachhaltigkeitsstrategien diskutierten und implementierten Maßnahmen (z. B. Effizienzsteigerung, Konsumreduktion bei Fleisch) können jedoch zu Zielkonflikten mit anderen Nachhaltigkeitsaspekten führen (Rückgang der Ökosystemleistungen, Rückgang des Biodiversitätspotenzials nach Aufgabe extensiver Bergwirtschaft; Frehner et al., 2020; Muller et al., 2017).

Während die hier beschriebene konsumbasierte Bilanzierung die Analyse des Treibers Konsum erlaubt, steht für die Analyse des Treibers Wertschöpfung (Kap. 3) die Methode der einkommens- bzw. wertschöpfungsbasierten Emissionsbilanzierung zur Verfügung. Diese Methode ordnet den gesamten vorgelagerten Ressourcenverbrauch in der Lieferkette den beteiligten Sektoren und Ländern entsprechend ihres jeweiligen Anteils an der gesamten Wertschöpfung in der Lieferkette zu (Piñero et al., 2019). Mit diesem Ansatz kann ein Land, das von seiner Position in einer globalen Lieferkette wirtschaftlich profitiert, für den der erzielten Wertschöpfung entsprechenden Anteil des Umweltverbrauchs verantwortlich gemacht werden, auch wenn dieser Umweltverbrauch weder auf dem eigenen Territorium passiert noch das letztliche Endprodukt in diesem Land konsumiert wird. Konkrete empirische Analysen zur Rolle der österreichischen Wertschöpfung als Treiber von THG-Emissionen von Landnutzung und Landnutzungsveränderungen im In- und Ausland liegen aktuell jedoch nicht vor, was als gravierende Forschungslücke gewertet wird.

Literatur

AGES, 2010. ÖPUL-Evaluierung – Auswirkungen von ÖPUL-Maßnahmen auf die Nährstoffverfügbarkeit österreichischer Böden. Studie des Instituts für Bodengesundheit und Pflanzenernährung Bereich Landwirtschaft in Kooperation mit den Landwirtschaftskammern Steiermark, Burgenland und Kärnten. BMLFUW, Wien.

Aguilera, E., Guzmán, G.I., Álvaro-Fuentes, J., Infante-Amate, J., García-Ruiz, R., Carranza-Gallego, G., Soto, D., González de Molina, M., 2018. A historical perspective on soil organic carbon in Mediterranean cropland (Spain, 1900–2008). Science of The Total Environment 621, 634–648. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.243

Alberts, J.J., Takács, M., 2004. Total luminescence spectra of IHSS standard and reference fulvic acids, humic acids and natural organic matter: comparison of aquatic and terrestrial source terms. Organic Geochemistry 35, 243–256. https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2003.11.007

Angers, D.A., Arrouays, D., Saby, N.P.A., Walter, C., 2011. Estimating and mapping the carbon saturation deficit of French agricultural topsoils. Soil Use and Management 27, 448–452. https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2011.00366.x

Argnani, A., 2020. Life cycle inventory of forest operation (Masterarbeit). Universität für Bodenkultur Wien, Wien.

Arneth, A., Sitch, S., Pongratz, J., Stocker, B.D., Ciais, P., Poulter, B., Bayer, A.D., Bondeau, A., Calle, L., Chini, L.P., Gasser, T., Fader, M., Friedlingstein, P., Kato, E., Li, W., Lindeskog, M., Nabel, J.E.M.S., Pugh, T. a. M., Robertson, E., Viovy, N., Yue, C., Zaehle, S., 2017. Historical carbon dioxide emissions caused by land-use changes are possibly larger than assumed. Nature Geoscience 10, 79–84. https://doi.org/10.1038/ngeo2882

Aubinet, M., Vesala, T., Papale, D. (Eds.), 2012. Eddy Covariance: A Practical Guide to Measurement and Data Analysis. Springer Netherlands, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-007-2351-1

Bahn, M., Rodeghiero, M., Anderson-Dunn, M., Dore, S., Gimeno, C., Drösler, M., Williams, M., Ammann, C., Berninger, F., Flechard, C., Jones, S., Balzarolo, M., Kumar, S., Newesely, C., Priwitzer, T., Raschi, A., Siegwolf, R., Susiluoto, S., Tenhunen, J., Wohlfahrt, G., Cernusca, A., 2008. Soil Respiration in European Grasslands in Relation to Climate and Assimilate Supply. Ecosystems 11, 1352–1367. https://doi.org/10.1007/s10021-008-9198-0

Bahn, M., Schmitt, M., Siegwolf, R., Richter, A., Brüggemann, N., 2009. Does photosynthesis affect grassland soil-respired CO2 and its carbon isotope composition on a diurnal timescale? New Phytologist 182, 451–460. https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02755.x

Baumann, M., Eggler, L., Holzmann, A., Kalt, G., Pauitsch, G., 2016. Energieszenario für Österreich – Entwicklung von Energienachfrage und Energieaufbringung bis 2030 (Endbericht). Austrian Energy Agency.

Baumgarten, A., Berthold, H., Bruckner, A., Hösch, J., Kitzler, B., Michel, K., Murer, E., Wissuwa, J., Zaller, J., Zechmeister-Boltenstern, S., 2014. Consequences of climate change on ecosystem functions, water balance, productivity and biodiversity of agricultural soils in the Pannonian area. (ACRP Projekt B060382 Publizierbarer Endbericht). Klima- und Energiefonds, Austrian Climate Research Programme, Wien.

Baumgarten, A., Dersch, G., Hösch, J., Spiegel, H., Freudenschuß, A., Strauss, P., 2011. Bodenschutz durch umweltgerechte Landwirtschaft.

Baumgarten, A., Haslmayr, H.-P., Schwarz, M., Huber, S., Weiss, P., Obersteiner, E., Aust, G., Englisch, M., Horvath, D., Leitgeb, E., Foldal, C., Rodlauer, C., Bohner, A., Spiegel, H., Jandl, R., 2021. Organic soil carbon in Austria – Status quo and foreseeable trends. Geoderma 402, 115214. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115214

BAW – wpa, 2009. Abschätzung des Bodenabtrags in Österreich und Integration der Daten in die INVEKOS-Datenbank. Beschreibung der Berechnungsmethode und Ergebnisse für die Jahre 2007 und 2008 (No. BMLFUW-LE.1.3.7/0016-II/5/2009). BMLFUW.

Behrens, P., Kiefte-de Jong, J.C., Bosker, T., Rodrigues, J.F.D., de Koning, A., Tukker, A., 2017. Evaluating the environmental impacts of dietary recommendations. PNAS USA 201711889. https://doi.org/10.1073/pnas.1711889114

Berger, T.W., Inselsbacher, E., Zechmeister-Boltenstern, S., 2010. Carbon dioxide emissions of soils under pure and mixed stands of beech and spruce, affected by decomposing foliage litter mixtures. Soil Biology and Biochemistry 42, 986–997. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.02.020

Berhe, A.A., Harden, J.W., Torn, M.S., Harte, J., 2008. Linking soil organic matter dynamics and erosion-induced terrestrial carbon sequestration at different landform positions. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 113. https://doi.org/10.1029/2008JG000751

Bernier, P.Y., Desjardins, R.L., Karimi-Zindashty, Y., Worth, D., Beaudoin, A., Luo, Y., Wang, S., 2011. Boreal lichen woodlands: A possible negative feedback to climate change in eastern North America. Agricultural and Forest Meteorology 151, 521–528. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2010.12.013

Betts, R.A., 2000. Offset of the potential carbon sink from boreal forestation by decreases in surface albedo. Nature 408, 187–190. https://doi.org/10.1038/35041545

BFW, 2020. Klimakrise managen – Ausblick für Wald und Holznutzung. Ergebnisse des CareforParis Projektes (No. 51-2020), BFW-Praxis Information. Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft (BFW), Vienna, Austria.

BFW, 2019. Waldinventur Zwischenergebnisse 2016–2018 [WWW Document]. https://bfw.ac.at/rz/bfwcms.web?dok=10544

BFW, 2011. Waldinventur 2007/09 (No. 24-2011), BFW-Praxis Information. Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft (BFW), Vienna, Austria.

BGBl 405, 1993. Bundesgesetz: Verbot des Verbrennens biogener Materialien außerhalb von Anlagen, BGBl 1993/697.

BMLFUW, 2015. Boden und Klima Einflussfaktoren, Daten, Massnahmen und Anpassungsmöglichkeiten. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaf (BMLFUW), Wien.

BMLRT, 2021. Grüner Bericht 2021, Die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft, Gemäß § 9 des Landwirtschaftsgesetzes (No. 62), Der Grüne Bericht. Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, Wien.

BMNT, 2019. Integrierter nationaler Energie- und Klimaplan für Österreich: Periode 2021–2030 gemäß Verordnung (EU) 2018/1999 des Europäischen Parlaments und des Rates über das Governance-System für die Energieunion und den Klimaschutz. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT).

Bodner, G., Mentler, A., Klik, A., Kaul, H.-P., Zechmeister-Boltenstern, S., 2017. Do cover crops enhance soil greenhouse gas losses during high emission moments under temperate Central Europe conditions? Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment 68, 171–187.

Boeckli, L., Brenning, A., Gruber, S., Noetzli, J., 2012a. A statistical approach to modelling permafrost distribution in the European Alps or similar mountain ranges. The Cryosphere 6, 125–140. https://doi.org/10.5194/tc-6-125-2012

Boeckli, L., Brenning, A., Gruber, S., Noetzli, J., 2012b. Permafrost distribution in the European Alps: calculation and evaluation of an index map and summary statistics. The Cryosphere 6, 807–820. https://doi.org/10.5194/tc-6-807-2012

Boodoo, K.S., Schelker, J., Trauth, N., Battin, T.J., Schmidt, C., 2019. Sources and variability of CO2 in a prealpine stream gravel bar. Hydrological Processes 33, 2279–2299. https://doi.org/10.1002/hyp.13450

Boodoo, K.S., Trauth, N., Schmidt, C., Schelker, J., Battin, T.J., 2017. Gravel bars are sites of increased CO2 outgassing in stream corridors. Scientific Reports 7, 14401. https://doi.org/10.1038/s41598-017-14439-0

Borchard, N., Schirrmann, M., Cayuela, M.L., Kammann, C., Wrage-Mönnig, N., Estavillo, J.M., Fuertes-Mendizábal, T., Sigua, G., Spokas, K., Ippolito, J.A., Novak, J., 2019. Biochar, soil and land-use interactions that reduce nitrate leaching and N2O emissions: A meta-analysis. Science of The Total Environment 651, 2354–2364. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.060

Brodowski, S., John, B., Flessa, H., Amelung, W., 2006. Aggregate-occluded black carbon in soil. European Journal of Soil Science 57, 539–546. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00807.x

Brovkin, V., Ganopolski, A., Claussen, M., Kubatzki, C., Petoukhov, V., 1999. Modelling climate response to historical land cover change. Global Ecology and Biogeography 8, 509–517.

Butschek, F., 2012. Österreichische Wirtschaftsgeschichte – Von der Antike bis zur Gegenwart. Böhlau Verlag Wien.

Butterbach-Bahl, K., Sander, B.O., Pelster, D., Díaz-Pinés, E., 2016. Quantifying Greenhouse Gas Emissions from Managed and Natural Soils, in: Rosenstock, T.S., Rufino, M.C., Butterbach-Bahl, K., Wollenberg, L., Richards, M. (Eds.), Methods for Measuring Greenhouse Gas Balances and Evaluating Mitigation Options in Smallholder Agriculture. Springer, Cham, pp. 71–96. https://doi.org/10.1007/978-3-319-29794-1_4

Cavalli, N.N., N.N., 2014. CO2 emission in forest operations: the CO2FORMEC Database.

Chen, L., Dirmeyer, P.A., 2020. Distinct Impacts of Land Use and Land Management on Summer Temperatures. Frontiers in Earth Science 8. https://doi.org/10.3389/feart.2020.00245

Chersich, S., Rejšek, K., Vranová, V., Bordoni, M., Meisina, C., 2016. Climate change impacts on the Alpine ecosystem: an overview with focus on the soil. Journal of Forest Science 61, 496–514. https://doi.org/10.17221/47/2015-JFS

Chu, H., Baldocchi, D.D., John, R., Wolf, S., Reichstein, M., 2017. Fluxes all of the time? A primer on the temporal representativeness of FLUXNET. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 122, 289–307. https://doi.org/10.1002/2016JG003576

Ciais, P., Sabine, C., Bala, G., Bopp, L., Brovkin, V., Canadell, J., Chhabra, A., DeFries, R., Galloway, M., Heimann, M., Jones, C., LeQuéré, C., Myneni, R.B., Piao, S., Thronton, P., 2013. Carbon and Other Biogeochemical Cycles, in: Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P.M. (Eds.), Cli-Mate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.

Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Clune, S., Crossin, E., Verghese, K., 2017. Systematic review of greenhouse gas emissions for different fresh food categories. Journal of Cleaner Production 140, 766–783. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.082

Courtier-Murias, D., Simpson, A.J., Marzadori, C., Baldoni, G., Ciavatta, C., Fernández, J.M., López-de-Sá, E. G., Plaza, C., 2013. Unraveling the long-term stabilization mechanisms of organic materials in soils by physical fractionation and NMR spectroscopy. Agriculture, Ecosystems & Environment 171, 9–18. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.03.010

Creutzig, F., Niamir, L., Bai, X., Callaghan, M., Cullen, J., Díaz-José, J., Figueroa, M., Grubler, A., Lamb, W.F., Leip, A., Masanet, E., Mata, É., Mattauch, L., Minx, J.C., Mirasgedis, S., Mulugetta, Y., Nugroho, S.B., Pathak, M., Perkins, P., Roy, J., de la Rue du Can, S., Saheb, Y., Some, S., Steg, L., Steinberger, J., Ürge-Vorsatz, D., 2022. Demand-side solutions to climate change mitigation consistent with high levels of well-being. Nature Climate Change 12, 36–46. https://doi.org/10.1038/s41558-021-01219-y

Czech Hydrometeorological Institute, 2022. 2022 National Inventory Report (NIR). Czech Hydrometeorological Institute, Prague.

Davin, E.L., Rechid, D., Breil, M., Cardoso, R.M., Coppola, E., Hoffmann, P., Jach, L.L., Katragkou, E., de Noblet-Ducoudré, N., Radtke, K., Raffa, M., Soares, P.M.M., Sofiadis, G., Strada, S., Strandberg, G., Tölle, M.H., Warrach-Sagi, K., Wulfmeyer, V., 2020. Biogeophysical impacts of forestation in Europe: first results from the LUCAS (Land Use and Climate Across Scales) regional climate model intercomparison. Earth System Dynamics 11, 183–200. https://doi.org/10.5194/esd-11-183-2020

de Bruijn, A.M.G., Grote, R., Butterbach-Bahl, K., 2011. An alternative modelling approach to predict emissions of N2O and NO from forest soils. European Journal of Forest Research 130, 755–773. https://doi.org/10.1007/s10342-010-0468-y

Del Grosso, S.J., Ojima, D.S., Parton, W.J., Stehfest, E., Heistemann, M., DeAngelo, B., Rose, S., 2009. Global scale DAYCENT model analysis of greenhouse gas emissions and mitigation strategies for cropped soils. Global and Planetary Change 67, 44–50. https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2008.12.006

Deltedesco, E., Keiblinger, K.M., Naynar, M., Piepho, H.-P., Gorfer, M., Herndl, M., Bahn, M., Pötsch, E.M., Zechmeister-Boltenstern, S., 2019. Trace gas fluxes from managed grassland soil subject to multifactorial climate change manipulation. Applied Soil Ecology 137, 1–11. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.12.023

Deltedesco, E., Keiblinger, K.M., Piepho, H.-P., Antonielli, L., Pötsch, E.M., Zechmeister-Boltenstern, S., Gorfer, M., 2020. Soil microbial community structure and function mainly respond to indirect effects in a multifactorial climate manipulation experiment. Soil Biology and Biochemistry 142, 107704. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107704

Dersch, G., Böhm, K., 2001. Effects of agronomic practices on the soil carbon storage potential in arable farming in Austria. Nutrient Cycling in Agroecosystems 60, 49–55. https://doi.org/10.1023/A:1012607112247

Dersch, G., Spiegel, H., Hösch, J., Haslmayr, H.-P., Baumgarten, A., Scheriau, S., Hölzl, F.X., Recheis-Kiensberer, J., 2013. Humusgehalt, Säuregrad und pflanzenverfügbare Phosphor- und Kaliumgehalte auf Acker- und Grünland in Oberösterreich: Aktueller Status auf Basis der Landesbodenuntersuchungsaktion 2009 in Abhängigkeit von Region, Betriebstyp (Tierhaltung und/oder Marktfruchtbetrieb), Bewirtschaftungsform (konventionell vs. biologisch) und weiterer ÖPUL-Maßnahmen sowie Ableitung von Entwicklungstrends seit Einführung des ÖPUL auf Basis von Bodendaten aus der Praxis von den Perioden 1991–1995 und 2008–2011 und der Bodenzustandsinventur OÖ 1993. BMLFUW, Wien.

Díaz-Pinés, E., Leitner, S., Keiblinger, K.M., Saronjic, N., Zimmermann, M., Zechmeister-Boltenstern, S., 2018. Impact of droughts and heavy rain on greenhouse gas emissions and soil microbial communities (ACRP Projekt B368577 Publizierbarer Endbericht). Klima- und Energiefonds, Austrian Climate Research Programme, Wien.

Díaz-Pinés, E., Schindlbacher, A., Pfeffer, M., Jandl, R., Zechmeister-Boltenstern, S., Rubio, A., 2010. Root trenching: a useful tool to estimate autotrophic soil respiration? A case study in an Austrian mountain forest. European Journal of Forest Research 129, 101–109. https://doi.org/10.1007/s10342-008-0250-6

Diestel, S., Weimar, H., 2014. Der Kohlenstoffgehalt in Holz- und Papierprodukten: Herleitung und Umrechnungsfaktoren. Thünen Working Paper, Hamburg.

Dirnböck, T., Foldal, C., Djukic, I., Kobler, J., Haas, E., Kiese, R., Kitzler, B., 2017. Historic nitrogen deposition determines future climate change effects on nitrogen retention in temperate forests. Climatic Change 144, 221–235. https://doi.org/10.1007/s10584-017-2024-y

Dirnböck, T., Kraus, D., Grote, R., Klatt, S., Kobler, J., Schindlbacher, A., Seidl, R., Thom, D., Kiese, R., 2020. Substantial understory contribution to the C sink of a European temperate mountain forest landscape. Landscape Ecol 35, 483–499. https://doi.org/10.1007/s10980-019-00960-2

Drake, T.W., Raymond, P.A., Spencer, R.G.M., 2018. Terrestrial carbon inputs to inland waters: A current synthesis of estimates and uncertainty. Limnology and Oceanography Letters 3, 132–142. https://doi.org/10.1002/lol2.10055

Drollinger, S., Knorr, K.-H., Knierzinger, W., Glatzel, S., 2020. Peat decomposition proxies of Alpine bogs along a degradation gradient. Geoderma 369, 114331. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114331

Drollinger, S., Maier, A., Glatzel, S., 2019. Interannual and seasonal variability in carbon dioxide and methane fluxes of a pine peat bog in the Eastern Alps, Austria. Agricultural and Forest Meteorology 275, 69–78. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.05.015

Duethmann, D., Blöschl, G., 2018. Why has catchment evaporation increased in the past 40 years? A data-based study in Austria. Hydrology and Earth System Sciences 22, 5143–5158. https://doi.org/10.5194/hess-22-5143-2018

Earth System Knowlegde Plattform o.j.: Darstellung der Albedo (Reflexionsgrade) unterschiedlicher Landnutzungsformen. https://www.eskp.de/fileadmin/eskp/lexikon/albedo.png

EC, 2016. EU Reference Scenario 2016: Energy, transport and GHG emissions – Trends to 2050. European Commission: Directorate-General for Energy, Directorate-General for Climate Action and Directorate-General for Mobility and Transport, Publications Office of the European Union, Luxembourg.

Erb, K.-H., 2004. Land-use Related Changes in Aboveground Carbon Stocks of Austria's Terrestrial Ecosystems. Ecosystems 7, 563–572.

Erb, K.-H., Gingrich, S., Krausmann, F., Haberl, H., 2008. Industrialization, Fossil Fuels, and the Transformation of Land Use: An Integrated Analysis of Carbon Flows in Austria 1830–2000. Journal of Industrial Ecology 12, 686–703. https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2008.00076.x

Erb, K.-H., Kastner, T., Luyssaert, S., Houghton, R.A., Kuemmerle, T., Olofsson, P., Haberl, H., 2013. Bias in the attribution of forest carbon sinks. Nature Climate Change 3, 854–856. https://doi.org/10.1038/nclimate2004

Erb, K.-H., Kastner, T., Plutzar, C., Bais, A.L.S., Carvalhais, N., Fetzel, T., Gingrich, S., Haberl, H., Lauk, C., Niedertscheider, M., Pongratz, J., Thurner, M., Luyssaert, S., 2018. Unexpectedly large impact of forest management and grazing on global vegetation biomass. Nature 553, 73–76. https://doi.org/10.1038/nature25138

Essl, F., Dullinger, S., Moser, D., Kleinbauer, I., 2012. MoorClim: Moore in Österreich – Zwischen Klimastress und Beitrag zum aktiven Klimaschutz.

EU 525, 2013. Regulation (EU) No 525/2013 of the European Parliament and of the Council of 21 May 2013 on a mechanism for monitoring and reporting greenhouse gas emissions and for reporting other information at national and Union level relevant to climate change and repealing Decision No 280/2004/EC (Text with EEA relevance).

Fahringer, A., 2019. Combined effects of elevated atmospheric CO2 and temperature levels on N2O and CH4 fluxes in managed alpine grassland during a simulated. (Masterarbeit). Universität für Bodenkultur, Wien.

FAO, 2020. Global Forest Resources Assessment 2020: Country Report – Austria. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.

FAOSTAT, n. d. Website von FAOSTAT. Forestry production and trade [WWW Document]. https://www.fao.org/faostat/en/#home (letzter Zugriff Oktober 2021)

Feng, W., Plante, A. F., Six, J., 2013. Improving estimates of maximal organic carbon stabilization by fine soil particles. Biogeochemistry 112, 81–93. https://doi.org/10.1007/s10533-011-9679-7

FOEN, 2020. Switzerland's Greenhouse Gas Inventory 1990–2018: National Inventory Report and reporting tables (CRF). Federal Office for the Environment, Bern.

Frehner, A., Muller, A., Schader, C., De Boer, I.J.M., Van Zanten, H.H.E., 2020. Methodological choices drive differences in environmentally-friendly dietary solutions. Global Food Security 24, 100333. https://doi.org/10.1016/j.gfs.2019.100333

Freibauer, A., Rounsevell, M.D.A., Smith, P., Verhagen, J., 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. Geoderma 122, 1–23. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.021

Frey, V., Bruckner, M., 2021. The global carbon footprint of Austria's consumption of agricultural (food and non-food) products, Ecological Economics Papers. WU Vienna University of Economics and Business, Vienna.

Fuchs, M., Kuhry, P., Hugelius, G., 2015. Low below-ground organic carbon storage in a subarctic Alpine permafrost environment. The Cryosphere 9, 427–438. https://doi.org/10.5194/tc-9-427-2015

Galicia-Andrés, E., Escalona, Y., Oostenbrink, C., Tunega, D., Gerzabek, M.H., 2021. Soil organic matter stabilization at molecular scale: The role of metal cations and hydrogen bonds. Geoderma 401, 115237.

Garnier, J., Le Noë, J., Marescaux, A., Sanz-Cobena, A., Lassaletta, L., Silvestre, M., Thieu, V., Billen, G., 2019. Long-term changes in greenhouse gas emissions from French agriculture and livestock (1852–2014): From traditional agriculture to conventional intensive systems. Science of The Total Environment 660, 1486–1501. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.048

Gavrilova, O., Jonas, M., Erb, K., Haberl, H., 2010. International trade and Austria's livestock system: Direct and hidden carbon emission flows associated with production and consumption of products. Ecological Economics 69, 920–929. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.015

Gerke, J., 2018. Concepts and Misconceptions of Humic Substances as the Stable Part of Soil Organic Matter: A Review. Agronomy 8. https://doi.org/10.3390/agronomy8050076

Gerzabek, M.H., Strebl, F., Tulipan, M., Schwarz, S., 2005. Quantification of organic carbon pools for Austria's agricultural soils using a information system. Canadian Journal of Soil Science, 85, 491–498.

Giltrap, D., Yeluripati, J., Smith, P., Fitton, N., Smith, W., Grant, B., Dorich, C.D., Deng, J., Topp, C.F., Abdalla, M., Lìyǐn L. Liáng, Snow, V., 2020. Global Research Alliance N $_2$ O chamber methodology guidelines: Summary of modeling approaches. J. environ. qual. 49, 1168–1185. https://doi.org/10.1002/jeq2.20119

Gimmi, U., Bürgi, M., 2007. Using Oral History and Forest Management Plans to Reconstruct Traditional Non-Timber Forest Uses in the Swiss Rhone Valley (Valais) Since the Late Nineteenth Century. Environment and History 13, 211–246.

Gingrich, S., Erb, K.-H., Krausmann, F., Gaube, V., Haberl, H., 2007. Long-term dynamics of terrestrial carbon stocks in Austria: a comprehensive assessment of the time period from 1830 to 2000. Regional Environmental Change 7, 37–47. https://doi.org/10.1007/s10113-007-0024-6

Gingrich, S., Krausmann, F., 2018. At the core of the socio-ecological transition: Agroecosystem energy fluxes in Austria 1830–2010. Science of The Total Environment 645, 119–129. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.074

Gingrich, S., Lauk, C., Kastner, T., Krausmann, F., Haberl, H., Erb, K.-H., 2016a. A Forest Transition: Austrian Carbon Budgets 1830–2010, in: Haberl, H., Fischer-Kowalski, M., Krausmann, F., Winiwarter, V. (Eds.), Social Ecology. Springer International Publishing, Cham, pp. 417–431. https://doi.org/10.1007/978-3-319-33326-7_20

Gingrich, S., Lauk, C., Krausmann, F., Erb, K.-H., Le Noë, J., 2021. Changes in energy and livestock systems largely explain the forest transition in Austria (1830–1910). Land Use Policy 109, 105624. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105624

Gingrich, S., Lauk, C., Niedertscheider, M., Pichler, M., Schaffartzik, A., Schmid, M., Magerl, A., Le Noë, J., Bhan, M., Erb, K., 2019. Hidden emissions of forest transitions: a socio-ecological reading of forest change. Current Opinion in Environmental Sustainability 38, 14–21. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2019.04.005

Gingrich, S., Schmid, M., Dirnböck, T., Dullinger, I., Garstenauer, R., Gaube, V., Haberl, H., Kainz, M., Kreiner, D., Mayer, R., Mirtl, M., Sass, O., Schauppenlehner, T., Stocker-Kiss, A., Wildenberg, M., 2016b. Long-Term Socio-Ecological Research in Practice: Lessons from Inter- and Transdisciplinary Research in the Austrian Eisenwurzen. Sustainability 8, 743. https://doi.org/10.3390/su8080743

Grassi, G., House, J., Kurz, W.A., Cescatti, A., Houghton, R.A., Peters, G.P., Sanz, M.J., Viñas, R.A., Alkama, R., Arneth, A., Bondeau, A., Dentener, F., Fader, M., Federici, S., Friedlingstein, P., Jain, A.K., Kato, E., Koven, C.D., Lee, D., Nabel, J.E.M.S., Nassikas, A.A., Perugini, L., Rossi, S., Sitch, S., Viovy, N., Wiltshire, A., Zaehle, S., 2018. Reconciling global-model estimates and country reporting of anthropogenic forest CO2 sinks. Nature Climate Change 8, 914–920. https://doi.org/10.1038/s41558-018-0283-x

Grüneberg, E., Ziche, D., Wellbrock, N., 2014. Organic carbon stocks and sequestration rates of forest soils in Germany. Global Change Biology 20, 2644–2662. https://doi.org/10.1111/gcb.12558

Grünig, A., 2010. Moore: Vom Aschenputtel zur Prinzessin! NATUR und Land, 96, 4–10.

Gschwandtner, T., 2019. Holzvorrat auf neuem Höchststand. BFW Praxisinformation 50, 8–12.

Guidi, C., Vesterdal, L., Gianelle, D., Rodeghiero, M., 2014. Changes in soil organic carbon and nitrogen following forest expansion on grassland in the Southern Alps. Forest ecology and management 328, 103–116.

Gundersen, P., Christiansen, J.R., Alberti, G., Brüggemann, N., Castaldi, S., Gasche, R., Kitzler, B., Klemedtsson, L., Lobo-do-Vale, R., Moldan, F., Rütting, T., Schleppi, P., Weslien, P., Zechmeister-Boltenstern, S., 2012. The response of methane and nitrous oxide fluxes to forest change in Europe. Biogeosciences 9, 3999–4012. https://doi.org/10.5194/bg-9-3999-2012

Haas, E., Klatt, S., Fröhlich, A., Kraft, P., Werner, C., Kiese, R., Grote, R., Breuer, L., Butterbach-Bahl, K., 2013. LandscapeDNDC: a process model for simulation of biosphere–atmosphere–hydrosphere exchange processes at site and regional scale. Landscape Ecology 28, 615–636. https://doi.org/10.1007/s10980-012-9772-x

Hammes, K., Torn, M.S., Lapenas, A.G., Schmidt, M.W.I., 2008. Centennial black carbon turnover observed in a Russian steppe soil.

Biogeosciences 5, 1339–1350. https://doi.org/10.5194/bg-5-1339-2008

Harris, E., Ladreiter-Knauss, T., Butterbach-Bahl, K., Wolf, B., Bahn, M., 2018. Land-use and abandonment alters methane and nitrous oxide fluxes in mountain grasslands. Science of The Total Environment 628–629, 997–1008. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.119

Härtel, E., Zechmeister-Boltenstern, S., Gerzabek, M., 2002. Gaseous nitrogen losses from a forest site in the North Tyrolean Limestone Alps. Environmental Science and Pollution Research 9, 23–30.

Haslinger, K., Bartsch, A., 2016. Creating long-term gridded fields of reference evapotranspiration in Alpine terrain based on a recalibrated Hargreaves method. Hydrology and Earth System Sciences 1211–1223. https://doi.org/10.5194/hess-20-1211-2016

Haslmayr, H.-P., Baumgarten, A., Schwarz, M., Huber, S., Weiss, P., Obersteiner, E., Aust, G., Englisch, M., Horvath, D., Jandl, R., Leitgeb, E., Rodlauer, C., Bohner, A., 2018. ASOC-Österreichische Karte des organischen Bodenkohlenstoffs – Endbericht zum Forschungsprojekt Nr. 101255. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.

Hassink, J., 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. Plant and Soil 191, 77–87. https://doi.org/10.1023/A:1004213929699

Heinimann, H.R., 2012. Life Cycle Assessment (LCA) in Forestry – State and Perspectives. Croatian Journal of Forest Engeneering 33, 357–372.

Heinrich, G., 2017. Borehole Temperature and active layer variability at Hoher Sonnblick, Austria. Diploma thesis, University of Graz, Graz.

Hiltbrunner, D., Zimmermann, S., Hagedorn, F., 2013. Afforestation with Norway spruce on a subalpine pasture alters carbon dynamics but only moderately affects soil carbon storage. Biogeochemistry 115, 251–266.

Hipfinger, C., 2018. Soil Emissions of Carbon Dioxide, Methane and Nitrous Oxide of Disturbed and Undisturbed Beech Stands, Affected by Decomposing Foliage Litter (Masterarbeit). Universität für Bodenkultur, Wien.

Holtsmark, B., 2012. Harvesting in boreal forests and the biofuel carbon debt. Climatic Change 112, 415–428. https://doi.org/10.1007/s10584-011-0222-6

Hörtenhuber, S.J., Schauberger, G., Mikovits, C., Schönhart, M., Baumgartner, J., Niebuhr, K., Piringer, M., Anders, I., Andre, K., Hennig-Pauka, I., Zollitsch, W. 2020. The Effect of Climate Change-Induced Temperature Increase on Performance and Environmental Impact of Intensive Pig Production Systems. Sustainability 12, 9442. https://doi.org/10.3390/su12229442

Hörtenhuber, S., Theurl, M., Piringer, G., Zollitsch, W., 2019. Consequences from Land Use and Indirect/Direct Land Use Change for CO2 Emissions Related to Agricultural Commodities, in: Carlos Loures, L. (Ed.), Land Use – Assessing the Past, Envisioning the Future. IntechOpen. https://doi.org/10.5772/intechopen.80346

Hörtenhuber, S.J., Lindenthal, T., Zollitsch, W., 2011. Reduction of greenhouse gas emissions from feed supply chains by utilizing regionally produced protein sources: the case of Austrian dairy production. J. Sci. Food Agric. 91, 1118–1127. https://doi.org/10.1002/jsfa.4293

Hörtenhuber, S., Lindenthal, T., Amon, B., Markut, T., Kirner, L., Zollitsch, W., 2010. Greenhouse gas emissions from selected Austrian dairy production systems—model calculations considering the effects of land use change. Renew. Agric. Food Syst. 25, 316–329. https://doi.org/10.1017/S1742170510000025

Hörtnagl, L., Barthel, M., Buchmann, N., Eugster, W., Butterbach-Bahl, K., Díaz-Pinés, E., Zeeman, M., Klumpp, K., Kiese, R., Bahn, M., 2018a. Greenhouse gas fluxes over managed grasslands in Central Europe. Global Change Biology 24, 1843–1872.

Hörtnagl, L., Barthel, M., Buchmann, N., Eugster, W., Butterbach-Bahl, K., Díaz-Pinés, E., Zeeman, M., Klumpp, K., Kiese, R., Bahn, M., Hammerle, A., Lu, H., Ladreiter-Knauss, T., Burri, S., Merbold, L., 2018b. Greenhouse gas fluxes over managed grasslands in Central Europe. Global Change Biology 24, 1843–1872. https://doi.org/10.1111/gcb.14079

Hörtnagl, L., Wohlfahrt, G., 2014. Methane and nitrous oxide exchange over a managed hay meadow. Biogeosciences 11, 7219–7236. https://doi.org/10.5194/bg-11-7219-2014

Houghton, R.A., Nassikas, A.A., 2017. Global and regional fluxes of carbon from land use and land cover change 1850–2015. Global Biogeochemical Cycles 31, 456–472. https://doi.org/10.1002/2016GB005546

Huang, B., Hu, X., Fuglstad, G.-A., Zhou, X., Zhao, W., Cherubini, F., 2020. Predominant regional biophysical cooling from recent land cover changes in Europe. Nature Communications 11, 1066. https://doi.org/10.1038/s41467-020-14890-0

Ingrisch, J., Karlowsky, S., Anadon-Rosell, A., Hasibeder, R., König, A., Augusti, A., Gleixner, G., Bahn, M., 2018. Land Use Alters the Drought Responses of Productivity and CO2 Fluxes in Mountain Grassland. Ecosystems 21, 689–703. https://doi.org/10.1007/s10021-017-0178-0

Ingrisch, J., Karlowsky, S., Hasibeder, R., Gleixner, G., Bahn, M., 2020. Drought and recovery effects on belowground respiration dynamics and the partitioning of recent carbon in managed and abandoned grassland. Global Change Biology 26, 4366–4378. https://doi.org/10.1111/gcb.15131

IPCC, 2019a. Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)]. In press.

IPCC, 2019. Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories [Calvo Buendia, E., Tanabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize, S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P. and Federici, S. (eds)] Published: IPCC, Switzerland.

IPCC, 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

IPCC 2010. Revisiting the Use of Managed Land as a Proxy for Estimating National Anthropogenic Emissions and Removals [Eggleston H.S., Srivastava N., Tanabe K., Baasansuren J.] Meeting Report, 5–7 May, 2009, INPE, São José dos Campos, Brazil, Pub. IGES, Japan 2010

IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programm. IGES, Japan.

IPCC, 2003. 3.3 Cropland, in: Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry (GPG-LULUCF). The Intergovernmental Panel on Climate Change.

Ivanova, D., Vita, G., Steen-Olsen, K., Stadler, K., Melo, P.C., Wood, R., Hertwich, E. G., 2017. Mapping the carbon footprint of EU regions. Environmental Research Letter 12, 054013. https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa6da9

Jahangir, M.M.R., Johnston, P., Khalil, M.I., Hennessy, D., Humphreys, J., Fenton, O., Richards, K.G., 2012. Groundwater: A pathway for terrestrial C and N losses and indirect greenhouse gas emissions. Agriculture, Ecosystems & Environment 159, 40–48. https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.06.015

Jandl, R., Leitgeb, E., Englisch, M., 2022. Decadal Changes of Organic Carbon, Nitrogen, and Acidity of Austrian Forest Soils. Soil Systems 6. https://doi.org/10.3390/soilsystems6010028

Kalt, G., 2015. Biomass streams in Austria: Drawing a complete picture of biogenic material flows within the national economy. Resources, Conservation and Recycling 95, 100–111. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.12.006

Kalt, G., Kaufmann, L., Kastner, T., Krausmann, F., 2021. Tracing Austria's biomass consumption to source countries: A product-level comparison between bioenergy, food and material. Ecological Economics 188, 107129. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.107129

Kalt, G., Kranzl, L., 2012. An assessment of international trade related to bioenergy use in Austria – Methodological aspects, recent developments and the relevance of indirect trade. Energy Policy 46, 537–549. https://doi.org/10.1016/j.enpol.2012.04.026

Kasper, M., Foldal, C., Kitzler, B., Haas, E., Strauss, P., Eder, A., Zechmeister-Boltenstern, S., Amon, B., 2019. N_2O emissions and NO^{3-} leaching from two contrasting regions in Austria and influence of soil, crops and climate: a modelling approach. Nutrient Cycling in Agroecosystems 113, 95–111. https://doi.org/10.1007/s10705-018-9965-z

Kerle, S., Tappeiner, U., 2017. The Tyrolean Alps LTSER platform – providing scientific insights for better management of protected areas. eco.mont 9, 35–39. https://doi.org/10.1553/eco.mont-9-1s35

Kesik, M., Ambus, P., Baritz, R., Brüggemann, N., Butterbach-Bahl, K., Damm, M., Duyzer, J., Horváth, L., Kiese, R., Kitzler, B., Leip, A., Li, C., Pihlatie, M., Pilegaard, K., Seufert, S., Simpson, D., Skiba, U., Smiatek, G., Vesala, T., Zechmeister-Boltenstern, S., 2005. Inventories of N_2O and NO emissions from European forest soils. Biogeosciences 2, 353–375. https://doi.org/10.5194/bg-2-353-2005

Kim, D., Ramanathan, V., 2012. Improved estimates and understanding of global albedo and atmospheric solar absorption. Geophysical Research Letters. https://doi.org/10.1029/2012GL053757

Kirschbaum, M.U.F., Whitehead, D., Dean, S.M., Beets, P.N., Shepherd, J.D., Ausseil, A.-G.E., 2011. Implications of albedo changes following afforestation on the benefits of forests as carbon sinks. Biogeosciences 8, 3687–3696. https://doi.org/10.5194/bg-8-3687-2011

Kitzler, B., Zechmeister-Boltenstern, S., Holtermann, C., Skiba, U., Butterbach-Bahl, K., 2006a. Nitrogen oxides emission from two beech forests subjected to different nitrogen loads. Biogeosciences 3, 293–310. https://doi.org/10.5194/bg-3-293-2006

Kitzler, B., Zechmeister-Boltenstern, S., Holtermann, C., Skiba, U., Butterbach-Bahl, K., 2006b. Controls over N2O, NOx and CO2 fluxes in a calcareous mountain forest soil. Biogeosciences 3, 383–395. https://doi.org/10.5194/bg-3-383-2006

Klein, D., Wolf, C., Schulz, C., Weber-Blaschke, G., 2015. 20 years of life cycle assessment (LCA) in the forestry sector: state of the art and a methodical proposal for the LCA of forest production. The International Journal of Life Cycle Assessment 20, 556–575. https://doi.org/10.1007/s11367-015-0847-1

Klik, A., Trümper, G., Baatar, U., Strohmeier, S., Liebhard, P., Deim, F., Moitzi, G., Schüller, M., Rampazzo, N., Mentler, A., Rampazzo-Todorovic, G., Brauner, E., Blum, W., Köllensperger, G., Hahn, S., Breuer, G., Stürmer, B., Frank, S., Blatt, J., Rosner, J., Zwatz-Walter, E., Bruckner, R., Gruber, J., Spieß, R., Sanitzer, H., Haile, T., Selim, S., Grillitsch, B., Altmann, D., Guseck, C., Bursch, W., Fürhacker, M., 2010. Einfluss unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme auf Kohlenstoffdynamik, CO2-Emissionen und das Verhalten von Glyphosat und AMPA im Boden. Abschlussbericht. Forschungsprojektnr.: 100069, GZ BLMFUW-LE.1.3.2./0130-II/1/2006, im Auftrag des BMLFUW in Kooperation mit den Bundesländern Niederösterreich und Steiermark.

Kobler, J., Jandl, R., Dirnböck, T., Mirtl, M., Schindlbacher, A., 2015. Effects of stand patchiness due to windthrow and bark beetle abatement measures on soil CO2 efflux and net ecosystem productivity of a managed temperate mountain forest. European Journal of Forest Research 134, 683–692. https://doi.org/10.1007/s10342-015-0882-2

Kobler, J., Zehetgruber, B., Dirnböck, T., Jandl, R., Mirtl, M., Schindlbacher, A., 2019. Effects of aspect and altitude on carbon cycling processes in a temperate mountain forest catchment. Landscape Ecology 34, 325–340. https://doi.org/10.1007/s10980-019-00769-z

Kral, I., Piringer, G., Saylor, M.K., Gronauer, A., Bauer, A., 2016. Environmental Effects of Steam Explosion Pretreatment on Biogas from Maize – Case Study of a 500-kW Austrian Biogas Facility. BioEnergy Research 9, 198–207. https://doi.org/10.1007/s12155-015-9676-0

Kranzinger, L., 2014. Impact of litter removal and seasonality on soil greenhouse gas fluxes and nutrient cycling in an Austrian beech forest (Masterarbeit). Universität für Bodenkultur, Wien.

Kühmaier, M., Kanzian, C., Kral, I., Gruber, P., Eckert, D., Huber, C., 2019. Ökobilanzierung der Holzbereitstellung bis zum Werk unter Einbeziehung neuer Technologien (Endbericht). Universität für Bodenkultur Wien, Wien.

Kurz, W. A., Stinson, G., Rampley, G. J., Dymond, C. C., Neilson, E. T. (2008). Risk of natural disturbances makes future contribution of Canada's forests to the global carbon cycle highly uncertain. Proceedings of the National Academy of Sciences, 105(5), 1551-1555. 10.1073/pnas.0708133105

Kutsch, W.L., Aubinet, M., Buchmann, N., Smith, P., Osborne, B., Eugster, W., Wattenbach, M., Schrumpf, M., Schulze, E.D., Tomelleri, E., Ceschia, E., Bernhofer, C., Béziat, P., Carrara, A., Di Tommasi, P., Grünwald, T., Jones, M., Magliulo, V., Marloie, O., Moureaux, C., Olioso, A., Sanz, M.J., Saunders, M., Søgaard, H., Ziegler, W., 2010. The net biome production of full crop rotations in Europe. Agriculture, Ecosystems & Environment 139, 336–345. https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.07.016

Laini, A., Bartoli, M., Castaldi, S., Viaroli, P., Capri, E., Trevisan, M., 2011. Greenhouse gases (CO2, CH4 and N2O) in lowland springs within an agricultural impacted watershed (Po River Plain, northern Italy). null 27, 177–187. https://doi.org/10.1080/02757540.2010.547489

Lal, R., 2003. Soil erosion and the global carbon budget. Environment International 29, 437–450. https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00192-7

Langerwisch, M., 2017. Influence of ecosystem disturbances (wind throw, bark beetle infestation) on soil greenhouse gas emissions (N2O, CH4, NOx) (Masterarbeit). Universtät für Bodenkultur, Wien.

Le Noë, J., Billen, G., Mary, B., Garnier, J., 2019. Drivers of long-term carbon dynamics in cropland: A bio-political history (France, 1852–2014). Environmental Science & Policy 93, 53–65. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.12.027

Le Quéré, C., Moriarty, R., Andrew, R.M., Canadell, J.G., Sitch, S., Korsbakken, J.I., Friedlingstein, P., Peters, G.P., Andres, R.J., Boden, T.A., Houghton, R.A., House, J.I., Keeling, R.F., Tans, P., Arneth, A., Bakker, D.C.E., Barbero, L., Bopp, L., Chang, J., Chevallier, F., Chini, L.P., Ciais, P., Fader, M., Feely, R.A., Gkritzalis, T., Harris, I., Hauck, J., Ilyina, T., Jain, A.K., Kato, E., Kitidis, V., Klein Goldewijk, K., Koven, C., Landschützer, P., Lauvset, S.K., Lefèvre, N., Lenton, A., Lima, I.D., Metzl, N., Millero, F., Munro, D.R., Murata, A., Nabel, J.E.M.S., Nakaoka, S., Nojiri, Y., O'Brien, K., Olsen, A., Ono, T., Pérez, F.F., Pfeil, B., Pierrot, D., Poulter, B., Rehder, G., Rödenbeck, C., Saito, S., Schuster, U., Schwinger, J., Séférian, R., Steinhoff, T., Stocker, B.D., Sutton, A.J., Takahashi, T., Tilbrook, B., van der Laan-Luijkx, I.T., van der Werf, G.R., van Heuven, S., Vandemark, D., Viovy, N., Wiltshire, A., Zaehle, S., Zeng, N., 2015.

Global Carbon Budget 2015. Earth System Science Data 7, 349–396. https://doi.org/10.5194/essd-7-349-2015

Lehmann, J., Kleber, M., 2015. The contentious nature of soil organic matter. Nature 528, 60–68. https://doi.org/10.1038/nature16069

Leifeld, J., Müller, A., Steffens, M., 2019. Kriterien für die Zertifizierung von Kohlenstoffsenken in Landwirtschaftsböden. Agrarforschung Schweiz 10(9), 346–349.

Leip, A., Weiss, F., Wassenaar, T., Perez, I., Fellmann, T., Loudjani, P., Tubiello, F., Grandgirard, D., Monni, S., Biala, K., 2010. Evaluation of the livestock sector's contribution to the EU greenhouse gas emissions (GGELS). European Commission, Joint Research Centre.

Leitner, S., Sae-Tun, O., Kranzinger, L., Zechmeister-Boltenstern, S., Zimmermann, M., 2016. Contribution of litter layer to soil greenhouse gas emissions in a temperate beech forest. Plant and Soil 403, 455–469. https://doi.org/10.1007/s11104-015-2771-3

Lohila, A., Minkkinen, K., Laine, J., Savolainen, I., Tuovinen, J.-P., Korhonen, L., Laurila, T., Tietäväinen, H., Laaksonen, A., 2010. Forestation of boreal peatlands: Impacts of changing albedo and greenhouse gas fluxes on radiative forcing. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 115. https://doi.org/10.1029/2010JG001327

Lugato, E., Leip, A., Jones, A., 2018. Mitigation potential of soil carbon management overestimated by neglecting N2O emissions. Nature Climate Change 8, 219–223. https://doi.org/10.1038/s41558-018-0087-z

Luo, Z., Wang, E., Sun, O.J., 2010. Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. Agriculture, Ecosystems & Environment 139, 224–231. https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.08.006

Machado dos Santos Pinto, R., Weigelhofer, G., Diaz-Pines, E., Guerreiro Brito, A., Zechmeister-Boltenstern, S., Hein, T., 2020. River-floodplain restoration and hydrological effects on GHG emissions: Biogeochemical dynamics in the parafluvial zone. Science of The Total Environment 715, 136980. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136980

Maier, R., 2016. Short and mid-term effects of different biochar additions on soil Greenhouse Gas fluxes (Masterarbeit). Universität für Bodenkultur, Wien.

Maier, R., Soja, G., Friesl-Hanl, W., Zechmeister-Boltenstern, S., Michel, K., Tatzber, M., Kitzler, B., 2022. Biochar-Compost Additions Have Strong Short-Term Effects on Carbon and Nitrogen Emissions from an Agricultural Soil. Agronomy 12. https://doi.org/10.3390/agronomy12122959

Marcolla, B., Cescatti, A., Manca, G., Zorer, R., Cavagna, M., Fiora, A., Gianelle, D., Rodeghiero, M., Sottocornola, M., Zampedri, R., 2011. Climatic controls and ecosystem responses drive the inter-annual variability of the net ecosystem exchange of an alpine meadow. Agricultural and Forest Meteorology 151, 1233–1243. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2011.04.015

Matthews, B., Mayer, M., Katzensteiner, K., Godbold, D.L., Schume, H., 2017. Turbulent energy and carbon dioxide exchange along an early-successional windthrow chronosequence in the European Alps. Agricultural and Forest Meteorology 232, 576–594. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.10.011

Michel, K., Kitzler, B., Berthold, H., Dersch, G., Haas, E., Baumgarten, A., 2017. Greenhouse gas fluxes in arable soils under conditions of drought and heavy rain in the Pannonian area (ACRP KR13AC6K11069 Publizierbarer Endbericht).

Minamikawa, K., Nishimura, S., Sawamoto, T., Nakajima, Y., Yagi, K., 2010. Annual emissions of dissolved CO2, CH4, and N2O in the subsurface drainage from three cropping systems. Global Change Biology 16, 796–809. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01931.x

Muller, A., Schader, C., El-Hage Scialabba, N., Brüggemann, J., Isensee, A., Erb, K.-H., Smith, P., Klocke, P., Leiber, F., Stolze, M., Niggli, U., 2017. Strategies for feeding the world more sustainably with organic agriculture. Nature Communications 8, 1290. https://doi.org/10.1038/s41467-017-01410-w

Mund, M., Schulze, E.-D., 2006. Impacts of forest management on the carbon budget of European beech (Fagus sylvatica) forests. Allgemeine Forst- und Jagd-Zeitung 177, 47–63.

Munger, J.W., Loescher, H.W., Luo, H., 2012. Measurement, Tower, and Site Design Considerations, in: Aubinet, M., Vesala, T., Papale, D. (Eds.), Eddy Covariance. Springer, Dordrecht, pp. 21–58. https://doi.org/10.1007/978-94-007-2351-1_2

Mutsch, F., Leitgeb, E., Hacker, R., Amann, C., Aust, G., Herzberger, E., Pock, H., Reiter, R., 2013a. Projekt Bio Soil – Europäisches Waldboden Monitoring 2006/07. Datenband Österreich. Band 2: Bodendaten aus Salzburg, Steiermark, Tirol und Vorarlberg, Deskriptive Statistik (No. Nr. 145), BFW Berichte. BFW.

Mutsch, F., Leitgeb, E., Hacker, R., Amann, C., Aust, G., Herzberger, E., Pock, H., Reiter, R., 2013b. Projekt Bio Soil – Europäisches Waldboden Monitoring 2006/07. Datenband Österreich. Band 1: Methodik, Standort- und Bodenbeschreibung, Bodendaten aus Burgenland, Kärnten, Niederösterreich und Oberösterreich (No. Nr. 145), BFW Berichte. BFW.

Nagler, M., Fontana, V., Lair, G.J., Radtke, A., Tasser, E., Zerbe, S., Tappeiner, U., 2015. Different management of larch grasslands in the European Alps shows low impact on above- and belowground carbon stocks. Agriculture, Ecosystems & Environment 213, 186–193. https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.08.005

Naudts, K., Chen, Y., McGrath, M.J., Ryder, J., Valade, A., Otto, J., Luyssaert, S., 2016. Europe's forest management did not mitigate climate warming. Science 351, 597–600. https://doi.org/10.1126/science.aad7270

Niedertscheider, M., Tasser, E., Patek, M., Rüdisser, J., Tappeiner, U., Erb, K., 2017. Influence of Land-Use Intensification on Vegetation C-Stocks in an Alpine Valley from 1865 to 2003. Ecosystems (New York, N.y.) 20, 1391–1406.

Noetzli, J., Pellet, C., Staub, B., 2019. Permafrost in Switzerland 2014/2015 to 2017/2018, Glaciological Report No. 16–19. https://doi.org/10.13093/PERMOS-REP-2019-16-19

Oertel, C., Matschullat, J., Zurba, K., Zimmermann, F., Erasmi, S., 2016. Greenhouse gas emissions from soils – A review. Geochemistry 76, 327–352. https://doi.org/10.1016/j.chemer.2016.04.002

O'Halloran, T.L., Law, B.E., Goulden, M.L., Wang, Z., Barr, J.G., Schaaf, C., Brown, M., Fuentes, J.D., Göckede, M., Black, A., Engel, V., 2012. Radiative forcing of natural forest disturbances. Global Change Biology 18, 555–565. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02577.x

Olson, K.R., Al-Kaisi, M.M., Lal, R., Lowery, B., 2014. Experimental Consideration, Treatments, and Methods in Determining Soil Organic Carbon Sequestration Rates. Soil Science Society of America Journal 78, 348–360. https://doi.org/10.2136/sssaj2013.09.0412

Ortiz, C., Vázquez, E., Rubio, A., Benito, M., Schindlbacher, A., Jandl, R., Butterbach-Bahl, K., Díaz-Pinés, E., 2016. Soil organic matter dynamics after afforestation of mountain grasslands in both a Mediterranean and a temperate climate. Biogeochemistry 131, 267–280.

Pascual, D., Kuhry, P., Raudina, T., 2021. Soil organic carbon storage in a mountain permafrost area of Central Asia (High Altai, Russia). Ambio 50, 2022–2037. https://doi.org/10.1007/s13280-020-01433-6

Paustian, K., Larson, E., Kent, J., Marx, E., Swan, A., 2019. Soil C Sequestration as a Biological Negative Emission Strategy. Frontiers in Climate 1, 1–11. https://doi.org/10.3389/fclim.2019.00008

Perugini, L., Caporaso, L., Marconi, S., Cescatti, A., Quesada, B., de Noblet-Ducoudré, N., House, J.I., Arneth, A., 2017. Biophysical effects on temperature and precipitation due to land cover change. Environmental Research Letter 12, 053002. https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa6b3f

Peters, G.P., 2008. From production-based to consumption-based national emission inventories. Ecological Economics 65, 13–23. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.10.014

Peterseil, J., Neuner, A., Stocker-Kiss, A., Gaube, V., Mirtl, M., 2013. The Eisenwurzen LTSER Platform (Austria) – Implementation and Services, in: Singh, S.J., Haberl, H., Chertow, M., Mirtl, M., Schmid, M. (Eds.), Long Term Socio-Ecological Research. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 461–484. https://doi.org/10.1007/978-94-007-1177-8_19

Pielke, R.A., Avissar, R., 1990. Influence of landscape structure on local and regional climate. Landscape Ecology 4, 133–155. https://doi.org/10.1007/BF00132857

Pighini, S., Ventura, M., Miglietta, F., Wohlfahrt, G., 2018. Dissolved greenhouse gas concentrations in 40 lakes in the Alpine area. Aquatic Sciences 80, 32. https://doi.org/10.1007/s00027-018-0583-2

Piñero, P., Bruckner, M., Wieland, H., Pongrácz, E., Giljum, S., 2019. The raw material basis of global value chains: allocating environmental responsibility based on value generation. Economic Systems Research 31, 206–227. https://doi.org/10.1080/09535314.2018.1536038

Poore, J., Nemecek, T., 2018. Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. Science 360, 987–992. https://doi.org/10.1126/science.aaq0216

Pörtl, K., 2005. Microbial nitrogen turnover and greenhouse gas emissions in secondary pure spruce and mixed forests. Universität für Bodenkultur, Wien.

Powlson, D.S., Stirling, C.M., Jat, M.L., Gerard, B.G., Palm, C.A., Sanchez, P.A., Cassman, K.G., 2014. Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. Nature Climate Change 4, 678–683. https://doi.org/10.1038/nclimate2292

Prescher, A.-K., Grünwald, T., Bernhofer, C., 2010. Land use regulates carbon budgets in eastern Germany: From NEE to NBP. Agricultural and Forest Meteorology 150, 1016–1025. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2010.03.008

Preston, C.M., Schmidt, M.W.I., 2006. Black (pyrogenic) carbon: a synthesis of current knowledge and uncertainties with special consideration of boreal regions. Biogeosciences 3, 397–420. https://doi.org/10.5194/bg-3-397-2006

Pumpanen, J., Kolari, P., Ilvesniemi, H., Minkkinen, K., Vesala, T., Niinistö, S., Lohila, A., Larmola, T., Morero, M., Pihlatie, M., Janssens, I., Yuste, J.C., Grünzweig, J.M., Reth, S., Subke, J.-A., Savage, K., Kutsch, W., Østreng, G., Ziegler, W., Anthoni, P., Lindroth, A., Hari, P., 2004. Comparison of different chamber techniques for measuring soil CO2 efflux. Agricultural and Forest Meteorology 123, 159–176. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2003.12.001

Quine, T.A., Van Oost, K., 2007. Quantifying carbon sequestration as a result of soil erosion and deposition: retrospective assessment using caesium-137 and carbon inventories. Global Change Biology 13, 2610–2625. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01457.x

Rebmann, C., Kolle, O., Heinesch, B., Queck, R., Ibrom, A., Aubinet, M., 2012. Data Acquisition and Flux Calculations, in: Aubinet, M., Vesala, T., Papale, D. (Eds.), Eddy Covariance. Springer, Dordrecht, pp. 59–83. https://doi.org/10.1007/978-94-007-2351-1_3

Russ, W., 2019. Mehr als 4 Millionen Hektar Wald in Österreich. BFW-Praxisinfo 50, 3–7.

Rust, P., Hasenegger, V., König, J., 2017. Österreichischer Ernährungsbericht 2017.

Sanderman, J., Farquharson, R., Baldock, J., 2010. Soil Carbon Sequestration Potential: A review for Australian agriculture (A report prepared for Department of Climate Change and Energy Efficiency). CAIRO Land and Water, Urrbrae SA.

Scharlemann, J.P., Tanner, E. V., Hiederer, R., Kapos, V., 2014. Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. Carbon Management 5, 81–91. https://doi.org/10.4155/cmt.13.77

Schelker, J., Singer, G.A., Ulseth, A.J., Hengsberger, S., Battin, T.J., 2016. CO2 evasion from a steep, high gradient stream network: importance of seasonal and diurnal variation in aquatic pCO2 and gas transfer. Limnology and Oceanography 61, 1826–1838. https://doi.org/10.1002/lno.10339

Scherler, M., Schneider, S., Hoelzle, M., Hauck, C., 2014. A two-sided approach to estimate heat transfer processes within the active layer of the Murtèl–Corvatsch rock glacier. Earth Surface Dynamics 2, 141–154. https://doi.org/10.5194/esurf-2-141-2014

Schindlbacher, A., Michel, K., Tritthart, M., Kraus, D., Kitzler, B., 2020. Greenhouse Gas Emissions from Floodplain Forest – An Underestimated Natural Source? (ACRP Projekt KR16AC0K13382 Publizierbarer Endbericht in press.).

Schindlbacher, A., Wunderlich, S., Borken, W., Kitzler, B., Zechmeister-Boltenstern, S., Jandl, R., 2012. Soil respiration under climate change: prolonged summer drought offsets soil warming effects. Global Change Biology 18, 2270–2279. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02696.x

Schindlbacher, A., Zechmeister-Boltenstern, S., Kitzler, B., Jandl, R., 2008. Experimental forest soil warming: response of autotrophic and heterotrophic soil respiration to a short-term 10 °C temperature rise. Plant and Soil 303, 323–330. https://doi.org/10.1007/s11104-007-9511-2

Schirpke, U., Leitinger, G., Tasser, E., Schermer, M., Steinbacher, M., Tappeiner, U., 2013. Multiple ecosystem services of a changing Alpine landscape: past, present and future. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management 9, 123–135. https://doi.org/10.1080/21513732.2012.751936

Schmidt, M.W.I., Noack, A.G., 2000. Black carbon in soils and sediments: Analysis, distribution, implications, and current challenges. Global Biogeochemical Cycles 14, 777–793.

Schmidt, M.W.I., Torn, M.S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I. A., Kleber, M., Kögel-Knabner, I., Lehmann, J., Manning, D.A.C., Nannipieri, P., Rasse, D.P., Weiner, S., Trumbore, S.E., 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. Nature 478, 49–56. https://doi.org/10.1038/nature10386

Schmitt, M., Bahn, M., Wohlfahrt, G., Tappeiner, U., Cernusca, A., 2010. Land use affects the net ecosystem CO2 exchange and its components in mountain grasslands. Biogeosciences 7, 2297.

Schuur, E.A.G., McGuire, A.D., Schädel, C., Grosse, G., Harden, J.W., Hayes, D.J., Hugelius, G., Koven, C.D., Kuhry, P., Lawrence, D.M., Natali, S.M., Olefeldt, D., Romanovsky, V.E., Schaefer, K., Turetsky, M.R., Treat, C.C., Vonk, J.E., 2015. Climate change and the permafrost carbon feedback. Nature 520, 171–179. https://doi.org/10.1038/nature14338

Schwaab, J., Bavay, M., Davin, E., Hagedorn, F., Hüsler, F., Lehning, M., Schneebeli, M., Thürig, E., Bebi, P., 2015. Carbon storage versus albedo change: radiative forcing of forest expansion in temperate mountainous regions of Switzerland. Biogeosciences 12, 467–487.

Schwaab, J., Davin, E.L., Bebi, P., Duguay-Tetzlaff, A., Waser, L.T., Haeni, M., Meier, R., 2020. Increasing the broad-leaved tree fraction in European forests mitigates hot temperature extremes. Scientific Reports 10, 14153. https://doi.org/10.1038/s41598-020-71055-1

Schwaiger, H.P., Bird, D.N., 2010. Integration of albedo effects caused by land use change into the climate balance: Should we still account in greenhouse gas units? Forest Ecology and Management 260, 278–286. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.12.002

Schwertmann, U., Vogl, W., Kainz, M., 1987. Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Eugen Ulmer, Stuttgart.

Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R.A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., Tokgoz, S., Hayes, D., Yu, T.-H., 2008. Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Land-Use Change. Science 319, 1238–1240. https://doi.org/10.1126/science.1151861

Searchinger, T.D., Wirsenius, S., Beringer, T., Dumas, P., 2018. Assessing the efficiency of changes in land use for mitigating climate change. Nature 564, 249–253. https://doi.org/10.1038/s41586-018-0757-z

Seidl, R., Rammer, W., Scheller, R.M., Spies, T.A., 2012. An individual-based process model to simulate landscape-scale forest ecosystem dynamics. Ecological Modelling 231, 87–100. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.02.015

Seitz, B., Carrard, E., Tatti, D., Herzog, F., Jäger, M., Sereke, F., 2017. Erhöhte Humusvorräte in einem siebenjährigen Agroforstsystem in der Zentralschweiz. Agrarforschung Schweiz 8, 318–323.

Siemens, J., 2003. The European Carbon Budget: A Gap. Science 302, 1681. https://doi.org/10.1126/science.302.5651.1681a

Sinabell, F., Schönhart, M., Schmid, E., 2018. Austrian Agriculture 2020–2050. Scenarios and Sensitivity Analyses on Land Use, Production, Livestock and Production Systems. Wirtschaftsforschungsinstitut (WIFO) und Universität für Bodenkultur Wien (BOKU), Vienna, Austria.

Sinabell, F., Schönhart, M., Schmid, E., 2015. Austrian Agriculture 2010–2050. Quantitative Effects of Climate Change Mitigation Measures – An Analysis of the Scenarios WEM, WAM and a Sensitivity Analysis of the Scenario WEM. Wirtschaftsforschungsinstitut (WIFO) und Universität für Bodenkultur Wien (BOKU), Vienna. Austria.

Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A., Paustian, K., 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. Plant and Soil 241, 155–176. https://doi.org/10.1023/A:1016125726789

Sjögersten, S., Alewell, C., Cécillon, L., Hagedorn, F., Jandl, Robert, Leifeld, J., Martinsen, V., Schindlbacher, A., Sebastià, M.T., Van Miegroet, H., 2011. Mountain Soils in a Changing Climate – Vulnerability of Carbon Stocks and Ecosystem Feedbacks, in: Jandl, R., Rodeghiero, M., Olsson, M. (Eds.), Soil Carbon in Sensitive European Ecosystems. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 118–148. https://doi.org/10.1002/9781119970255.ch6

Soja, G., Bücker, J., Kitzler, B., Klinglmüller, M., Kloss, S., Lauer, M., Gunczy, S., Liedtke, V., Watzinger, A., Wimmer, B., Zechmeister-Boltenstern, S., Zehetner, F., 2013. Biochar for carbon sequestration in soils: Analysis of production, biological effects in the soil and economics (No. FFG 825438 Publizierbarer Endbericht).

Soja, G., Kitzler, B., Soja, A.-M., 2014. Emissions of greenhouse gases from Lake Neusiedl, a shallow steppe lake in Eastern Austria. Hydrobiologia 731, 125–138. https://doi.org/10.1007/s10750-013-1681-8

Spann, C., 2016. Relevant soil-atmosphere greenhouse gas fluxes (N2O, CO2 and CH4) from the longterm compost experiment „Ritzlhof" in Austria (Masterarbeit). Universität für Bodenkultur, Wien.

Statistik Austria, 2019. Versorgungsbilanzen [WWW Document]. http://www.statistik.at/web_de/statistiken/wirtschaft/land_und_forstwirtschaft/preise_bilanzen/versorgungsbilanzen/index.html (accessed 7.1.20).

Stehfest, E., Bouwman, L., 2006. N2O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. Nutrient Cycling in Agroecosystems 74, 207–228. https://doi.org/10.1007/s10705-006-9000-7

Steiner, G.M., 1992. Österreichischer Moorschutzkatalog, 4., vollst. überarb. Aufl. ed, Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie. Styria-Medienservice, Graz.

Steininger, K.W., Lininger, C., Meyer, L.H., Muñoz, P., Schinko, T., 2016. Multiple carbon accounting to support just and effective climate policies. Nature Climate Change 6, 35–41. https://doi.org/10.1038/nclimate2867

Steininger, K.W., Munoz, P., Karstensen, J., Peters, G.P., Strohmaier, R., Velázquez, E., 2018. Austria's consumption-based greenhouse gas emissions: Identifying sectoral sources and destinations. Global Environmental Change 48, 226–242. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.11.011

Steubing, B., Wernet, G., Reinhard, J., Bauer, C., Moreno-Ruiz, E., 2016. The ecoinvent database version 3 (part II): analyzing LCA results and comparison to version 2. The International Journal of Life Cycle Assessment 21, 1269–1281. https://doi.org/10.1007/s11367-016-1109-6

Stockmann, U., Adams, M. A., Crawford, J.W., Field, D.J., Henakaarchchi, N., Jenkins, M., Minasny, B., McBratney, A.B., Courcelles, V.D.R.D., Singh, K., Wheeler, I., Abbott, L., Angers, D.A., Baldock, J., Bird, M., Brookes, P.C., Chenu, C., Jastrow, J.D., Lal, R., Lehmann, J., O'Donnell, A.G., Parton, W.J., Whitehead, D., Zimmermann, M., 2013. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. Agriculture, Ecosystems & Environment 164, 80–99. https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.001

Strauss, P., Schmaltz, E., Krammer, C., Zeiser, A., Weinberger, C., Kuderna, M., Dersch, G., 2020. Bodenerosion in Österreich – Eine nationale Berechnung mit regionalen Daten und lokaler Aussagekraft für ÖPUL Endbericht. Bundesamt für Wasserwirtschaft, Petzenkirchen.

Strimitzer, L., Höher, M., Nemestothy, K., 2020. Holzströme in Österreich 2018. Austrian Energy Agency, Landwirtschaftskammer Österreich, Wien.

Tappeiner, U., Borsdorf, A., Bahn, M., 2013. Long-Term Socio-ecological Research in Mountain Regions: Perspectives from the Tyrolean Alps, in: Singh, S.J., Haberl, H., Chertow, M., Mirtl, M., Schmid, M. (Eds.), Long Term Socio-Ecological Research: Studies in Society-Nature Interactions Across Spatial and Temporal Scales. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 505–525. https://doi.org/10.1007/978-94-007-1177-8_21

Tappeiner, U., Tasser, E., Leitinger, G., Cernusca, A., Tappeiner, G., 2008. Effects of Historical and Likely Future Scenarios of Land Use on Above- and Belowground Vegetation Carbon Stocks of an Alpine Valley. Ecosystems 11, 1383–1400. https://doi.org/10.1007/s10021-008-9195-3

Tasser, E., Schirpke, U., Zoderer, B.M., Tappeiner, U., 2020. Towards an integrative assessment of land-use type values from the perspective of ecosystem services. Ecosystem Services 42, 101082. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101082

Tasser, E., Walde, J., Tappeiner, U., Teutsch, A., Noggler, W., 2007. Land-use changes and natural reforestation in the Eastern Central Alps. Agriculture, Ecosystems & Environment 118, 115–129. https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.004

Tenhunen, J., Geyer, R., Adiku, S., Reichstein, M., Tappeiner, U., Bahn, M., Cernusca, A., Dinh, N.Q., Kolcun, O., Lohila, A., Otieno, D., Schmidt, M., Schmitt, M., Wang, Q., Wartinger, M., Wohlfahrt, G., 2009. Influences of changing land use and CO2 concentration on ecosystem and landscape level carbon and water balances in mountainous terrain of the Stubai Valley, Austria. Global and Planetary Changes 67, 29–43. https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2008.12.010

Teuling, A.J., Seneviratne, S.I., Stöckli, R., Reichstein, M., Moors, E., Ciais, P., Luyssaert, S., van den Hurk, B., Ammann, C., Bernhofer, C., Dellwik, E., Gianelle, D., Gielen, B., Grünwald, T., Klumpp, K., Montagnani, L., Moureaux, C., Sottocornola, M., Wohlfahrt, G., 2010. Contrasting response of European forest and grassland energy exchange to heatwaves. Nature Geoscience 3, 722–727. https://doi.org/10.1038/ngeo950

Theurl, M.C., Lauk, C., Kalt, G., Mayer, A., Kaltenegger, K., Morais, T.G., Teixeira, R.F.M., Domingos, T., Winiwarter, W., Erb, K.-H., Haberl, H., 2020. Food systems in a zero-deforestation world: Dietary change is more important than intensification for climate targets in 2050. Science of The Total Environment 735, 139353. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139353

Thom, D., Rammer, W., Garstenauer, R., Seidl, R., 2018a. Disturbance legacies have a stronger effect on future carbon exchange than climate in a temperate forest landscape. Biogeosciences, Volume 15, Issue 18, 2018, pp.5699–5713h https://doi.org/10.5194/bg-15-5699-2018

Thom, D., Rammer, W., Garstenauer, R., Seidl, R., 2018b. Legacies of past land use have a stronger effect on forest carbon exchange than future climate change in a temperate forest landscape. Biogeosciences 15, 5699–5713. https://doi.org/10.5194/bg-15-5699-2018

Thom, D., Rammer, W., Seidl, R., 2017. Disturbances catalyze the adaptation of forest ecosystems to changing climate conditions. Global Change Biology 23, 269–282. https://doi.org/10.1111/gcb.13506

Thompson, R.L., Broquet, G., Gerbig, C., Koch, T., Lang, M., Monteil, G., Munassar, S., Nickless, A., Scholze, M., Ramonet, M., Karstens, U., van Schaik, E., Wu, Z., Rödenbeck, C., 2020. Changes in net ecosystem exchange over Europe during the 2018 drought based on atmospheric observations. Philosophical Transactions of the Royal Society B 375, 20190512. https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0512

Thuille, A., Schulze, E.-D., 2006. Carbon dynamics in successional and afforested spruce stands in Thuringia and the Alps. Global Change Biology 12, 325–342. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01078.x

Tiefenbacher, A., Sandén, T., Haslmayr, H.-P., Miloczki, J., Wenzel, W., Spiegel, H., 2021. Optimizing Carbon Sequestration in Croplands: A Synthesis. Agronomy 11. https://doi.org/10.3390/agronomy11050882

Umweltbundesamt, 2023. Austria's Annual Greenhouse Gas Inventory 1990–2021, Submission under Regulation (EU) No 2018/1999 (No. REP-0841). Umweltbundesamt GmbH, Wien.

Umweltbundesamt, 2022. Austria's National Inventory Report 2022, Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol (No. REP-0811). Vienna.

Umweltbundesamt, 2020a. Austria's National Inventory Report 2020 – Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol (No. REP-0724). Umweltbundesamt GmbH, Vienna, Austria.

Umweltbundesamt, 2020b. Klimaschutzbericht 2020. Umweltbundesamt, Wien.

Umweltbundesamt, 2019a. GHG Projections and Assessment of Policies and Measures in Austria. Reporting under Regulation (EU) 525/2013, 15 March 2019 (No. REP-0687). Umweltbundesamt GmbH, Vienna, Austria.

Umweltbundesamt, 2019b. Klimaschutzbericht 2019. Umweltbundesamt GmbH, Vienna.

Umweltbundesamt 2019c: Gemeinsame Agrarpolitik 2020+. Grundlagen für die SWOT-Analyse der Umweltziele (d), (e) und (f) in Österreich. Reports, Band 0695, Umweltbundesamt, Wien.

Umweltbundesamt, 2017. GHG Projections and Assessment of Policies and Measures in Austria. Reporting under Regulation (EU) 525/2013, 15 March 2017. (No. REP-0610). Umweltbundesamt GmbH, Vienna, Austria.

Umweltbundesamt, 2015. Austria's National Inventory Report 2015. Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol (No. REP-0552). Umwelbundesamt GmbH, Wien.

Umweltbundesamt, 2011. Austria's National Inventory Report 2011 – Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol (No. REP-0308). Umweltbundesamt GmbH, Vienna, Austria.

Umweltbundesamt, 2000. Die Kohlenstoffbilanz des österreichischen Waldes und Betrachtungen zum Kyoto Protokoll (No. M–106). Umweltbundesamt GmbH, Vienna, Austria.

Valente, C., Hillring, B.G., Solberg, B., 2011a. Bioenergy from mountain forest: a life cycle assessment of the Norwegian woody biomass supply chain. Scandinavian Journal of Forest Research 26, 429–436. https://doi.org/10.1080/02827581.2011.570783

Valente, C., Spinelli, R., Hillring, B.G., 2011b. LCA of environmental and socio-economic impacts related to wood energy production in alpine conditions: Valle di Fiemme (Italy). Journal of Cleaner Production 19, 1931–1938. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.06.026

Van Sundert, K., Brune, V., Bahn, M., Deutschmann, M., Hasibeder, R., Nijs, I., Vicca, S., 2020. Post-drought rewetting triggers substantial K release and shifts in leaf stoichiometry in managed and abandoned mountain grasslands. Plant and Soil 448, 353–368. https://doi.org/10.1007/s11104-020-04432-4

Vargas, R., Baldocchi, D., Allen, M., Bahn, M., Black, T., Collins, S., Yuste, J., Hirano, T., Jassal, R., Pumpanen, J., Tang, J., 2010. Looking deeper into the soil: biophysical controls and seasonal lags of soil CO2 production and efflux. Ecological Applications 20, 1569–1582.

Vargas, R., Baldocchi, D.D., Bahn, M., Hanson, P.J., Hosman, K.P., Kulmala, L., Pumpanen, J., Yang, B., 2011. On the multi-temporal correlation between photosynthesis and soil CO2 efflux: reconciling lags and observations. New Phytologist 191, 1006–1017. https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2011.03771.x

Vicca, S., Bahn, M., Estiarte, M., van Loon, E.E., Vargas, R., Alberti, G., Ambus, P., Arain, M. A., Beier, C., Bentley, L.P., Borken, W., Buchmann, N., Collins, S.L., de Dato, G., Dukes, J.S., Escolar, C., Fay, P., Guidolotti, G., Hanson, P.J., Kahmen, A., Kröel-Dulay, G., Ladreiter-Knauss, T., Larsen, K.S., Lellei-Kovacs, E., Lebrija-Trejos, E., Maestre, F.T., Marhan, S., Marshall, M., Meir, P., Miao, Y., Muhr, J., Niklaus, P.A., Ogaya, R., Peñuelas, J., Poll, C., Rustad, L.E., Savage, K., Schindlbacher, A., Schmidt, I.K., Smith, A.R., Sotta, E.D., Suseela, V., Tietema, A., van Gestel, N., van Straaten, O., Wan, S., Weber, U., Janssens, I. A., 2014. Can current moisture responses predict soil CO2 efflux under altered precipitation regimes? A synthesis of manipulation experiments. Biogeosciences 11, 2991–3013. https://doi.org/10.5194/bg-11-2991-2014

Wäldchen, J., Schulze, E.-D., Schöning, I., Schrumpf, M., Sierra, C., 2013. The influence of changes in forest management over the past 200 years on present soil organic carbon stocks. Forest Ecology and Management 289, 243–254. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.014

Wallentin, G., Tappeiner, U., Strobl, J., Tasser, E., 2008. Understanding alpine tree line dynamics: An individual-based model. Ecological Modelling 218, 235–246. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.07.005

Wang, J., Xiong, Z., Kuzyakov, Y., 2016. Biochar stability in soil: meta-analysis of decomposition and priming effects. GCB Bioenergy 8, 512–523. https://doi.org/10.1111/gcbb.12266

Weiske, A., 2007. Potential for carbon sequestration in European agriculture. Specific Targeted Research Project n°SSPE-CT-2004-503604 Impact of Environmental Agreements on the CAP. Institute for Energy and Environment.

Weiss, F., Leip, A., 2012. Greenhouse gas emissions from the EU livestock sector: A life cycle assessment carried out with the CAPRI model. Agriculture, Ecosystems & Environment 149, 124–134. https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.12.015

Weiss, P., Braun, M., Fritz, D., Gschwantner, T., Hesser, F., Jandl, R., Kindermann, G., Koller, T., Ledermann, T., Ludvig, A., Pölz, W., Schadauer, K., Schmid, B.F., Schmid, C., Schwarzbauer, P., Weiss, G., 2020. Adaptation for carbon efficient forests and the entire wood value chain (including a policy decision support tool) – Evaluating pathways supporting the Paris Agreement.

Wells, M.J.M., 2019. Supramolecular Answers to the Organic Matter Controversy. Journal of Environmental Quality 48, 1644–1651. https://doi.org/10.2134/jeq2019.02.0089

Wenzel, W.W., Duboc, O., Golestanifard, A., Holzinger, C., Mayr, K., Reiter, J., Schiefer, A., 2022. Soil and land use factors control organic carbon status and accumulation in agricultural soils of Lower Austria. Geoderma 409, 115595. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115595

Werner, C., Butterbach-Bahl, K., Haas, E., Hickler, T., Kiese, R., 2007. A global inventory of N2O emissions from tropical rainforest soils using a detailed biogeochemical model. Global Biogeochem. Cycles 21, GB3010. https://doi.org/10.1029/2006GB002909

Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., Weidema, B., 2016. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. The International Journal of Life Cycle Assessment 21, 1218–1230. https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8

Wiesmeier, M., Hübner, R., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Reischl, A., Schilling, B., von Lützow, M., Kögel-Knabner, I., 2014. Carbon sequestration potential of soils in southeast Germany derived from stable soil organic carbon saturation. Global Change Biology 20, 653–665. https://doi.org/10.1111/gcb.12384

Wohlfahrt, G., Hammerle, A., Haslwanter, A., Bahn, M., Tappeiner, U., Cernusca, A., 2008. Seasonal and inter-annual variability of the net ecosystem CO2 exchange of a temperate mountain grassland: Effects of weather and management. Journal of Geophysical Research: Atmospheres 113. https://doi.org/10.1029/2007JD009286

Wohlfahrt, G., Tomelleri, E., Hammerle, A., 2021. The albedo–climate penalty of hydropower reservoirs. Nature Energy. https://doi.org/10.1038/s41560-021-00784-y

Woolf, D., Amonette, J.E., Street-Perrott, F.A., Lehmann, J., Joseph, S., 2010. Sustainable biochar to mitigate global climate change. Nature Communications 1, 56. https://doi.org/10.1038/ncomms1053

Zechmeister-Boltenstern, S., Hahn, M., Meger, S., Jandl, R., 2002. Nitrous oxide emissions and nitrate leaching in relation to microbial biomass dynamics in a beech forest soil. Soil Biology and Biochemistry 34, 823–832. https://doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00012-3

Zeeman, M.J., Hiller, R., Gilgen, A.K., Michna, P., Plüss, P., Buchmann, N., Eugster, W., 2010. Management and climate impacts on net CO2 fluxes and carbon budgets of three grasslands along an elevational gradient in Switzerland. Agricultural and Forest Meteorology 150, 519–530. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2010.01.011

Zehetgruber, B., Kobler, J., Dirnböck, T., Jandl, R., Seidl, R., Schindlbacher, A., 2017. Intensive ground vegetation growth mitigates the carbon loss after forest disturbance. Plant and Soil 420, 239–252. https://doi.org/10.1007/s11104-017-3384-9

Open Access Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.



Kapitel 3. Sozioökonomische und klimatische Treiber der Änderung der Landnutzung in Österreich

Inhaltsverzeichnis

3.1 Einleitung . . . 164

3.2 Landwirtschaft . . . 164
3.2.1 Klimabezogene Treiber landwirtschaftlicher Landnutzung . . . 165
3.2.2 Sozio-ökonomische Treiber landwirtschaftlicher Landnutzung . . . 169
3.2.3 Zukünftige landwirtschaftliche Landnutzungsszenarien . . . 174

3.3 Forstwirtschaft . . . 180
3.3.1 Die Waldentwicklung in Österreich . . . 180
3.3.2 Klimabezogene Treiber für forstwirtschaftliche Landnutzung: Störungen im Wald . . . 180
3.3.3 Sozio-ökonomische Treiber für forstwirtschaftliche Landnutzung . . . 182
3.3.4 Zukünftige forstwirtschaftliche Entwicklungen . . . 186

3.4 Siedlungen und Infrastruktur . . . 187
3.4.1 Auswirkungen von Klimaänderungen als Treiber für Siedlungen und Infrastruktur . . . 187
3.4.2 Sozioökonomische Treiber für Siedlungen und Infrastruktur . . . 187
3.4.3 Zukünftige Entwicklungen . . . 191

3.5 Auswirkungen auf die Ökosystemleistungen . . . 195
3.5.1 Landwirtschaftlich genutzte Flächen . . . 195
3.5.2 Forstwirtschaftlich genutzte Flächen . . . 197
3.5.3 Siedlungsräume . . . 199
3.5.4 Landschaftsebene . . . 200

Literatur . . . 202

Koordinierende Leitautor_innen:
Veronika Gaube[1], Stefan Schneider[2], Thomas Thaler[1]

Leitautor_innen:
Stefan Borsky[3], Mathias Kirchner[1], Wolfgang Loibl[4], Bano Mehdi-Schulz[1], Uta Schirpke[5], Maja Zuvela-Aloise[2]

Beitragende Autor_innen:
Martin Braun[6], Josef Eitzinger[1], Tatjana Fischer[1], Michael Getzner[7], Stephan Glatzel[8], Thomas Gschwantner[6], Gerald Kalt[1], Christian Lauk[1], Georg Leitinger[5], Hermine Mitter[1], Andrea Obweger[9], Christian Scheidl[1], Helfried Scheifinger[2], Erich Tasser[10], Sabina Thaler[1], Dominik Thom[11], Heidelinde Trimmel[12]

Review-Editoren:
Martin Jung[13], Klaus Salhofer[1]

Technische Unterstützung:
Bastian Bertsch-Hörmann[1]

Zitiervorschlag:
Gaube, V., Schneider, S., Thaler, T., Borsky, S., Kirchner, M., Loibl, W., Mehdi-Schulz, B., Schirpke, U., Zuvela-Aloise, M., 2024: Kapitel 3 Sozioökonomische und klimatische Treiber der Änderung der Landnutzung in Österreich. In: APCC Special Report: Landnutzung und Klimawandel in Österreich (APCC SR Land). [Jandl, R., Tappeiner, U., Foldal, C. B., Erb, K.-H. (Hrsg.)]. Springer Spektrum. Berlin/Heidelberg. S. 163–216.

[1] Universität für Bodenkultur
[2] GeoSphere Austria
[3] Universität Graz
[4] privat

© Der/die Autor(en) 2024

R. Jandl et al. (Hrsg.), *APCC Special Report: Landnutzung und Klimawandel in Österreich*,
https://doi.org/10.1007/978-3-662-67864-0_5

[5] Universität Innsbruck
[6] Bundesforschungszentrum für Wald
[7] Technische Universität Wien
[8] Universität Wien
[9] Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus
[10] Eurac Research
[11] Technische Universität München
[12] Internationales Institut für Angewandte Systemanalyse (IIASA)
[13] Austrian Institute of Technology

3.1 Einleitung

Dieses Kapitel beschäftigt sich mit den klimatischen, ökologischen und sozioökonomischen treibenden Kräften, welche die Landnutzung in Österreich in der Vergangenheit und der Gegenwart maßgeblich bestimmt haben und die zukünftigen Entwicklungen beeinflussen werden. Es behandelt die in der Vergangenheit beobachteten und in der Zukunft erwarteten treibenden Kräfte von Landnutzungsänderungen in der Landwirtschaft (Abschn. 3.2), der Forstwirtschaft (Abschn. 3.3) und der Siedlungs- und Infrastrukturentwicklung (Abschn. 3.4). Abschließend werden die möglichen und erwarteten Auswirkungen dieser treibenden Kräfte auf die Bereitstellung der Ökosystemleistungen (ÖSL) beschrieben (Abschn. 3.5). Der Abbau von Mineralien wie Schotter oder Metalle wird aus Platzgründen nicht in diesem Kapitel behandelt, wenngleich es unumstritten ist, dass es sich auch dabei um landnutzungsrelevante Aktivitäten handelt.

Kap. 3 unterscheidet zwischen natürlichen und anthropogenen Faktoren und wie sich diese auf die Landnutzung ausgewirkt haben und auswirken. Die sozioökonomischen Auswirkungen berücksichtigen dabei allerdings nicht die möglichen Anpassungs- oder Minderungsstrategien der einzelnen Sektoren, da diese in den Kap. 4 und 5 gesondert dargestellt werden.

3.2 Landwirtschaft

Die Landwirtschaft ist im Laufe der Geschichte immer wieder von massivem Strukturwandel betroffen. Bis in die Zwischenkriegszeit ist der Großteil der österreichischen Bevölkerung in der Landwirtschaft beschäftigt (Bätzing, 2020; Butschek, 2012; Krausmann et al., 2003; Moser & Peterson, 1981; Tasser et al., 2012) und der steigende Landbedarf für die Landwirtschaft hat bis zur Industrialisierung der Landnutzung, die in Österreich vergleichsweise spät einsetzt, eine lange Phase der Entwaldung zur Folge. Im ausgehenden 19. Jahrhundert setzt eine Phase der Wiederbewaldung, bedingt durch den Rückgang von landwirtschaftlich genutzten Flächen bei gesteigerten landwirtschaftlichen Erträgen, ein (Gingrich et al., 2021, 2020, 2019), der sich nach 1945 beschleunigt. Diese Phase ist durch einen fundamentalen Strukturwandel geprägt (Box 3.1), in dem die Bedeutung der Landwirtschaft für das Bruttoinlandsprodukt wie auch der Anteil der Bevölkerung, die in der Landwirtschaft (und Forstwirtschaft) tätig ist, drastisch abnimmt (Bruckmüller et al., 2002; Butschek, 2012; Gingrich et al., 2018; Tasser et al., 2012), die Leistungsfähigkeit der Landwirtschaft jedoch massiv gesteigert wird: Während um das Jahr 1900 eine Landwirtschaft einen Überschuss für etwa vier Personen erwirtschaftet, steigert sich dies nach 1945 auf rund 135 Personen (Bätzing, 2020; Butschek, 2012). Diese Entwicklungen der Landnutzung sind eng mit den fundamentalen Veränderungen des gesellschaftlichen Metabolismus verbunden, insbesondere durch die Veränderung der energetischen Basis der Gesellschaft, die zusehends auf dem Einsatz von Fossilenergie basiert (Abschn. 2.6.1Kap. 6).

Diese fundamentalen Veränderungen zeigen dabei ausgeprägte geografische Unterschiede in Bezug auf die Landnutzung: Während besonders nach 1960 die Landwirtschaft in den Südlichen Kalkalpen und Westalpen von regelrechten Zusammenbrüchen gekennzeichnet ist und viele Betriebe aufgegeben werden (in manchen Gegenden der Karnischen Alpen werden heute beispielsweise nur mehr 25 % der ehemaligen Kulturflächen bewirtschaftet), sind die Zentralalpen und die Nördlichen Kalkalpen von diesem Strukturwandel weit weniger betroffen (hier werden noch 80–95 % der ehemaligen Kulturflächen bewirtschaftet). Im Gegensatz dazu wird in gut erreichbaren Gunstlagen in den Tieflagen und am Alpenrand die landwirtschaftliche Bewirtschaftung deutlich intensiviert.

Box 3.1 Almflächen

Die Almwirtschaft hat in Österreich eine lange Tradition, und den Almen werden als Teil eines landwirtschaftlichen Betriebes wichtige Aufgaben zugeschrieben (Aigner et al., 2003; Machatschek & Bergler, 2006). Die Entwicklung der Almwirtschaft lässt sich anhand der Almauftriebszahlen darstellen. In Österreich geht die Anzahl an Almen und aufgetriebenen Tieren kontinuierlich zurück. Seit 2000 wurden rund 14 % aller Almen aufgelassen. Darüber hinaus ging zwischen 2000 und 2019 die Anzahl der Betriebe mit Almauftrieb um knapp ein Viertel zurück. Ein Rückgang zeigt sich auch bei der Almfutterfläche, zum Teil aufgrund von Änderungen in der Flächendefinition/-erfassung und zum Teil durch Verwaldung und Verbuschung (Aigner et al., 2003; BMLRT, 2020a; Suske et al., 2012). Der Almauftrieb von Rindern ist seit rund

zehn Jahren kontinuierlich rückläufig (BMNT, 2019a; Hofer, 2019).

Es gibt eine Reihe von Gründen für diese Entwicklungen, beispielsweise ist durch den Klimawandel vor allem in trockenen Sommern die Wasserversorgung durch lokale Quellen nicht mehr überall gesichert, andererseits sind die Hygieneanforderungen an Almbetriebe gestiegen, insbesondere im Tourismus oder bei der Herstellung von Milchprodukten (Strasser, 2014). Neben dem agrarischen Strukturwandel, wie etwa der Betriebsaufgabe oder der Reduktion des Viehbestandes, spielen auch förderungstechnische Überlegungen eine Rolle hinsichtlich des Rückgangs der Anzahl an Almen (BABF, 2010). Mit der aktuellen Förderperiode 2014–2020 änderten sich die nationalen Rahmenbedingungen in der Landwirtschaft, es wurden unter anderem die Fördervoraussetzungen und die Höhe öffentlicher Flächenzahlungen für die österreichische Almwirtschaft modifiziert, sowie die Milchquotenregelung und Mutterkuhprämie beendet. Obweger (2018) hat aufgezeigt, dass betriebsstrukturelle Veränderungen im Viehbestand eine Hauptursache für die Aufgabe des Almauftriebs in der Förderperiode 2014–2020 sind, gefolgt vom zu großen Aufwand des Almauftriebes und der Möglichkeit für Heimbetriebe, Flächen im Tal zu pachten. Allerdings würden zwei von drei Betrieben, die heute nicht mehr auftreiben, bei verbesserten Rahmenbedingungen ihr Vieh wieder auf die Alm auftreiben. Als wichtigster Grund zur möglichen Wiederaufnahme der Bewirtschaftung der Almen wurde ein steigender Flächenbedarf genannt, wobei dieser eng mit den zukünftigen Entwicklungen hinsichtlich der Viehwirtschaft verknüpft ist. Darüber hinaus spielt hier auch die Verfügbarkeit von Pachtflächen eine entscheidende Rolle. Auch eine Verbesserung der almwirtschaftlichen Gegebenheiten, etwa eine bessere Almerschließung oder Behirtung, die Verbesserung der Fördersituation sowie Vereinfachung der bürokratischen Abläufe wurden als Wiederauftriebsgründe genannt (Obweger, 2018).

3.2.1 Klimabezogene Treiber landwirtschaftlicher Landnutzung

Dieser Abschnitt befasst sich mit den Auswirkungen der wesentlichen klimatischen Treiber Temperatur und Niederschlag und den darauf basierenden Extremereignissen auf die landwirtschaftliche Landnutzung.

3.2.1.1 Die Auswirkungen von Temperaturveränderungen auf die Landwirtschaft

Der Einfluss von Temperaturveränderungen auf die Landwirtschaft ist sehr stark [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Temperatur beeinflusst die Aktivität und die Entwicklungsgeschwindigkeit vieler Organismen wie auch die Länge der saisonal warmen Periode in Mitteleuropa. Die Zunahme der Länge der Vegetationsperiode und der Wachstumsgradtage durch höhere Temperaturen ist für Europa gut dokumentiert (Linderholm, 2006; Menzel & Fabian, 1999; Sloat et al., 2020). Die Vegetationsperiode verlängerte sich in den letzten 25 Jahren in Österreich um 13,5 Tage auf derzeit insgesamt 212 Tage, wobei die stärkste Zunahme in den Niederungen Nord- und Ostösterreichs (bis zu 20 Tage) sowie in höhergelegenen Berg- und Tallagen an der Grenze zu Oberitalien gemessen wurden (Chimani et al., 2016; Abschn. 1.3.1). Durch die steigenden Temperaturen verändern sich Potenziale und Risiken im Anbau von spezifischen Nutzpflanzen (Eitzinger et al., 2013a, 2013b; Eitzinger & Kersebaum, 2016). Dazu zählen eine Vorverschiebung der Entwicklungsstadien sowie eine beschleunigte Entwicklung bei Pflanzen und davon abhängiger Feldarbeiten wie Aussaat und Erntetermine. Änderungen in den pflanzen- und regionstypischen Wachstumsperioden von Nutzpflanzen sind zu beobachten (Eitzinger & Kersebaum, 2016; Thaler et al., 2013; Trnka et al., 2014) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Das Ertragspotenzial von Nutzpflanzen ist abhängig vom Verhältnis der saisonalen wachstumsbestimmenden Witterungsparameter zu den (während der Entwicklung der Pflanzen auch variablen) optimalen Verhältnissen, wie neben der Wasserversorgung insbesondere der Temperatur, welche verschiedene physiologische Prozesse gleichzeitig beeinflusst. Zusätzlich hat die atmosphärische CO_2-Konzentration eine Auswirkung auf die Photosynthese und die Wassernutzungseffizienz von Pflanzenbeständen (Peters et al., 2018), allerdings mit großen Variationen bzw. Unsicherheiten in Bezug auf Umweltwechselwirkungen (inkl. gegenspielender Rückkoppelungseffekte wie einer verringerten Blattkühlung oder einem potenziell höheren Sättigungsdefizit der Umgebung durch verringerte Transpiration der Vegetation), Nutzpflanzensorten oder möglicher langfristiger Adaptionen der Pflanzen und Reduktion von potenziellen Pilzkrankheiten. Trotz dieser Unsicherheiten kann ein generell fotosynthesesteigender (und damit potenziell ertragssteigender) Effekt für Nutzpflanzen, insbesondere der C3-Pflanzen, angenommen werden (Toreti et al., 2020). Zum Beispiel werden durch eine CO_2-Zunahme von ca. 350 ppm (Bezugsbasis der nahen Vergangenheit) bis 550 ppm in der Atmosphäre nach FACE-Studien durchschnittlich etwa 20 % höhere Erträge (Biomasse bzw. geernteter Anteil) bei C3-Pflanzen (z. B. Gerste, Wei-

zen, Zuckerrübe) erwartet (Kimball, 2016). Hierbei können allerdings Ertragszuwächse in diversen Simulationsstudien durch bisher nicht berücksichtigte mögliche negative Klimaeffekte auf Pflanzen (Abschn. 3.2.1.3), insbesondere ohne wirksame Anpassungsmaßnahmen, wieder zunichte gemacht werden (Dmuchowski et al., 2022).

Der CO_2-Effekt beeinflusst Wachstumsprozesse (z. B. Paeßens et al., 2019), die neben dem quantitativen Ertragspotenzial auch Qualitätskomponenten beeinflussen, wie ein größeres C/N-Verhältnis in der Biomasse. Dies kann bei Getreide beispielsweise zu einer Abnahme der Backqualität oder Futterqualität führen, wenn keine Ausgleichsdüngung erfolgt (z. B. Dier et al. 2019, 2020). Bei C4-Pflanzen wie Mais werden die Erträge durch den Effekt steigender CO_2-Konzentration direkt kaum beeinflusst. Allerdings können bei einer höheren CO_2-Konzentration C4-Pflanzen wie Mais, so wie auch C3-Pflanzen, Trockenheit besser tolerieren, und geringere trockenheitsinduzierte Ertragsdepressionen sind die Folge (Kimball, 2016; Kimball et al., 2002; Manderscheid et al. 2010, 2009; Peters et al., 2018). Zusammengenommen ergeben sich durch diese vom Klimawandel forcierten Veränderungen in den Wachstumsbedingungen für viele Standorte neue Anbaumuster, Fruchtfolgen bzw. Möglichkeiten der Nutzung neuer (adaptierter) Nutzpflanzenarten und -sorten (Eitzinger & Kersebaum, 2016) [hohe Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Höhere Temperaturen haben auch einen signifikanten Einfluss auf die Biodiversität; im Pflanzenbau werden insbesondere thermophile Schaderreger (wie Insekten) begünstigt und steigern das Ausfallsrisiko (Eitzinger et al., 2013b; Eitzinger & Kersebaum, 2016; Falkner et al., 2019; Hann et al., 2015; Kocmánková et al., 2011; Svobodová et al., 2014) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Höhere Wintertemperaturen beeinträchtigen bei Nutzpflanzen die Frostresistenz, begünstigen das Überleben von Schädlingen und fördern Pflanzenkrankheiten. Frühjahrstrockenheit wird durch eine fehlende Schneedecke und höhere Verdunstung im Winterhalbjahr begünstigt (Eitzinger et al., 2013b; Eitzinger & Kersebaum, 2016) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Durch Änderungen im Klima und des CO_2-Gehaltes der Atmosphäre finden Verschiebungen der Artenzusammensetzung und des Ertrags im Grünland statt (Andresen et al., 2018; Dumont et al., 2014; Lüscher & Aeschlimann, 2006; Suter et al., 2001; Tello-García et al., 2020), allerdings stark überlagert von der Grünlandbewirtschaftungsmethode [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Ebenso finden Verschiebungen des Artenspektrums bei Unkräutern statt, wobei wärmeliebende und trockenresistente (sowie wurzelstarke) Arten begünstigt sind (Eitzinger & Kersebaum, 2016).

Die Zersetzung der organischen Substanz in der Streu beschleunigt sich bei günstigen Luft- oder Bodentemperaturen und kann zur Steigerung der Stickstoffmineralisierung und der Nitratauswaschung führen (Djukic et al., 2013; Eitzinger & Kersebaum, 2016; Herman et al., 2007; Mehdi et al., 2016). Auch ändern höhere CO_2-Konzentrationen (440–550 ppm) die mikrobiellen Abläufe (Diao et al., 2020; Guenet et al., 2012) [hohe Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Diese Zusammenhänge führen pauschal zu zukünftigen Herausforderungen für die Landwirtschaft, wie die Wahl und der Anbau neuer Arten, veränderte Schädlingsbekämpfung und Düngepraktiken [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

3.2.1.2 Die Auswirkungen von Niederschlagsänderungen auf die Landwirtschaft

Die Auswirkungen von Niederschlagsänderungen auf die landwirtschaftliche Landnutzung sind ebenfalls hoch einzuschätzen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Dabei muss vor allem das Zusammenspiel der saisonalen Wasserbilanz im System Boden-Pflanze-Atmosphäre und der entwicklungs- und zeitabhängige Wasserbedarf von Nutzpflanzen beachtet werden. Änderungen in der Niederschlagsverteilung (z. B. saisonale Verteilung) können sich nicht nur kritisch auf die Wasserversorgung auswirken, sondern auch das Schadpotenzial und Anbaurisiko erhöhen (z. B. Starkniederschläge). Weitere Informationen zu Änderungen in für die Landwirtschaft relevanten Niederschlagsindikatoren sind in Abschn. 1.2 und 1.3 zu finden. Hier werden die wichtigsten Effekte auf die landwirtschaftliche Landnutzung beschrieben.

Wassermangel (Trockenperioden während der Wachstumsphasen) ist in den Ackerbauregionen Österreichs der häufigste limitierende Faktor für das Pflanzenwachstum (BMLRT, 2020a; Bodner et al., 2016). Durch den Klimawandel nehmen die Trockenperioden zu (Haslinger et al., 2016; Trnka et al., 2011a, 2011b) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Signifikante Anpassungen im Anbauregime von Nutzpflanzen für trockenheitsresilientere Systeme sind absehbar [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Gleichzeitig werden Starkregen und Regen statt Schnee im Winter in der Zukunft häufiger auftreten [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung] und fördern Nährstoffausträge (Mehdi et al., 2015), Bodenerosion und Bodenstrukturschäden (Klik & Eitzinger, 2010). Zudem fördert eine fehlende Schneedecke (Schnee als Wasserspeicher) zunehmende Frühjahrstrockenheit durch fehlendes Schmelzwasser [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Unregelmäßige Wasserversorgung während der Wachstumsperioden führt zu höheren interannualen Ertragsschwankungen und höherem Ertragsrisiko (Eitzinger et al., 2013b; Thaler et al., 2013) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Auswirkungen von Niederschlagsänderungen auf die Pflanzenproduktion werden stark von den Standort- und Bodeneigenschaften

(Topografie, Wasserspeicherkapazität, Grundwassereinfluss u. a.) mitbestimmt (Eitzinger et al., 2013b; Thaler et al., 2013) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. In den am meisten betroffenen semi-ariden Gebieten (Norden, Osten und Süd-Osten Österreichs) mit aktuell < 600 mm/Jahr Niederschlag sind erhöhte Produktionskosten durch notwendige Investitionen in Bewässerungsanalangen bzw. Wasserbereitstellung und Maßnahmen für effizientere Wassernutzung zu erwarten. Alternativ ergeben sich Einbußen in den potenziellen Erträgen. Ökonomische Bewertungen sind für die Umsetzung von Anpassungsmaßnahmen zusätzlich entscheidend (Karner et al., 2019b; Mitter & Schmid, 2020) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Der Wasserverbrauch für Bewässerungen wird zu einem hohen Anteil von den Grundwasserreserven gedeckt. Insbesondere in den beiden Bundesländern Niederösterreich und Burgenland werden vorwiegend, jedoch nicht regelmäßig, landwirtschaftliche Flächen bewässert, sodass der aktuelle Wasserverbrauch für Beregnung in Österreich immer noch gering ausfällt (durchschnittliche Beregnungsmenge in 2010 von 70 Liter pro Quadratmeter und Jahr; BMFLUW, 2013). Trotzdem sind Wasserressourcen für Bewässerung in manchen Regionen Österreichs mit geringen Niederschlagsmengen nicht ausreichend vorhanden (z. B. nördliches Weinviertel; Kompetenzzentrum Bewässerung, 2020). In Zukunft wird aufgrund der erhöhten Verdunstung einerseits und der prognostizierten Zunahme der Frühjahrsabflüsse anderseits vor allem in den niederschlagsarmen Regionen Ostösterreichs eine Änderung der Grundwasserreserven erwartet (Blöschl et al., 2018) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Nutzpflanzenspezifisch ist festzuhalten, dass sich Veränderungen bei Trockenheit insbesondere bei Kulturen auswirken, die weit in den Sommer hineinreichen (Mais, Zuckerrübe, Sonnenblume, Sojabohne, Kartoffel u. a.) und auf Böden mit geringem Wasserspeicherungspotenzial angebaut werden. Bei früh geernteten Kulturen und im speziellen bei Winterkulturen (Wintergetreide, Raps) werden hingegen die negativen Auswirkungen von Frühjahrs- und Sommertrockenheit durch eine bessere Nutzung der Winterfeuchte während kritischer phänologischer Phasen (z. B. Blüte, Kornfüllung) im langjährigen Mittel geringer ausfallen.

3.2.1.3 Die Auswirkungen von Extremwetterereignissen (Trockenheit, Hagel, Starkniederschlag, Frost) auf die Landwirtschaft

Vor allem Extremwetterereignisse bedingen ein hohes Ertragsrisiko und Schadpotenzial für Nutzpflanzen und haben somit große potenzielle Auswirkungen auf die landwirtschaftliche Landnutzung (Eitzinger, 2019; Trnka et al., 2014). Extreme Witterungsereignisse sind dann relevant, wenn sie im Vergleich zur Vergangenheit in einer bestimmten Region entweder häufiger und/oder stärker auftreten als bisher und durch mangelnde Anpassung an diese neue Situation auch mehr Schaden anrichten. Im letzteren Fall spielen auch andere Faktoren eine wesentliche Rolle, wie z. B. eine zum Teil stärkere Exposition von intensiven landwirtschaftlichen Produktionssystemen. So kann Bodenerosion in Zusammenhang mit zunehmenden Starkniederschlägen schleichend zur Degradierung von Böden führen, wenn sich Anbausysteme mit längeren Bracheperioden bzw. unbedeckten Böden im Ackerbau ausbreiten, wie dies z. B. im Maisanbau zu beobachten ist. Damit zusammenhängende Probleme sind auch zunehmende Stickstoffauswaschungen ins Grundwasser und Gewässereutrophierung. Eine Vermeidung von Bodenerosion auf geneigten Flächen kann z. B. mit pfluglosem Ackerbau oder reduzierter Bodenbearbeitung, der Anwendung von unterschiedlichen Mulcharten als Bodendeckung, der Einziehung von Erosionsschutzstreifen u. a. vorangetrieben werden (Abschn. 2.5).

Durch den Klimawandel bedingte Extremwetterereignisse wie Trockenstress, Hitzestress, Stürme und Gewitter und Spätfrost führen im Allgemeinen zu jährlichen Ertragsschwankungen (Vogel et al., 2019), hauptsächlich Ertragseinbußen [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung], können aber auch weiterreichende Folgen haben. Trockenstress bei landwirtschaftlichen Nutzpflanzen kann zu einer Änderung der Flächennutzung führen, zu stärkerer Bewässerung und/oder regional ungenügender Wasserversorgung für Bewässerung (Kahiluoto et al., 2019; Mäkinen et al., 2018; Trnka et al., 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Ein Rückgang der Grünlandnutzung durch verstärkte Trockenheit führt zu einem Rückgang der Produktionsmenge der Grünlandbiomasse in den Sommermonaten (Trnka et al., 2009). Besonders betroffen sind dabei die Regionen im Osten und Südosten Österreichs [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Hitzestress führt zu geringeren Wachstumsraten, zu geringerer Fruchtbarkeit der Pflanzen während der Reproduktionsphase (Lalić et al., 2014; Prasad & Jagadish, 2015) und damit reduziertem Ertrag (Bönecke et al., 2020; Eyshi Rezaei et al., 2015) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung], ebenso wie einem verstärkten Auftreten von bodennahem Ozon, das z. B. den Spaltöffnungsmechanisums schädigt (Hansen et al., 2019) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine Veränderung von Produktqualitäten im Acker- und Obstbau ist zu beobachten (z. B. geringere Größe der Äpfel oder Kartoffeln) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Kombinationseffekte von Extremen wie Hitze und Trockenheit lassen die Erträge deutlich sinken (Cohen et al., 2021); hier sind besonders Sommerungen betroffen (Eitzinger et al., 2013a; Miralles et al., 2019; Urban et al., 2018). Durch stärkere Stürme bzw. Gewitter ist mit höheren regionalen Sturm- und Hagelschäden zu rechnen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Derzeit gibt es noch keine abgesicherte Tendenz von Spätfrostgefahr bei Obstkulturen in Österreich (Unterberger

et al., 2018); durch früheren Austrieb und Wachstumsbeginn könnte das Risiko jedoch ansteigen (Unterberger et al., 2018; und siehe Box 3.2) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Indirekte Auswirkungen von Extremereignissen könnten eine Schwächung oder Gewebeschäden der Pflanzen sein. Durch Vorschädigungen sind erhöhte Anfälligkeit gegenüber Schaderregern und eine verstärkte Schadwirkung auf Wirtspflanzen möglich [geringe Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Box 3.2 Pflanzenphänologie – Spätfrost in Österreich

Der Anstieg der sommerlichen Mitteltemperaturen in Europa von etwa 2 °C seit etwa 1950 spiegelt sich in den Trends der phänologischen Zeitreihen (Menzel et al., 2020, 2006). Sowohl Obstbäume als auch Feldfrüchte zeigen eine allgemeine Vorverschiebung der Eintrittsdaten phänologischer Frühlings- und Sommerphasen in Deutschland (Chmielewski et al., 2004; Waldau & Chmielewski, 2018). Eine Analyse über den Zeitraum von 1951–2018 ergab eine mittlere Vorverschiebung der phänologischen Trends von Laubaustrieb und Blüte bei landwirtschaftlichen Nutzpflanzen und Wildpflanzen von 2,24 Tagen/Jahrzehnt (Menzel et al., 2020). Ziello et al. (2009; Blühbeginn von Wild- und Nutzpflanzen) und Vitasse et al. (2018b; Laubaustrieb von vier Wildbaumarten) berichten von einem stärkeren Trend phänologischer Phasen in höheren Lagen der Alpen, verursacht durch eine stärkere Erwärmung im Winter und Frühling. Dadurch wurde der Höhengradient der phänologischen Ereignisse von 34 Tagen/1000 m im Jahr 1960 auf 22 Tage/1000 m im Jahre 2016 verringert. Die landwirtschaftlichen Aktivitäten selbst haben sich nicht in demselben Ausmaß verschoben wie die phänologischen Phasen der Nutzpflanzen (Chmielewski et al., 2004; Estrella et al., 2007; Menzel et al., 2020). Dadurch wird die phänologische Entwicklung der Nutzpflanzen in einen wärmeren Abschnitt des Jahres hineinverschoben, sodass es zu einer verkürzten Fruchtentwicklung, früheren Reife und in Summe zu einer Verkürzung der landwirtschaftlichen Saison um etwa −1,5 Tage/Jahrzehnt gekommen ist. Daneben können auch Sortenzucht und Sortenwahl den Trend der phänologischen Entwicklung von Nutzpflanzen beeinflussen. Zusammenfassend wird aus den zitierten Arbeiten klar, dass der Hauptantrieb für die Vorverschiebung der phänologischen Frühlings- und Sommerphasen die steigenden Temperaturen sind [Konfidenz: hoch].

Die Pflanzen der mittleren und hohen Breiten müssen mit einer großen Jahresamplitude der Temperatur und einer starken täglichen Temperaturschwankung im Spätwinter und Frühling zurechtkommen. Der Übergang von der winterlichen Knospenruhe zur vegetativ aktiven Phase ist mit einer zunehmenden Frostenthärtung verbunden. Während dieser Zeit können die Pflanzen durch Spätfrostereignisse Schaden erleiden (Vitasse et al., 2014). Der Hauptfaktor, der die zeitliche Entwicklung der Wahrscheinlichkeit von Spätfrostschäden bestimmt, ist das Verhältnis zwischen den phänologischen Trends und den Trends der Temperatur. Wenn sich die phänologischen Phasen rascher zu früheren Eintrittszeiten verschieben als das letzte Frostereignis im Frühjahr, steigt das Spätfrostrisiko und umgekehrt. Daneben kann eine Veränderung der Variabilität der Temperatur die Wahrscheinlichkeit von Spätfrostereignissen verändern, auch wenn Temperatur und Phänologie selbst keine Trends zeigen (Rigby & Porporato, 2008).

Wenn man die diversen Studien zum Spätfrostrisiko vergleicht, ist bis zum gegenwärtigen Zeitpunkt der Schluss unvermeidlich, dass die Ergebnisse sehr uneinheitlich ausfallen. Trends des Spätfrostrisikos scheinen von der Region, der Höhenlage und der Art abzuhängen [Konfidenz: gering]. Etliche Studien deuten auf eine Verringerung des Spätfrostrisikos seit etwa 1950 in Europa hin, da sich die Länge der frostfreien Jahreszeit in größerem Ausmaß verlängert hat als die klimatologische Vegetationsperiode (Menzel et al., 2003). Ein Vergleich der Zeitreihe der letzten Fröste und der Eintrittszeiten diverser Frühlingsphasen führt zum selben Schluss (Ma et al., 2019; Scheifinger et al., 2003). Klein et al.(2018) hingegen fanden für subalpine und alpine Pflanzen in der Schweiz, dass sich der Zeitpunkt der Schneeschmelze und des letzten Frühlingsfrostes in gleichem Maß nach vor verschoben haben, sodass sich keine Änderung der Frosthäufigkeit und -intensität im Zeitraum von 1970 bis 2016 ergibt. Untersuchungen der Laubaustriebsphasen in der Schweiz stellten eine Zunahme des Spätfrostrisikos seit etwa 1980 fest (Bigler & Bugmann, 2018; Vitasse et al., 2018a). Ebenso berichteten Liu et al. (2018) von einer Zunahme der Spätfrosthäufigkeit von 1982 bis 2012 in Europa. Auch immergrüne Baumarten kennen witterungsbedingte Schadsituationen im Zusammenhang mit Temperaturen unter 0 °C, wie beispielsweise Frosttrocknis (mangelnder Wassernachschub bei gefrorenem Boden und gleichzeitiger Transpiration; Körner, 1998), und extremen winterlichen Temperaturstürzen. Änderungen der Häufigkeit derartiger Ereignisse in Zusammenhang mit dem Klimawandel sind zu erwarten, wiewohl Angaben zum Vorzeichen der Trends nach gegenwärtigem Wissens-

stand noch nicht möglich sind (z. B. Hänninen, 2006; Jönsson et al., 2004; Man et al., 2009; Morin & Chuine, 2014). Die heimische Flora ist an das lokale Spätfrostrisiko sehr gut angepasst (Körner et al., 2016; Lenz et al., 2013), während das nicht notwendigerweise auf eingeführte und gezüchtete Arten zutrifft. Daher gehören Spätfrostereignisse zu den gefürchtetsten Risiken im Obstbau. Sie können im Vergleich zu anderen Risiken im Obstbau große Verluste verursachen (de Cortazar Atauri et al., 2016; Morton et al., 2017; Neethling et al., 2017). So führte im Frühjahr 2017 ein Spätfrostereignis in Mitteleuropa zu großen Schäden (Vitasse & Rebetez, 2018). Die unmittelbar vor dem Einbruch polarer Kaltluft erreichten Wärmesummen waren sehr hoch und die damit verbundene phänologische Entwicklung schon sehr weit fortgeschritten. An zahlreichen Stationen in Süddeutschland und der Schweiz war die Kombination aus phänologischer Entwicklung und Temperatursturz über den mehr als hundertjährigen Messzeitraum einmalig.

Die Frage zur Entwicklung der Spätfrosthäufigkeit in künftigen Klimaszenarien lässt sich zurzeit genauso wenig eindeutig beantworten wie die Entwicklung des gegenwärtigen Spätfrostrisikos. Die Ergebnisse der Arbeiten weisen sowohl auf eine geringe Erhöhung als auch Verringerung des Spätfrostrisikos in der Zukunft hin, in Abhängigkeit von Region und verwendeten Klimaszenarien. Eine Studie aus der südlichen Steiermark ergibt über den hundertjährigen Zeitraum von 2000 bis 2100 keine wesentliche Änderung des Spätfrostrisikos (Unterberger et al., 2018). Ebenso fanden Maier et al. (2018), dass nicht einmal das Vorzeichen des zukünftigen Spätfrostrisikos für die Weinproduktion im Schweizer Rhonetal angegeben werden kann.

3.2.2 Sozio-ökonomische Treiber landwirtschaftlicher Landnutzung

Dieser Abschnitt widmet sich den historischen und aktuellen Auswirkungen von sozioökonomischen Treibern auf die landwirtschaftliche Landnutzung. Kap. 6 widmet sich hingegen der Ausgestaltung zukünftiger sozioökonomischer Rahmenbedingungen und Strategien im Detail.

3.2.2.1 Gesellschaftliche Entwicklungen

Die Agrarpolitik ist eine zentrale Komponente der landwirtschaftlichen Entwicklung. Seit dem zweiten Weltkrieg haben agrarpolitische Entscheidungen massive Auswirkungen auf die Landnutzung in Österreich gehabt [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Ein steigender Kostendruck und damit Effizienzsteigerung führten zu einer Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion. Eine Folge der Intensivierung ist eine Abnahme der Anzahl der Betriebe bei zunehmender Betriebsgröße und Kapitalintensität [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Förderungen der zweiten Säule der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) der EU, beginnend mit 1992, und darin insbesondere das Österreichische Programm für Umweltgerechte Landwirtschaft (ÖPUL) mit Fokus auf die Entwicklung des Ländlichen Raumes, wirkten diesem Intensivierungsdruck entgegen und hatten positive Auswirkungen auf viele Umweltindikatoren [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Inwiefern sich die Umgestaltung der Säulen seit der letzten großen Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) der EU 2013 auf den Strukturwandel und die Intensivierung auswirken, sollte Gegenstand zukünftiger Forschung sein [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

In der Zeit nach dem zweiten Weltkrieg war die österreichische Agrarpolitik vor allem auf eine Versorgung der Bevölkerung mit Nahrungsmitteln zu angemessenen Preisen, eine Sicherung des individuellen Einkommens der in der Landwirtschaft tätigen Personen und eine Erhöhung der Produktivität durch technischen Fortschritt fokussiert (Butschek, 2012; Abschn. 6.3.3) [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Hierzu wurden Marktpreisstützungen eingeführt und eine Förderung des technischen Fortschritts und der optimalen Nutzung der Produktionsmaßnahmen forciert (Krausmann et al., 2003). Mit dem Beitritt Österreichs in die Europäische Union im Jahr 1995 und einer Reihe davor stattgefundener Agrarreformen, wie zum Beispiel der MacSherry-Reform im Jahr 1992 und dem Agrarabkommen der Uruguay-Runde der Welthandelsorganisation im Jahr 1994, wurde in Österreich das bisherige System von Marktpreisstützungen durch direkte Ausgleichszahlungen ersetzt (Eickhout et al., 2007). Neben den Direktzahlungen gab und gibt es noch wichtige weitere Instrumente wie z. B. Flächenstilllegung oder Exportsubventionen. Gleichzeitig erhöhte sich die Exposition des österreichischen Agrarmarktes durch den Beitritt zur EU und in den Weltmarkt durch Abbau von Handelshemmnissen, wie zum Beispiel Zollpreissenkungen und Senkungen von Ausfuhrsubventionen als auch eine Harmonisierung von nichttarifären Handelshemmnissen. Der Außenhandel mit Agrargütern in Österreich ist in den letzten Jahrzehnten kontinuierlich gestiegen, weist aber traditionell ein monetäres Handelsbilanzdefizit auf (Import-Werte sind größer als Export-Werte). Das „traditionelle Handelsbilanzdefizit“ umfasst Agrargüter, Nahrungsmittel und Getränke und betrug im Jahr 2020 14 Mio. Euro. Aktuell sind die wichtigsten Handelspartner Österreichs die Europäische Union und dort im speziellen Deutschland und Italien. In der Literatur herrscht hohe Übereinstimmung, dass die Verknüpfung von nationalen und

internationalen Nachfrage- und Angebotsstrukturen (Tramberend et al., 2019) wichtige Antriebsmotoren einer weiteren Intensivierung der Landwirtschaft und dem damit einhergehenden Fortschreiten des Strukturwandels mit weniger, aber größeren landwirtschaftlichen Betrieben darstellt (Haberl et al., 2007; MacDonald et al., 2000; Kastner et al., 2014; 2015).

Der wachsende Bedarf an landwirtschaftlich erzeugter Biomasse ist auf globaler Ebene als wesentlicher Treiber für Änderungen der Landnutzung beschrieben (Alexander et al., 2015). Die Versorgungsbilanzen landwirtschaftlicher Produkte sind in Österreich sehr unterschiedlich. Der Selbstversorgungsgrad (SVG) gibt dabei das Verhältnis von inländischer Erzeugung zu inländischem Verbrauch an. Er wird im Folgenden als Mittelwert der letzten sechs Jahre (2015–2020) angegeben (Statistik Austria, 2022). Ausgeglichene Bilanzen (= ca. 100 % SVG ± 10 %) werden für Fleisch (insgesamt), die meisten Milchprodukte (ausgenommen Butter mit einem SVG von 72 %), sowie tierische Fette, Bier und Wein ausgewiesen. Innerhalb der Kategorie Fleisch gibt es große Unterschiede im SVG: z. B. 6 % für Fisch, 71 % für Geflügel, 103 % für Schwein und 143 % für Rind- und Kalbsfleisch. Der SVG von Getreide (insgesamt) liegt bei 90 %, der von Kartoffeln und Hülsenfrüchten bei 84 %. Einen niedrigen SVG gibt es bei Gemüse (57 %), Ölsaaten (50 %), Honig (48 %), Obst (46 %) und pflanzlichen Ölen (27 %). Auch hier gibt es große Unterschiede innerhalb der Kategorien. Der SVG für ausgewählte Gemüsesorten liegt bei 9 % für Pilze, 32 % für Zucchini und Paprika, 60 % für Rote Rüben, 83 % für Kraut und Salat, 96 % für Karotten, 104 % für Spinat und 128 % für Zwiebeln. Der SVG für ausgewählte Getreidesorten liegt bei 83 % für Körnermais, knapp über 90 % für Gerste, Hafer und Weichweizen, 100 % für Roggen und Triticale sowie 123 % für Hartweizen. Der SVG für spezifische Ölpflanzen liegt bei 37 % für Raps, 40 % für Sonnenblumen und 80 % für Sojabohnen. Darüber hinaus nahmen auch für Bereiche mit ausgeglichenem SVG Importe und Exporte in den letzten Jahrzehnten tendenziell zu, als Konsequenz der zunehmenden Integration Österreichs in den europäischen Markt. Aufgrund dieser Handelsverflechtungen wirkt der österreichische Konsum zunehmend auch auf die Landnutzung außerhalb des Landes, während umgekehrt die Landnutzung in Österreich durch den Konsum außerhalb der Landesgrenzen mitbestimmt wird. Komponenten des Konsums landwirtschaftlich erzeugter Biomasse sind gegenwärtig die menschliche Ernährung, Lebensmittelabfälle, stofflich und energetisch genutzte Biomasse und die Fütterung von Heimtieren und Freizeitpferden. Der landwirtschaftliche Flächenbedarf einer Region erklärt sich aus dem Zusammenspiel von Konsum und Produktivität des Biomassesystems. Für die Vergangenheit zeigen sich dabei für Österreich gegenläufige Tendenzen: Während Flächenproduktivität und Effizienz des Biomassesystems stiegen und damit pro konsumierter Einheit weniger Fläche benötigt wird, erhöhte sich der Konsum und dessen Ressourcenintensität aufgrund der wachsenden Bevölkerung, sich ändernder Ernährungsgewohnheiten hin zu mehr Tierprodukten sowie der Ausweitung des Verbrauchs im technischen Bereich (Bioenergie und industriell genutzte Stoffe; Anca-Couce et al., 2021; BMK, 2020a). Während Flächenproduktivität und Effizienz des Biomassesystems stiegen und damit pro konsumierter Einheit weniger Fläche benötigt wird, erhöhten sich der Konsum und dessen Ressourcenintensität aufgrund der wachsenden Bevölkerung, sich ändernder Ernährungsgewohnheiten hin zu mehr Tierprodukten und der Ausweitung des Verbrauchs im technischen Bereich (Bioenergie und industriell genutzte Stoffe; Anca-Couce et al., 2021; BMK, 2020a). So stieg der gesamte Fleischverbrauch pro Kopf in Österreich zwischen 1951 und 2018 um den Faktor 2,5, also über dem weltweiten Durchschnitt von Faktor 1,9 (Arneth et al., 2019), wobei der Anstieg bis 1990 sehr steil war und seitdem deutlich abflachte (BMLRT, 2020b; Willerstorfer, 2013). 2018 wurden laut Versorgungsbilanzen pro Kopf 63,6 kg Fleisch konsumiert (BMLRT, 2020b) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Auf der globalen Ebene wurden als wichtigste Ursachen für den steigenden Fleischkonsum steigende Pro-Kopf-Einkommen sowie eine Erhöhung des Urbanisierungsgrads identifiziert (Milford et al., 2019). Jedoch geht die Bedeutung des Einkommens mit zunehmender wirtschaftlicher Entwicklung zurück (Vranken et al., 2014; Whitnall & Pitts, 2019), und kulturelle Einflüsse gewinnen an Bedeutung, die schwerer zu quantifizieren sind und noch nicht ausreichend, weder global noch für Österreich, erforscht sind (Barlösius, 2016; Littig & Brunner, 2017).

Trotz des – aufgrund des ansteigenden Fleischkonsums – erhöhten Bedarfs nach Futtermitteln nahm laut Erb (2004) der landwirtschaftliche Flächenbedarf des österreichischen Konsums im Zeitraum 1926 bis 2000 aufgrund gegenläufiger Produktivitätssteigerungen deutlich ab. Dabei ging die Grünlandfläche besonders deutlich, von 4,3 Mio. ha im Jahr 1926 auf 1,7 Mio. ha im Jahr 2000, zurück, was zu einem stetigen Anstieg der Waldflächen (in Österreich und ganz Europa) führte (Gingrich et al., 2019; Abb. 1.5). Die Ackerlandflächen gingen im selben Zeitraum von 3,4 auf 2,2 Mio. Hektar zurück. In einer gesamtheitlichen Betrachtung muss dabei beachtet werden, dass die Steigerung der Flächenproduktivität durch den vermehrten Einsatz fossil-energetisch basierter Betriebsmittel ermöglicht wurde [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Ein weiterer möglicher Faktor für die höhere Flächenproduktivität kann eine durch veränderte Handelsmuster bedingte Verschiebung hin zu produktiveren landwirtschaftlichen Gebieten sein. Angesichts des im Wesentlichen erst nach 2000 entstehenden Rohstoffbedarfs für Biotreibstoffe und Biogas stellt sich darüber hinaus die Frage einer Trendwende in den letzten 20 Jahren (Stürmer et al.,

2013; Tribl, 2006) [niedrige Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Die Ernährung bleibt für die Landwirtschaft der gesellschaftlich zentrale und bedeutendste Bereich des Konsums. Laut Thaler et al. (2013) nahm in der Periode 2001–2006 die Produktion österreichischer Nahrungsmittel (inkl. Lebensmittelabfälle) 3.621 m^2/Person/Jahr landwirtschaftliche Flächen in Anspruch, davon 1.879 m^2/Person/Jahr für Grünland und 1.742 m^2/Person/Jahr für Ackerland [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine Änderung der Ernährungsgewohnheiten hin zu vor allem weniger Fleisch wird nicht nur aus einer Gesundheitsperspektive empfohlen, sondern könnte auch den damit verbundenen Flächenbedarf für Nahrungsmittelproduktion reduzieren (Erb et al., 2016; Godfray et al., 2018). Für Österreich kommen Thaler et al. (2015) zu einer möglichen potenziellen Reduktion des mit der Ernährung verbundenen Flächenbedarfs um −28 % (−43 % Grünland, −8 % Ackerland) bei fleischärmerer Ernährung (−50 %).

Der Einfluss der GAP auf die Entkoppelung von Produktions- und Umweltleistung und ÖPUL wird in den Abschn. 6.2 und 6.3 beschrieben.

Im Jahr 1995 wurde das ÖPUL eingeführt, das maßgeblich zur Ausweitung von extensiverer und biologischer Landnutzung (BMLRT, 2020b; Kletzan et al., 2004) und zu positiven Effekten auf Umweltindikatoren (z. B. Bodenhumusgehalt, Stickstoffemissionen) beiträgt (BMLFUW, 2015; Freudenschuß et al., 2010; Hofreither et al., 2000; Schmid, 2004; Sinabell et al., 2019, 2016; Umweltbundesamt, 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Ökonomische Modellstudien zeigen zudem den großen Einfluss von Agrarumweltzahlungen auf Landnutzungsentscheidungen (Kirchner et al., 2016; Schmid & Sinabell, 2007; Schönhart et al., 2018). Mehr Details zum Beitrag von Maßnahmen des ÖPUL für den Klimaschutz finden sich in Kap. 5.

Mit Anfang 2000 kam es durch die Agenda 2000, den Mid Term Review 2003 (produktionsentkoppelte Einkommenszahlungen, welche an die Einhaltung von verpflichtenden Standards in den Bereichen Umwelt, Lebensmittelsicherheit, Tierkennzeichnungspflichten und Tierschutz gebunden ist, „Cross Compliance“, finanzielle Stärkung der Entwicklung des Ländlichen Raums) sowie dem Health Check 2008 (weitere Entkopplung, Beendigung der Milchquote, Abschaffung der Flächenstilllegung, Erhöhung der Modulationssätze) zu einer kontinuierlichen Stärkung der zweiten Säule der GAP (Heinrich et al. 2013; Kurz 2018). Unter anderem wurden Anpassungen der Direktzahlungen an konkrete Umweltleistungen („Cross Compliance“) vorgenommen, mit dem Ziel, dass Landwirt_innen Maßnahmen setzen, die zu mehr Nachhaltigkeit und Klimaschutz in der Landwirtschaft führen (Hambrusch, 2014). Während die Reformen des Mid Term Review für Österreich in Ex-ante-Studien (Schmid et al., 2007; Schmid & Sinabell, 2007, 2006) zu einer Extensivierung der landwirtschaftlichen Landnutzung beigetragen haben, führte die letzte große Reform der GAP 2013 zu einer Schwächung der zweiten Säule. Als Ausgleich für den Rückgang an Zahlungen in der zweiten Säule, und damit auch ÖPUL, wurde das „Cross Compliance“ durch ein strengeres „Greening“ der Direktzahlungen ergänzt (5 % Brachfläche, Mindestvoraussetzung für Fruchtfolgen, Erhalt von Dauergrünland), dessen Vorgaben jedoch von den meisten Landwirt_innen in Österreich ohne weitere Einschränkungen ohnehin erfüllt werden. Entsprechend den Erwartungen (Heinrich et al., 2013; Pe'er et al., 2014) zeigte eine weitere Ex-ante-Studie (Kirchner et al., 2016), dass die GAP-Reform 2013 gegenüber einer Fortsetzung des alten Programmes in Österreich zu einer Intensivierung der landwirtschaftlichen Landnutzung führen würde (besonders in Gunstlagen). Eine Ausnahme bilden dabei die Zahlungen und die absolute Anbaufläche für biologischen Landbau, der auch in dieser Periode gestiegen ist (BMLRT, 2020b). Dennoch zeigt sich eine Wechselwirkung, d. h. Beginn einer Extensivierung landwirtschaftlicher Landnutzung mit der Einführung der verstärkten Förderung der zweiten Säule (1992) bis 2013, und danach ein neuerlicher Anstieg der Intensivierung ab ca. 2013, zum Großteil auch in empirischen Daten von Nachhaltigkeitsindikatoren in der Landwirtschaft, wie z. B. Stickstoffbilanz, Treibhausgasemissionen oder Pflanzenschutzmittel (Sinabell, 2018).

Neben den oben beschriebenen Rahmenbedingungen gibt es in Österreich noch weitere politische Instrumente, die Einfluss auf die Entwicklung von ökologischen Indikatoren nehmen, wie Schutz des Grundwassers und der Oberflächengewässer vor diffusen Einträgen, Reduzierung von Stickstoffemissionen oder Bodenhumusaufbau (Abschn. 6.3). Die Düngergaben in der Landwirtschaft können durch verpflichtende Maßnahmen, wie das Aktionsprogramm Nitrat, aber auch durch freiwillige Maßnahmen, wie Förderungen für Agrarumweltmaßnahmen im Zuge des ÖPUL, stark beeinflusst werden [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine Metastudie von Jepsen et al. (2015), in welcher die Treiber der Landbewirtschaftung in Europa in den letzten 200 Jahren untersucht wurden, zeigt, dass Mineraldünger einer der wichtigsten Treiber für Österreich war (insbesondere nach 1945). Dementsprechend wirksam sind Instrumente, die die Nutzung des Stickstoffdüngereinsatzes beeinflussen können. Neben ÖPUL-Maßnahmen sind dies: das Aktionsprogramm Nitrat – Umsetzung der EU-Nitratrichtlinie (EEC 676, 1991) (sowie Beratungsaktivitäten und Bewusstseinsbildung in den Bundesländern; z. B. Umweltberatung Steiermark, Nitratinformationsdienst Niederösterreich, Wasserschutzberatung Oberösterreich) und insbesondere die „Richtlinien für die sachgerechte Düngung“ (BMLFUW, 2016a). Ein wichtiger Treiber für die Ausformulierung von ÖPUL-Maßnahmen zum Gewässerschutz wie auch dem Aktionsprogramm Nitrat ist zudem die europäische Wasserrahmenrichtlinie

(EU 60, 2000; siehe auch Box 1.3; Schenker & Fenz, 2010).

Die Vorgaben der EU-Nitratrichtlinie (EEC 676, 1991) haben in Österreich das Düngeverhalten geänderte (BMLFUW, 2016b), vor allem, weil die Ausbringung von Wirtschaftsdünger in ganz Österreich seit dem Inkrafttreten der AP Nitrat 2003 auf maximal 170 kg Stickstoff/ha auf Acker (Kletzan et al., 2004) und auf 210 kg/ha im Grünland (BMLFUW, 2017) pro Jahr beschränkt ist. Die „Richtlinien für die sachgerechte Düngung“ (BMLFUW, 2017) und weitere Instrumente zur Optimierung der Bewirtschaftung, wie z. B. die Digitalisierung, dienen dazu, eine möglichst optimale und bedarfsgerechte Stickstoffversorgung zu erreichen und einen Stickstoffüberschuss zu vermeiden (Umweltbundesamt, 2019).

Über die politischen Instrumente hinaus haben auch technologische Fortschritte dazu beigetragen, Nährstoffausträge zu verringern. Mit dem Ausbau der Abwasserreinigung seit dem Jahr 1999 stammen Nährstoffeinträge von Stickstoff und Phosphor hauptsächlich aus der Landwirtschaft als auch aus der Natur- und Waldlandschaft und nicht aus Punktquellen (BMLFUW, 2016c; Umweltbundesamt, 2019). Dazu sind die Stickstoffausträge aus Grünlandstandorten ins Grundwasser (Nitratauswaschung) im Vergleich zu Austrägen aus Ackerflächen um ein Zehnfaches geringer (BMLFUW, 2016b). Allgemein ergab sich mit Beginn der 1990er-Jahre eine deutliche Verbesserung der Bewirtschaftungsmethoden im Sinne von Gewässerschutz und Bodenhumus auf Ackerflächen (BMLFUW, 2016b; Umweltbundesamt, 2019). Bestimmte ÖPUL-Maßnahmen wie biologischer Landbau, reduzierte Bodenbearbeitung und Fruchtfolgenvorgaben können den Humusgehalt und teilweise auch Stickstoffemissionen beeinflussen [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Jedoch zeigen Zahlen zum Stickstoffdüngereinsatz als auch zur Stickstoffbilanz per ha einen steigenden Trend seit Anfang 2000 auf (Umweltbundesamt, 2019; besonders seit 2013; BMNT, 2019a; Abschn. 2.2).

3.2.2.2 Auswirkungen auf die landwirtschaftliche Landnutzung durch Bioenergie

Landwirtschaftliche Biomasse kann in vielfacher Weise für energetische Nutzungspfade verwendet werden und in Kraftstoffe (Biodiesel, Bioethanol) oder Strom und Wärme (Thermische Nutzung, anaerobe Fermentation, sowie Biomasse- und Biogasanlagen) umgewandelt werden. Die Bereitstellung landwirtschaftlicher Flächen für die Produktion von Biomasse zur Energieerzeugung wird v. a. durch die Entwicklung des Rohölpreises, die Flächenkonkurrenz zur Lebens- und Futtermittelproduktion und durch politische Vorgaben beeinflusst (Schmidt et al., 2011; Stürmer, 2011). Die maßgeblichsten aktuellen politischen Förderinstrumente sind die verpflichtende Beimischung (Kraftstoffverordnung) von Agrokraftstoffen (Biodiesel, Bioethanol) und deren Mineralölsteuerbefreiung (Mineralölsteuergesetz) als auch Einspeisetarife für Ökostrom aus Biogas- und Biomasseanlagen (Ökostromgesetz) sowie Investitionszuschüsse für diese. In den Jahren 2003 bis 2009 war auch eine Energiepflanzenprämie vorhanden. Fokus dieses Abschnittes ist es, die Auswirkungen dieser Treiber auf landwirtschaftliche Landnutzung in Österreich aufzuzeigen. Bzgl. möglicher wirtschaftlicher und ökologischer Auswirkungen und einer kritischen Diskussion zur Nutzung von Biomasse sei auf Box 3.4 verwiesen. Wie im APCC (2014) gezeigt wurde, führt eine starke Ausweitung von Biomasseproduktion für Energiezwecke auf landwirtschaftlichen Flächen in Österreich zu Flächenkonkurrenz mit Lebens- und Futtermittelproduktion, erhöht dementsprechend Importe und zieht so eine Intensivierung der Landnutzung und somit eine Verschlechterung von Umweltindikatoren mit sich, sofern nicht auf ein integriertes Fruchtfolgesystem umgestellt wird, wobei dadurch die Flächenkonkurrenz nicht vollständig behoben werden kann (Abschn. 2.2.1 in APCC, 2014) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Auf Grund internationaler Handelsströme und ohne explizite Förderung der einheimischen Biomasseproduktion fallen die Auswirkungen der Entwicklung der Bioenergienachfrage, -produktion und -politik auf die landwirtschaftliche Landnutzung in Österreich im Allgemeinen eher gering aus [geringe Evidenz, geringe Übereinstimmung]. Daran wird sich vermutlich auch in Zukunft wenig ändern, da ökonomisch und politisch mit keiner großen Ausweitung der Beimischung von Agrokraftstoffen erster Generation sowie Biogas- und Biomasseanlagen gerechnet werden kann [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Dabei gilt es, besonders die indirekten Landnutzungsänderungen in anderen Regionen und deren mögliche negativen Auswirkungen auf Treibhausgasemissionen und Biodiversität zu berücksichtigen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. So zeigt der derzeitige Bericht für Agrokraftstoffe 2019 (BMNT, 2019b), dass die einheimische Biodieselproduktion im Jahr 2018 nur 57 % des Bedarfs deckt (der 85 % des gesamten Agrokraftstoffabsatzes ausmacht) und nur 26 % der dafür verwendeten Rohstoffe (nach Anteilen: Altspeiseöl 45 %, Raps 36 %, Tierfette 9 %, Fettsäure 6 %, Soja 3 % und Sonnenblumen 1 %) aus Österreich stammen (der Rest der Rohstoffe wird fast ausschließlich aus der EU importiert). Die Bioethanolproduktion im Jahr 2018 war mehr als doppelt so hoch wie der inländische Bedarf (231 %). Woher die dafür verwendeten Rohstoffe (nach Anteilen: Mais 47 %, Weizen 40 %, Stärkeschlamm 7 % und Triticale 6 %) kommen, wird im Bericht des BMNT nicht erörtert.

Vergleicht man Daten zum Feldfruchtanbau (Statistik Austria, 2020a) mit den Daten des Agrokraftstoffberichtes (BMNT, 2019b) bzw. der Gesamtenergiebilanz (Statistik Austria, 2020b), so ergibt sich keine starke Korrelation zwischen der Entwicklung der inländischen Agrokraftstoffpro-

duktion bzw. des -verbrauchs (starker Anstieg zwischen 2005 und 2010, danach eher stagnierend) und den dafür verwendeten Feldfrüchten (v. a. Raps, Sojabohnen, Sonnenblumen, Körnermais, Weizen, Triticale). Wie in Kap. 5 aufgezeigt wird, gilt es daher, v. a. die indirekten Landnutzungsänderungen auf globaler Ebene mit zu berücksichtigen (Banse et al., 2008; Havlík et al., 2011). In Zukunft ist eine mengenwirksame Zunahme des Bedarfs an Biomasse aus landwirtschaftlichen Flächen kurz- bis mittelfristig nicht zu erwarten, da im Bereich Verkehr nun stärker auf Elektromobilität gesetzt wird und Biogas- und Biomasseanlagen mit anderen Energiequellen ohne entsprechende Mehrförderungen für die Stromerzeugung nicht konkurrenzfähig sind. Weitere lokale Auswirkungen können eine Verstärkung des Strukturwandels sein, weil größere Betriebe eher Anreize besitzen, in Biogasanlagen zu investieren, sowie eine Verschiebung der Ackerkulturen hin zu Mais und Energiepflanzen, eine Intensivierung von Grünland (Grassilage) und die Aufgabe von Brachen, wie eine Studie für das Allgäu in Deutschland zeigt (Appel et al., 2016).

Box 3.3 Spezialthema: Moorentwässerung

Unter Subsistenzbedingungen waren Moore schon früh Energielieferanten im bäuerlichen Torfstich und in Hanglagen als Streuwiesen hilfreich für die Stallhaltung. Die mangelnden Möglichkeiten zur Entwässerung der Moore, mangelndes Know-how sowie eine gewisse Angst, manche Moore zu betreten, waren dafür verantwortlich, dass deren Inkulturnahme verzögert stattfand. Nährstoffreiche Niedermoore wurden lange vor den nährstoffarmen Hochmooren durch primitive Entwässerung und Beweidung der Bruchwälder genutzt. 1520 begann die Entwässerung der Pinzgauer Moore, und 1698–1740 wurde das Leopoldskroner Moor bei Salzburg landwirtschaftlich erschlossen (Göttlich & Kuntze, 1990). All diese Maßnahmen waren jedoch punktuell bzw. nicht in der Lage, große Moorflächen tief zu drainieren. Dies geschah erst im 20. Jahrhundert, als es technisch möglich wurde, Moore tief zu drainieren und das zunächst betriebene Abbrennen von Mooren („Moorbrandkultur“) durch mechanisierte Verfahren zur Moornutzung abgelöst wurde. Für das (vor-)alpine Österreich ist davon auszugehen, dass die resultierende landwirtschaftliche Nutzung der Moorböden überwiegend als Grünland ist. Noch 1990 beschreiben Göttlich und Kuntze (1990) voralpine Moorböden als „geborene Grünlandböden“. So war der technische Fortschritt bislang der wichtigste Treiber der Entwässerung von Moorböden. Die Nachfrage war stets vorhanden – sie änderte sich lediglich, ausgehend von Subsistenzzwecken, hin zu einer immer stärkeren Marktorientierung. Heute treibt die globale Nachfrage die Milchproduktion und damit die fortgesetzte Entwässerung von Mooren. Der Milchexport aus Österreich stieg in den letzten Jahren stark an (AMA, 2020).

Ein moorspezifischer Treiber der Drainagierung (gemeinsam mit mineralischen Auböden) ist die gezielte Entwässerung und „Korrektur“ von Flusstälern. Mit dem Hauptziel der Hochwassersicherheit, aber auch anderen Zielen, wurden seit Mitte des 19. Jhdt. die großen Flüsse Österreichs kanalisiert, umgeleitet, verkürzt und die Talauen entwässert (Güntschl, 1960; Michlmayr, 1997). Einer dieser damals willkommenen Nebeneffekte war die Entwässerung der Moore im Tal (Knöbl, 1960) zur Förderung des Torfabbaus und der Landwirtschaft. Heute werden einige Maßnahmen kritisch betrachtet, und es wird wieder versucht, das Wasser in den Tälern und Auen zuzulassen. Die Entwässerung von Mooren ist mit vielen negativen Auswirkungen verbunden. Hierzu zählen der Verlust an Biodiversität, die erhöhte Freisetzung klimarelevanter Spurengase (Abschn. 2.4), die Verdichtung und Sackung des Torfs und die damit verbundene Hochwasser verstärkende erniedrigte Fähigkeit zur Speicherung und Leitung von Wasser. Diese negativen Effekte können durch die Wiedervernässung von Mooren bzw. den Anbau von Paludikulturen zumindest teilweise rückgängig gemacht werden (Abschn. 5.1.3).

Der Klimawandel verstärkt die Entwässerung vieler Moore Österreichs. Essl et al. (2012) prognostizierten den Verlust von >45 % der naturnahen Hoch- und Niedermoore bis in die Mitte dieses Jahrhunderts, vor allem durch erhöhte Sommertemperaturen. In sehr feuchten Landschaften Österreichs wie dem Bregenzer Wald ist der Klimawandel in diesem Jahrhundert (noch) kein Treiber der Moorentwässerung. Die Entwässerung von Mooren ist nicht nur eine Konsequenz der hier beschriebenen Entwicklungen, sondern durch die erhöhte aerobe Mineralisierung des Torfs selbst ein Treiber der erhöhten Freisetzung von Treibhausgasen (Abschn. 2.4).

3.2.2.3 Beratungsorganisationen und Ausbildung

Neben klimatischen, ökonomischen, politischen und technologischen Rahmenbedingungen gelten Aus- und Weiterbildung, Beratungsaktivität und Bewusstseinsbildung als wichtige Treiber für die Anwendung von Düngeempfehlungen und Agrarumweltmaßnahmen [geringe Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Die stetige landwirtschaftliche Beratung und Ausbildung spielt eine essenzielle Rolle dabei, Landwirt_innen das Wissen und die Möglichkeiten zu vermitteln, um Veränderungen frühzeitig zu erkennen und darauf zu reagieren. Verschiedene Studien zeigen (Darnhofer et al., 2010; Fischer et al., 2012; Kirner et al., 2015), dass zunehmend anspruchsvollere Unterstützung nötig war und ist, um individuelle Lösungen zu finden. Allerdings ist auf Grund des Zusammenspiels unterschiedlichster Faktoren und Treiber, die auf einen landwirtschaftlichen Betrieb wirken, ein kausaler Zusammenhang insbesondere in der Abwägung gegenüber der Bereitschaft zu Maßnahmen des Naturschutzes zwischen landwirtschaftlicher Beratung und Ausbildung und tatsächlicher Landnutzungsänderung meistens nicht eindeutig feststellbar. Wenngleich Pröbstl-Haider et al. (2016) beispielsweise aufzeigten, dass bei hohen zu erwartenden Erträgen das Engagement für den Naturschutz sinkt sowie das Risiko bei der Entscheidung weniger beachtet wird.

Es ist dennoch davon auszugehen, dass Beratung – v. a. in der Anwendung von Düngeempfehlungen und Agrarumweltmaßnahmen – standortsangepasste Produktionsweisen sowie extensivere Produktionsmethoden, die eine Kulturartenvielfalt und damit Biodiversität ermöglichen, fördert. In Oppermann et al. (2018) finden sich zahlreiche Beispiele, wie sich Naturschutzberatung auf landwirtschaftliche Praxen auf der Fläche (z. B. Anlagen von Blühstreifen, Greening) in Österreich und vielen weiteren europäischen Ländern positiv auswirkt.

Gegenwärtige Bildungs- und Beratungsangebote in Österreich zielen überwiegend auf die Produktion mit Fokus auf die Rentabilität ab. Allerdings ist zu erwarten, dass der Klimawandel die Diversifizierung in Österreich weiter vorantrieben und professionalisieren wird und somit künftig ein noch höheres Angebot in der Bildung und Beratung wichtig sein wird (Kirner et al., 2018). In den letzten Jahren ist jedenfalls zu erkennen, dass Online-Informationen am meisten genutzt und zielgruppenspezifische Weiterbildungsangebote am besten angenommen werden. Schwieriger ist es, zu beurteilen, wie sich landwirtschaftliche Berufsausbildung (in landwirtschaftlichen Schulen beispielsweise) auf die Landnutzung auswirkt. Leider ist das noch selten Gegenstand wissenschaftlicher Betrachtungen, weshalb keine evidenzbasierten Aussagen diesbezüglich möglich sind.

3.2.3 Zukünftige landwirtschaftliche Landnutzungsszenarien

Es gibt eine Vielzahl an Studien, die die Auswirkungen von Klima- und/oder sozio-ökonomischen Szenarien auf die landwirtschaftliche Landnutzung in Österreich untersuchen. Der zeitliche Horizont erstreckt sich dabei meist auf die Mitte des 21. Jahrhunderts. Hier wird ein kurzer Überblick über diese Szenarien gegeben, da in vorhandenen Österreichstudien immer wieder unterschiedliche Klima- und sozioökonomische Szenarien zur Anwendung gekommen sind.

Frühere Studien verwendeten auf Österreich heruntergebrochene Daten aus globalen Klimamodellen (Global Circulation Models – GCMs), die v. a. im Zuge des IPCC Assessment Reports 4 (IPCC, 2007) zur Anwendung kamen (Thaler et al., 2012; Schönhart et al., 2014). Seit 2016 sind die räumlich hoch aufgelösten Klimaszenarien der ÖKS15-Studie frei verfügbar (Chimani et al., 2016; https://data.ccca.ac.at/). Diese basieren auf den Emissionsszenarien „Representative Concentration Pathways RCP“ des IPCC AR5 (IPCC, 2014) – Abschn. 1.3. Es gibt zurzeit nur wenige abgeschlossene Studien mit Bezug zu landwirtschaftlicher Landnutzung, die diese Daten verwenden (z. B. die ACRP-Projekte STARC-Impact, UncertProp, AGROFORECAST oder NitroClim.AT). Seit dem APCC (2014) wurde in modellbasierten Studien zu Klimawandel und landwirtschaftlicher Landnutzung (Feusthuber et al., 2017; Kirchner et al., 2015, 2016, 2016; Kirchner & Schmid, 2013; Mitter et al., 2013, 2014a, 2014b, 2015a; Mitter & Schmid, 2019; Schirpke et al., 2013; Schönhart et al., 2016, 2018; Zessner et al., 2017) vor allem auf das statistische Klimamodell ACLiReM von Strauss et al. (2013a; 2013b) zurückgegriffen.

Sozio-ökonomische Szenarien beschreiben plausible, in sich konsistente zukünftige Entwicklungen und berücksichtigen dabei eine Bandbreite an Treibern und deren Wechselwirkungen (Boschetti et al., 2016), die v. a. auf die unterschiedlichen Fokusse der Studien und die Präferenzen von Stakeholdern zurückgehen (Karner et al., 2019a; Schönhart et al., 2018). Allen gemeinsam ist die Anwendung eines „Business as usual-“ oder Basis-Referenzpfades, der annimmt, dass der Status quo im Großen und Ganzen beibehalten wird. Für Österreich gibt es ein Landwirtschafts-Referenzszenario von Sinabell et al. (2018). Diese Referenzszenarien werden oft mit alternativen sozio-ökonomischen Szenarien verglichen. Um Modellanalysen über Sektoren und Skalen hinweg vergleichbar zu machen, wurden die auf globaler Ebene entwickelten Shared Socio-economic Pathways (Eur-Agri-SSPs; O’Neill et al., 2017) für die europäische Landwirtschaft ausdifferenziert (Mitter et al., 2020). Gleich wie die globalen Szenarien spannen auch die Eur-Agri-SSPs den zukünftigen Unsicherheitsraum entlang der beiden Achsen „Herausforderungen für die Klimawandelanpassung“ und „Herausforderungen für den Klimaschutz“ auf. Sie beschreiben fünf plausible zukünftige Entwicklungspfade für den europäischen Agrarsektor, die in einem nächsten Schritt für Österreich ausgearbeitet werden. Studien mit diesen Szenarien sind daher noch nicht verfügbar.

Im Gegensatz zu diesen europäischen und globalen Szenarien und Analysen, in denen unterschiedliche Annah-

men zu Treibern wie Bevölkerungswachstum, technologische Entwicklung und internationale Beziehungen im Fokus stehen (O'Neill et al., 2017; Riahi et al., 2017), fokussieren viele Modellanalysen für die österreichische Landwirtschaft auf die Ausformulierung von politischen Handlungsmöglichkeiten und Instrumenten bzgl. Agrarpolitik (Kirchner et al., 2016), Klima- und Umweltschutz (Kirchner et al., 2015; Schönhart et al., 2016, 2014), Wasserschutz (Heumesser et al., 2012; Schönhart et al., 2018) oder Änderungen im Konsummuster (Fazeni & Steinmüller, 2011; Thaler et al., 2015). Entwicklungen der landwirtschaftlichen Landnutzung bis 2050 sind neben politischen und sozio-ökonomischen Entwicklungen stark abhängig von den Veränderungen im saisonalen Niederschlags- und Temperaturverlauf sowie in der Änderung der Frequenz und Stärke von Extremwetterereignissen, deren Bandbreite mit hohen Unsicherheiten verbunden ist, als auch den regionalen topografischen Gegebenheiten (Abschn. 1.2.3). Selbst unter der Annahme unveränderter sozio-ökonomischer Rahmenbedingungen wird angenommen, dass sich Landwirt_innen an die veränderten Gegebenheiten, je nach regionalen Bedingungen und Ressourcenausstattung, anpassen (Dullinger et al., 2020; Olesen et al., 2011). Solche autonomen Anpassungen umfassen vielfältige Landnutzungsentscheidungen, wie z. B. Intensivierung in Gebieten, die kurz- bis mittelfristig von höheren Temperaturen profitieren (Grünlandgebiete in Westösterreich mit ausreichend Niederschlag), Extensivierung in Gebieten mit verstärkt klimatischem Stress (u. a. wegen Dürreperioden), Veränderungen in der Fruchtfolge; Verlagerung von Sommer- zu Winterkulturen (bessere Nutzung der Winterfeuchte) oder die Nutzung von effizienten Bewässerungstechnologien, die Änderung von Betriebsgröße und -struktur (Pröbstl-Haider et al., 2016). Weiters können internationale Handelsverflechtungen und Marktpreise den ökonomischen Einfluss des Klimawandels auf die Landwirtschaft stark beeinflussen (Leclère et al., 2014; Schmid et al., 2016). Es wird im Folgenden daher getrennt auf Ergebnisse mit und ohne Berücksichtigung solcher autonomen Anpassungsmaßnahmen eingegangen.

Auswirkungen von Klimaszenarien auf die Erträge ohne autonome Anpassungsmaßnahmen

Biophysikalische Modellsimulationen der Klimaszenarien von 2013 (Strauss et al., 2013a, 2013b) bis 2040 (Kirchner et al., 2015, 2016; Mitter et al., 2015a) bzw. des IPCC AR4 (2007) bis 2050 (Schönhart et al., 2014; Thaler et al., 2012) zeigen für bereits jetzt schon relativ trockene Gebiete (Nord-Ost bis Süd-Ost) im Durchschnitt negative Auswirkungen auf Pflanzenerträge, während v. a. Grünland-dominierte Gebiete von höheren Temperaturen im Durchschnitt profitieren können (Kirchner et al., 2015, 2016; Mitter et al., 2015a; Schönhart et al., 2014). In diesen Gebieten kann eine Erhöhung des Niederschlages jedoch auch zu einer negativen Auswirkung auf Pflanzenerträge führen (Schönhart et al., 2016). Insgesamt zeigt sich eine Erhöhung der Unsicherheit und Varianz in Pflanzenerträgen durch den Klimawandel (Balkovič et al., 2018).

Zu ähnlichen Ergebnissen kommt auch eine Studie von Haslmayr et al. (2018), die Auswirkungen von zwei Klimaszenarien (moderat mit RCP4.5 und extrem mit RCP8.5) für die Periode 2036–2065 (Referenz: 1981–2010) auf Bodenbonität und Ertragspotenziale auf Acker- und Grünlandflächen untersucht. Auch hier kommt es zu regional und je nach Klimaszenario sehr differenzierten Ergebnissen. Generell zeigen sich Ertragsverluste in eher trockenen Gebieten und mögliche Ertragssteigerungen in feuchteren Gebieten. Unter Annahme von Flächenverlusten durch Bodenversiegelung und Bevölkerungsentwicklung und ohne Berücksichtigung von autonomen Anpassungsmaßnahmen (z. B. Bewässerung) sowie technologischer Entwicklung sinkt in beiden Szenarien der Selbstversorgungsgrad für Ackerkulturen. Aktuelle Ertragssimulationen auf Basis der ÖKS15-Projektionen zeigen für den Zeitraum 2071–2100 gegenüber 1981–2010 eine Ertragszunahme für Winterweizen und Sommergerste. Höhere Temperaturen und vor allem mehr Niederschlag im Frühjahr begünstigten hier die simulierten Erträge, insbesondere bei Böden mit guter Wasserspeicherfähigkeit. Mais, bewässert und nicht bewässert, hingegen weist wegen einer verkürzten Wachstumsperiode bei unveränderter Reifegruppe sowie höheren Sommertemperaturen und deutlichen Sommer-Niederschlagsabnahmen eine Ertragsreduktion in drei Untersuchungsgebieten (Poysdorf, Kremsmünster, Bad Gleichenberg) auf. Die größten Abnahmen wurden mit dem Modell MOHC-HadGEM – CLM simuliert. Da in der Praxis allerdings mit der Erwärmung wegen des höheren Ertragspotenzials immer spätere Reifegruppen verwendet werden, dürfte sich dieser negative Ertragseffekt nicht in diesem Ausmaß realisieren (Chimani et al., 2018; Maraun et al., 2018; Thaler et al., 2019a, 2019b). Vergleicht man die relative Ertragsänderung von RCP-4.5-Simulationen mit jenen des RCP 8.5 im Zeitraum 2071–2100 bei z. B. einem mittel- bis hochwertigen Ackerboden, erkennt man kaum bzw. negative Änderungen beim Körnermais (C4-Pflanze), jedoch sehr große positive Abweichungen bei Sommergerste und Winterweizen (C3-Pflanzen; Chimani et al., 2018; Maraun et al., 2018; Thaler et al., 2019a, 2019b). Die räumliche Verteilung des agroklimatischen Indexes „Hitze-Stress-Tage" für Winterweizen in Österreich für den Zeitraum 2071–2100 zeigt eine deutliche Dominanz in Ostösterreich mit Maximalwerten im Seewinkel, in dem sich auch die „wärmste" ZAMG-Station Österreichs in Andau befindet. Dies deutet darauf hin, dass regional unterschiedliche Entwicklungen bei bestimmten Stressindikatoren für Nutzpflanzen möglich sind, die dann eine stärkere regionale

Differenzierung in den nutzpflanzenbezogenen Produktionspotenzialen bedingen können (Chimani et al., 2018; Maraun et al., 2018; Thaler et al., 2019a, 2019b).

Auswirkungen von Klimaszenarien auf die Landnutzung unter Berücksichtigung autonomer Anpassungsmaßnahmen

Autonome Anpassungsmaßnahmen, wie z. B. bodenschonende Bearbeitungsmethoden (Mulch- und Direktsaat, Winterbegrünung), Düngemanagement, Fruchtfolgenwahl oder Bewässerung, können die negativen Auswirkungen auf das Pflanzenwachstum minimieren bzw. positive Auswirkungen verstärken (Karner et al., 2019b; Mitter et al., 2014b, 2015a; Mitter & Schmid, 2019; Schönhart et al., 2014, 2016; Thaler et al., 2012). Die Auswirkungen der Klimaszenarien auf Landnutzung und Umweltindikatoren sind ebenfalls stark abhängig von autonomen Anpassungsreaktionen. Ökonomische Landnutzungsmodelle (Kirchner et al., 2015, 2016; Mitter et al., 2015a; Schönhart et al., 2014, 2016) zeigen, dass es in Gunstlagen zur Intensivierung der Landnutzung sowie in Grenzertragsregionen zu Extensivierung oder Aufgabe der Bewirtschaftung kommen kann. So können bei Vorliegen von entsprechenden Wetterinformationen Trockenperioden durch Bewässerungsmaßnahmen besser überbrückt werden (Mitter & Schmid, 2019). Dadurch werden negative Umwelteffekte, wie z. B. Stickstoff- und Treibhausgasemissionen (Kirchner et al., 2015, 2016; Mitter et al., 2015a; Schönhart et al., 2014, 2016) oder Verlust an Biodiversität (Kirchner et al., 2015; Schönhart et al., 2016), entweder verstärkt (Intensivierung) oder verringert (Extensivierung/Aufgabe). Bodenerosion ist stark abhängig von der Veränderung des Niederschlags, kann mit bodenschonenden Bearbeitungsmethoden jedoch effektiv reduziert werden (Mitter et al., 2014b). Veränderungen im Bodenkohlenstoffgehalt hängen mit der Veränderung der Mineralisierungsrate (meist negativ durch höhere Temperaturen) und der Erhöhung der Biomasseproduktion (oft positiv) zusammen und können daher stark variieren (Kirchner et al., 2015; Schönhart et al., 2014). Risikoaversion erhöht die Diversität an Fruchtfolgen und die Anwendung von extensiveren Bewirtschaftungsmaßnahmen (Mitter et al., 2015a). Insgesamt und im österreichischen Durchschnitt scheint der Klimawandel den Biomasseertrag und die Wertschöpfung des Landwirtschaftssektors bis Mitte diese Jhdt. positiv zu beeinflussen, stark getragen durch höhere Erträge der Grünlandflächen und deren Verwertung in der Tierhaltung (Kirchner et al., 2016, 2015; Mitter et al., 2015a, 2015b; Schönhart et al., 2016).

Die Unsicherheit der klimawandelbedingten Auswirkungen auf die landwirtschaftlichen Erträge und Landnutzung ist generell hoch und hängt v. a. mit der hohen Bandbreite an Niederschlagsszenarien [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung] wie auch den autonomen Anpassungsmaßnahmen zusammen [geringe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Hier gilt es, noch besser als bisher Wetterextreme, andere Faktoren (z. B. Schädlingsbefall), Anpassungsmaßnahmen (z. B. neue Kulturarten, Züchtungen) und verbleibende Wissenslücken (z. B. zum Effekt von Ozon und CO_2 auf das Pflanzenwachstum) in den Klimaimpaktsimulationen zu berücksichtigen. Diese schwer einzuschätzenden Störfaktoren beeinflussen die Differenz zwischen klimatisch und ökonomisch potenziellen und tatsächlich erreichbaren Erträgen. Sollte es zum Eintreten extremer Klimaszenarien kommen (z. B. starke Temperaturerhöhung mit ungünstiger Niederschlagsentwicklung und einer Zunahme an Wetterextremen), kann sich dieser Effekt aber schon bis zur Mitte dieses Jhdt. ins Gegenteil verkehren [geringe Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Sozio-ökonomischen Szenarien

Im Zuge des ACRP-Projektes CC2BEE (Schmid et al., 2016; Abb. 3.1.) wurden globale Simulationen zu den SSPs (Shared Socio-economic Pathways) des IPCC durchgeführt (O'Neill et al., 2012). Die SSPs unterscheiden sich in ihrer Annahme zu Maßnahmen für (1) Treibhausgasminderungen und (2) Klimawandelanpassung. Das SSP2 („Middle of the Road"-Szenario) wurde dabei als Basis-Referenzpfad angenommen und mit SSP1 („Sustainability" – geringe Herausforderung für Klimaminderungen und -anpassung) und SSP3 („Fragmentation" – hohe Herausforderung für Klimaminderungen und -anpassung) verglichen. Diese Szenarien wurden quantifiziert (Riahi et al., 2017) und können online abgerufen werden (IIASA, 2018). Der Zeithorizont der Szenarien beträgt 2050 mit einem Referenzjahr 2010. In allen SSPs steigt die Wettbewerbsfähigkeit der europäischen Landwirtschaft, denn durch technologischen Fortschritt sinken die realen Preise für europäische landwirtschaftliche Güter (ca. −14 % im SSP2 im Jahr 2050) stärker als im globalen Durchschnitt (ca. −3 %). Die agrarische Produktion in Europa (und auch Österreich) steigt dadurch stark an (+63 %, +68 % und +60 % für SSP1, SSP2 und SSP3), während die Nachfrage nach landwirtschaftlicher Biomasse in SSP1 und SSP2 nur mäßig steigt (+14 % bzw. +12 %) und im SSP3 auf Grund des Rückgangs der Bevölkerung sogar zurückgeht (−9 %). Damit wird Europa zum Netto-Exporteur landwirtschaftlicher Güter. Während die Ackerfläche in allen SSPs in ganz Europa leicht zurück geht (ca. −2 %), gibt es hohe Variabilität unter den europäischen Mitgliedsstaaten. So steigt die Ackerfläche in Österreich um +9 %. Es gibt zudem einen Trend zu einer Extensivierung der Ackerproduktion. Dullinger et al. (2020) wiesen in der Eisenwurzen (Oberösterreich) ähnliche Ergebnisse auf regionaler Ebene auf.

Abb. 3.1 zeigt Szenarienergebnisse des globalen Landnutzungsmodells GLOBIOM im Zuge des ACRP-Projekts CC2BBE (Schmid et al., 2016). Das „Basisszenario SSP2" enthält quantifizierte Annahmen zum IPCC-Szenario Shared Socio-economic Pathways (SSP) 2 („Middle of the Road"

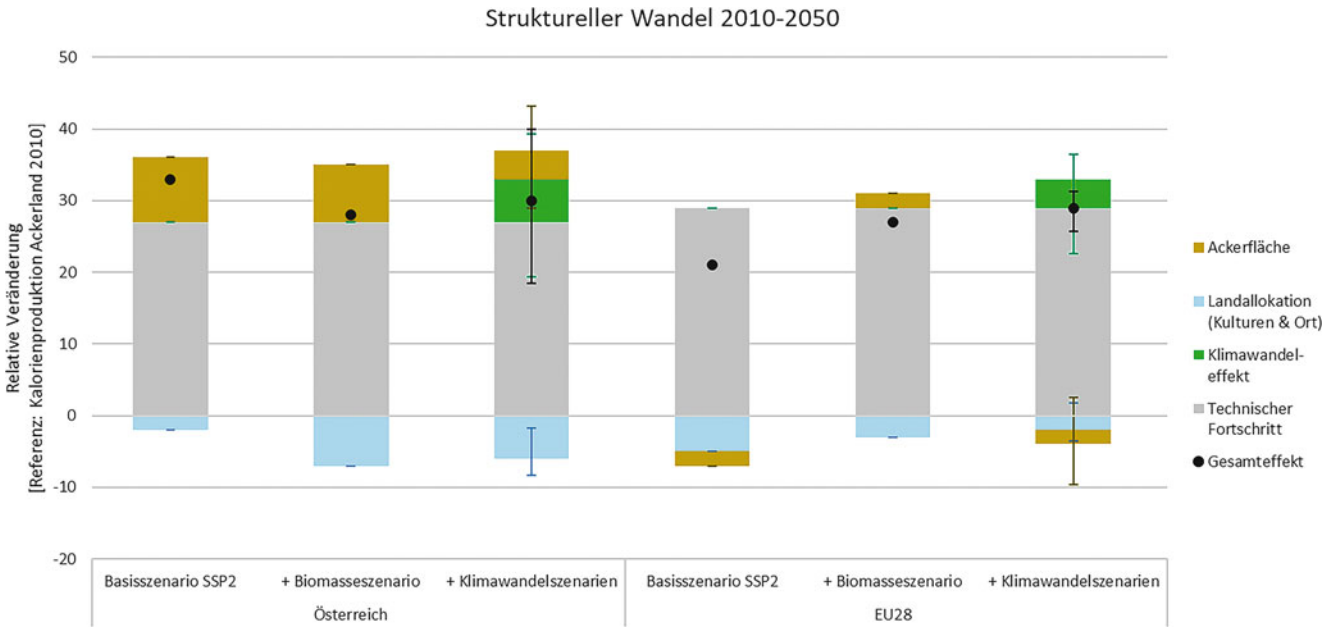


Abb. 3.1 Struktureller Wandel zwischen 2010–2050 in der Landwirtschaft in Österreich (Schmid et al., 2016)

– Mitte des Weges), das mittlere Herausforderung bzgl. Klimaschutz und Klimaanpassung annimmt (IIASA, 2018). Das Szenario „+ Biomasseszenario" enthält zusätzlich zu SSP2 Annahmen zu einer verstärkten Nachfrage für land- und forstwirtschaftliche Biomasse für fortgeschrittene Biomaterialien (z. B. Schmiermittel, Polymere, Lösungsmittel, Tenside oder Bitumen). Das Szenario „+ Klimawandelszenarien" enthält zusätzlich zu SSP2 und den Biomasseszenarien auch Klimawandelauswirkungen von vier Klimaszenarien und fünf Klimamodellen (insgesamt neun Szenarien). Die Unsicherheitsbandbreite in den Ergebnissen zeigt die Bandbreite der Ergebnisse innerhalb dieser neun Klimaszenarien und -modelle. Die strukturellen Effekte sind unterteilt in (i) Landallokation (d. h. die Verschiebung von Produktion in andere Regionen und/oder die Substitution zwischen Feldfrüchten), (ii) technischer Fortschritt (d. h. exogene Annahmen zur Erhöhung der Effizienz), (iii) Veränderung der Ackerfläche und (iv) Effekt des Klimawandels auf Erträge.

Die Ergebnisse von Schmid et al. (2016) zeigen, dass die Unsicherheiten nicht nur in den Szenarioannahmen, sondern auch in den Modellanalyseergebnissen sehr hoch sind [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Zudem ist die Wahrscheinlichkeit, dass diese Szenarien eintreten, nicht ermittelbar. Jedoch können quantitative Szenarioanalysen mit ökonomischen Modellen den signifikanten Einfluss wichtiger Treiber, wie Marktentwicklungen (Preise, Handel), technologische Entwicklung (Produktivität, Effizienz) und politische Instrumente, aufzeigen [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Damit wird ermöglicht, den Handlungsspielraum von Entscheidungsträger_innen und Landwirt_innen zu identifizieren und hervorzuheben. Das zeigt sich v. a. in Studien mit spezifischem Fokus auf politische Instrumente.

Studien, die sowohl Klima- als auch sozio-ökonomische Szenarien berücksichtigen, lassen – zumindest innerhalb der Systemgrenzen und unter den Annahmen der angewandten Methoden bzw. Modelle – Rückschlüsse auf Wechselwirkungen und Wichtigkeit dieser Treiber zu. Rückschlüsse aus empirischen Studien zu ziehen ist schwierig, da die großen klimatischen Veränderungen erst bevorstehen (Abb. 3.2, 3.3). Es gibt eine Reihe an interdisziplinären Studien, die zusätzlich zu Klimaszenarien auch sehr spezifische sozio-ökonomische Szenarien beinhalten, die oft auf Präferenzen von Stakeholdern zurückgehen und einen konkreten Zielfokus auf Reformen der Agrarpolitik (Kirchner et al., 2016), des Klima- und Umweltschutzes (Kirchner et al., 2015; Schönhart et al., 2016, 2014) oder des Wasserschutzes (Heumesser et al., 2012; Schönhart et al., 2018) besitzen.

Es sei vorangestellt, dass in der Ausarbeitung von sozio-ökonomischen Szenarien prinzipiell mehr Freiraum in der Ausgestaltung von Parametern zur Verfügung steht als in Klimaszenarien. Diese Parameter sind aber auch entsprechend stärker durch politische Entscheidungsträger_innen steuerbar als klimatische Parameter. Mit der Entwicklung der Eur-Agri-SSPs sollte zumindest bald eine einheitliche und für alle verfügbare Bandbreite an sozio-ökonomischen Landwirtschaftsszenarien vorhanden sein.

Abb. 3.2 zeigt Szenarienergebnisse des räumlich expliziten Landnutzungsmodells PASMA[pixel] für Österreich (Kirchner et al., 2016). Es wurden zum einen die Auswirkungen der GAP-Maßnahmen in der Periode 2013–2020 („GAP

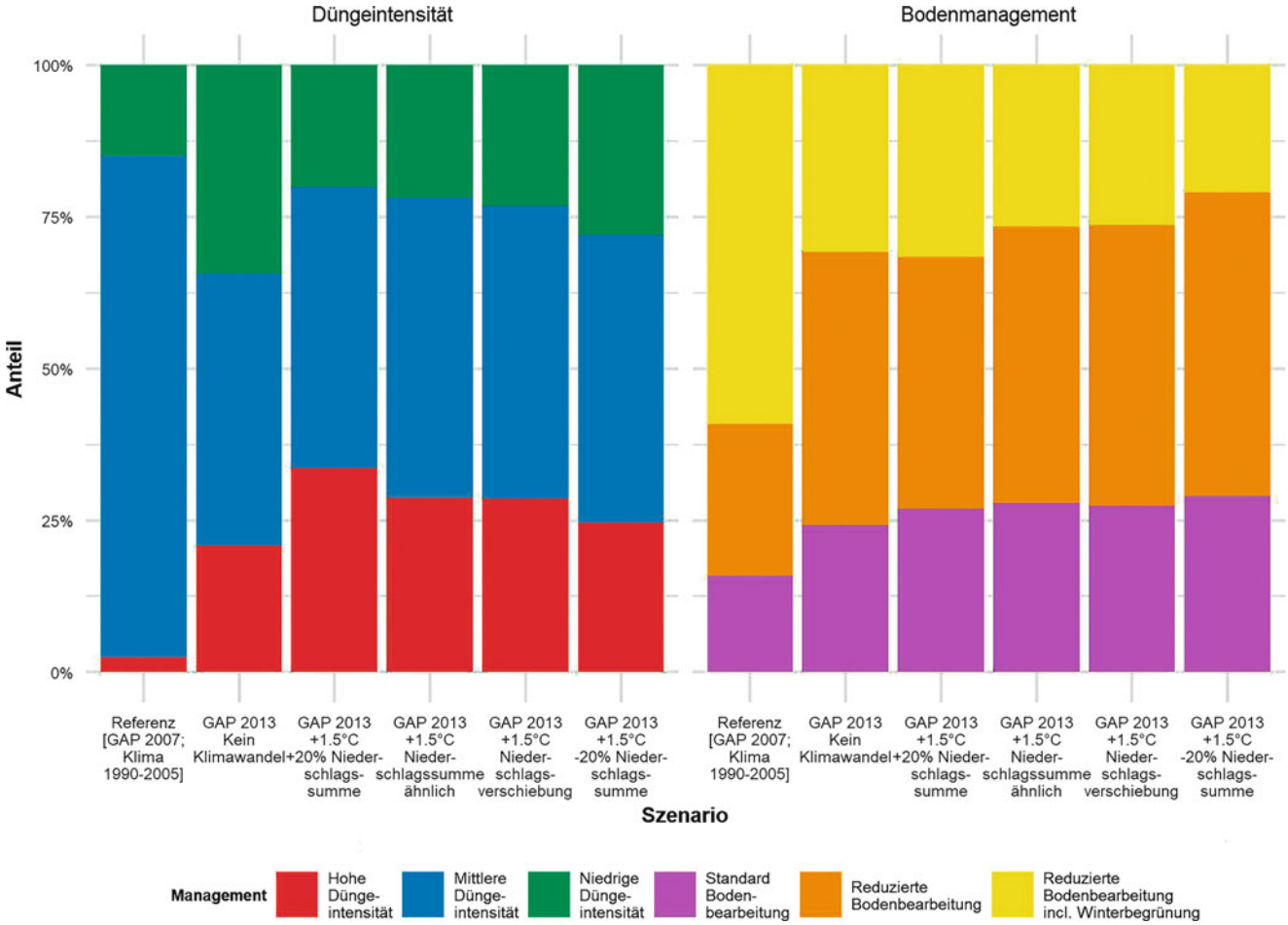


Abb. 3.2 Zukünftige Änderungen in der Düngeintensität und Bodenmanagement in der österreichischen Landwirtschaft. (Kirchner et al., 2016)

2013“) sowie vier Klimawandelszenarien für den Zeitraum 2025–2040 untersucht. Die Ergebnisse beziehen sich auf ganz Österreich, regionale Unterschied können jedoch sehr groß sein. Im Szenario „GAP 2013 – Kein Klimawandel“ zeigt sich ein erhöhter Anteil von intensiven Managementmaßnahmen (höhere Düngeintensität und mehr konventionelle Bodenbearbeitung), da die Agrarumweltzahlungen im Vergleich zur GAP-Periode 2007–2012 reduziert worden sind. Die Klimawandelszenarien für die Periode 2025–2040 verstärken diesen Intensivierungseffekt insgesamt, da es in vielen Regionen mit genügend Niederschlag in den biophysikalischen Simulationen zu Ertragszuwächsen kommt. Die Auswirkungen können regional jedoch sehr unterschiedlich ausfallen. So kommt es in Regionen mit klimabedingten Ertragsrückgängen auch zur Anwendung von extensiveren Managementmaßnahmen (v. a. im Osten und Südosten Österreichs).

Abb. 3.3 zeigt Szenarienergebnisse des räumlich expliziten Landnutzungsmodells PASMA[pixel] für Österreich (Kirchner et al., 2016). Es wurden zum einen die Auswirkungen der GAP-Maßnahmen in der Periode 2013–2020 („GAP 2013“) sowie vier Klimawandelszenarien für den Zeitraum 2025–2040 untersucht. Die Ergebnisse beziehen sich auf ganz Österreich, regionale Unterschied können jedoch sehr groß sein. Die Produzentenrente geht in allen Szenarien leicht zurück. Im Szenario „GAP 2013 – Kein Klimawandel“ liegt der Hauptgrund in der Reduktion von Agrarumweltzahlungen. Die Klimawandelszenarien wirken sich, bis auf das Szenario mit −20 % Niederschlagssumme, auf Grund der insgesamt positiven Ertragsauswirkungen leicht positiv auf die Produzentenrente aus, machen den Verlust an Agrarumweltzahlungen aber nicht wett. Biomasseproduktion, Stickstoff- und Phosphordüngung sowie Treibhausgasemissionen steigen in allen Szenarien an, am meisten jedoch in den Klimawandelszenarien auf Grund der insgesamt positiven Ertragsauswirkungen. Diese vier Indikatoren verdeutlichen den Intensivierungseffekt aller Szenarien (Abb. 3.2). Der Bodenkohlenstoffgehalt geht im Szenario „GAP 2013 – Kein Klimawandel“ v. a. auf Grund des Rückgangs an Zwischenfrüchten (die Förderung dieser Agrarumweltmaßnahme wurde in der GAP-Periode 2013–2020 reduziert) zurück. Die Klimawandelszenarien wirken sich alle positiv auf den Bodenkohlenstoffgehalt aus (v. a. auf Grund der höheren Biomasseerträge und damit Ernterückstände), und je

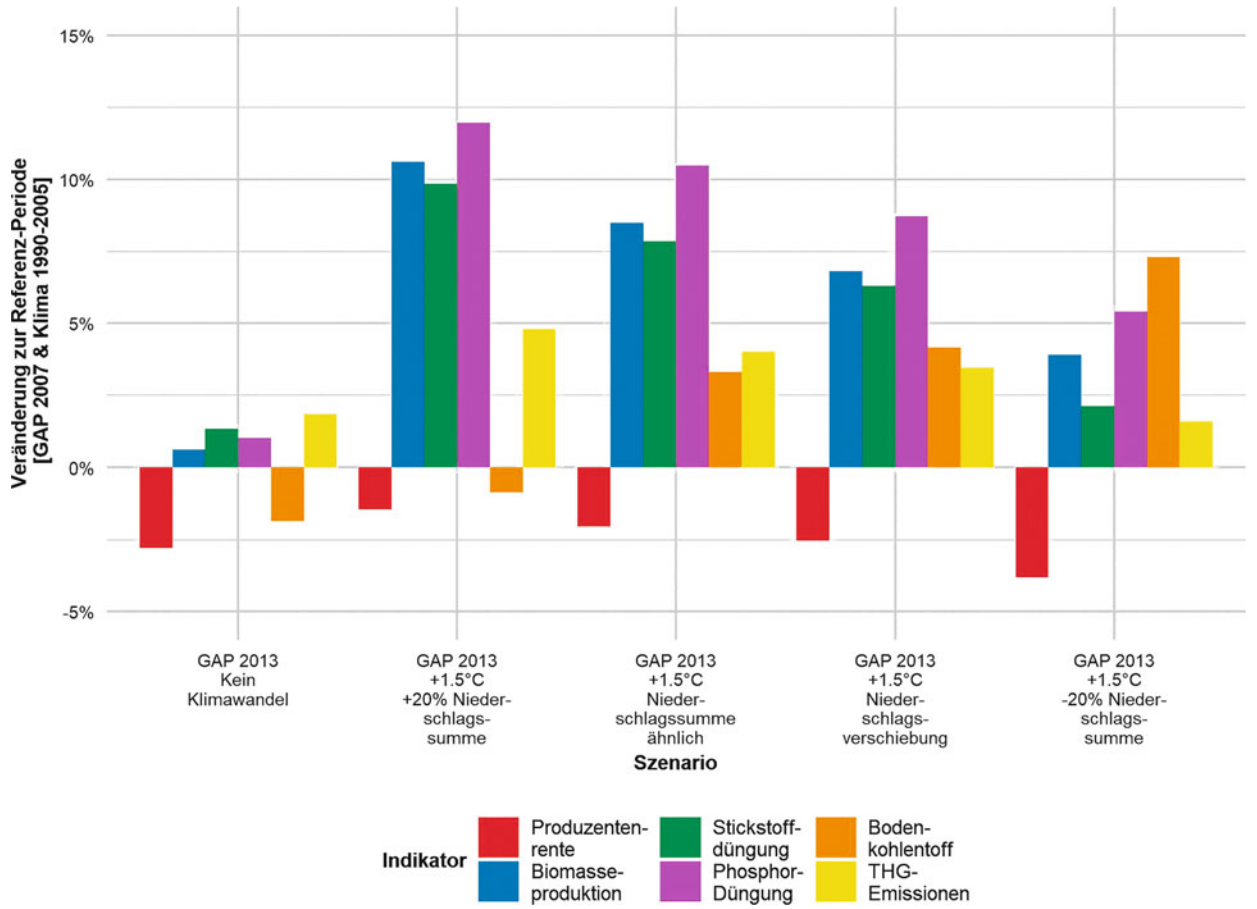


Abb. 3.3 Zukünftige ökonomische und biophysikalische Entwicklungen in der österreichischen Landwirtschaft. (Kirchner et al., 2016)

trockener, desto besser (v. a. auf Grund der geringeren Erosion).

In den oben zitierten Studien zeigt sich, dass Landnutzungsentscheidungen wie Düngeintensität und Bodenbearbeitungssysteme zwar stärker durch sozio-ökonomische Treiber (Szenarien) beeinflusst werden (Kirchner et al., 2016, 2015; Schönhart et al., 2016, 2014), die Veränderungen in klimatischen Parametern (Temperatur, Niederschlag) aber teilweise stärker auf biophysikalische Prozesse und damit auch stärker auf viele Agrarumweltindikatoren bzw. Ökosystemdienstleistungen, wie Biomasseproduktion, Stickstoff-, Treibhausgasemissionen oder Bodenkohlenstoffgehalt wirken (Kirchner et al., 2016, 2015; Schönhart et al., 2016, 2014). Zudem wird der Einsatz von Bewässerungsmaßnahmen stärker durch Veränderungen im Niederschlag beeinflusst als durch sozio-ökonomische Treiber (Mitter & Schmid, 2021, 2019).

Am Ende sollte noch auf die möglichen Wechselwirkungen von sozio-ökonomischen Szenarien und Klimawandelszenarien hingewiesen werden. So könnte ein doppelter Intensivierungsdruck auftreten: zum einen durch Realisierung klimatisch bedingter erhöhter Ertragspotenziale in manchen Regionen und zum anderen durch eine Änderung von Förderungen von Agrarumweltmaßnahmen (Kirchner et al., 2016). Ein gegenteiliger Effekt könnte in Regionen eintreten, die von klimatischem Stress stark betroffen sind und wenn Agrarumweltzahlungen erhöht werden (z. B. Kirchner et al., 2015). Politische Instrumente können aber meist so gewählt werden (abgebildet durch unterschiedliche sozioökonomische Szenarien in den Modellsimulationen), dass sie die Risiken des Klimawandels für Landwirt_innen minimieren und auf eine ausgewogene Wirkung von Agrarumweltindikatoren bzw. ÖSL achten (Kirchner et al., 2015; Schönhart et al., 2018, 2016, 2014; Kap. 6). Das umfasst v. a. Agrarumweltmaßnahmen zur Reduzierung des Mineraldüngereinsatzes, Erhalt des Bodenkohlenstoffes und der Biodiversität, Wasserschutzmaßnahmen und nachhaltige Bewässerungssysteme.

3.3 Forstwirtschaft

3.3.1 Die Waldentwicklung in Österreich

Seit den 1960er-Jahren, dem Beginn des großräumig repräsentativen und kontinuierlichen Waldmonitorings durch die Österreichische Waldinventur (Gschwantner et al., 2010), hat die Waldfläche von 3,69 Mio. ha auf derzeit 4,02 Mio. ha zugenommen (Russ, 2019). Die Waldflächenzugänge haben in den letzten Jahrzehnten besonders häufig in höheren Lagen, vorwiegend auf ehemaligen Almen, Weiden und Mähwiesen, stattgefunden, und befinden sich hauptsächlich im bäuerlichen Kleinwaldbesitz (Russ, 2019, 2011, 2004) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Zuletzt nahmen die Waldflächen durchschnittlich um 3.400 ha/Jahr zu, das ist weniger als in den Waldinventaren von 1992/96 (7.700 ha/Jahr), 2000/02 (5.100 ha/Jahr) und 2007/09 (4.500 ha/Jahr).

Die Österreichische Waldstandsaufnahme von 1952/1956 ergab eine Waldfläche von 3,35 Mio. ha (BMLF & FBVA, 1960). Auch die Holzvorräte haben zugenommen, von 780 Mio. Festmeter (fm) im Ertragswald in den 1960er-Jahren zu aktuell 1.173 Mio. fm (Gschwantner, 2019). Das entspricht durchschnittlichen Vorräten pro Hektar Ertragswaldfläche von 241 fm/ha und 351 fm/ha.

Die Waldentwicklung der letzten 200 Jahre ist auf den Wandel von landwirtschaftlicher Subsistenz zu einer industrialisierten Volkswirtschaft zurückzuführen, verbunden mit einer Abnahme des Nutzungsdruckes auf die Wälder, unter anderem durch den Ersatz von Brennholz und Holzkohle durch fossile Energieträger, den Rückgang des landwirtschaftlichen Flächenbedarfes aufgrund von Produktivitätssteigerungen und Verringerung landwirtschaftlicher Nebennutzungen im Wald (Gingrich et al., 2007 Krausmann, 2001; Krausmann & Haberl, 2002) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Gleichzeitig führte eine gezielte, ökonomisch orientierte Waldbewirtschaftung mit künstlicher Verjüngung, Bestandspflege; und forciertem Nadelholzanbau zu Ertragssteigerungen (Johann, 2007). Das Vorkommen der Fichte und der Weißkiefer wurde deutlich über ihr natürliches Verbreitungsgebiet ausgeweitet, vorwiegend in den randalpinen Bereichen, im Alpenvorland und im Mühl- und Waldviertel (Gschwantner & Prskawetz, 2005). Eine deutliche langfristige Steigerung der Zuwachsleistung während der letzten hundert Jahre wurde mehrfach festgestellt (Katzensteiner & Englisch, 2007; Neumann & Schadauer, 1995; Schadauer, 1996) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Neben Änderungen in der Waldbewirtschaftung wurden in der Vergangenheit verschiedene Gründe für die Wachstumszunahmen genannt, wie Stickstoffeintrag, Kohlenstoffdioxid-(CO_2-)Anstieg und geänderte Klimabedingungen (Hasenauer et al., 1999; Jandl et al., 2012, 2007). In mehrjährigen Anreicherungsexperimenten in der Schweiz hatte die CO_2-Konzentration jedoch keinen wesentlichen Einfluss auf das Wachstum, und nach einer Phase hoher Stickstoffdeposition ist inzwischen die Verfügbarkeit anderer Bodennährstoffe wachstumslimitierend (Bader et al., 2013; Klein et al., 2016). Auf die Waldschadensproblematik der 1980er-Jahre ist ebenfalls hinzuweisen. Zuletzt gab es Hinweise für abnehmende Zuwachstrends (z. B. Bosela et al., 2021; Gschwantner, 2019), besonders auf Tieflagenstandorten und bei eingeschränkter Bodenwasserversorgung (Ols et al., 2019; Vospernik & Nothdurft, 2018). Aufgrund der derzeitigen Durchmesserstruktur und dem zusehends größeren Anteil älterer Bestände kann sich der rückläufige Zuwachstrend weiter fortsetzen (Gschwantner, 2019; Ledermann et al., 2020) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Der seit den 1990er-Jahren ansteigende Anteil von Laubbaumarten (Tab. 3.1) wird möglicherweise ebenfalls Auswirkungen auf die Zuwachsleistung zeigen (Ledermann et al., 2020).

3.3.2 Klimabezogene Treiber für forstwirtschaftliche Landnutzung: Störungen im Wald

Wind und Borkenkäfer sind die wichtigsten Störungsagenten für den Wald in Österreich und haben während der letzten Jahrzehnte als Folge des Klimawandels und historischer Bewirtschaftungspraktiken stark zugenommen (Abb. 3.4; Seidl et al., 2011; Thom et al., 2013). Der Klimawandel verursacht wärmere und trockenere anhaltende Wetterlagen, während die Forstwirtschaft arten- und strukturarme Fichtenbestände gefördert hat. Insbesondere gelten der erhöhte Fichtenanteil in tieferen Lagen und gestiegene Bestandsdichten als treibende Faktoren des Störungsanstiegs (Seidl et al., 2011; Thom et al., 2013). In den letzten Jahren wurde mehrfach der Rekord für die Schadholzmenge durch Borkenkäfer gebro-

Tab. 3.1 Anteile von Nadelholz und Laubholz am Holzvorrat im österreichischen Ertragswald. (Quelle: Österreichische Waldinventur, Waldinventuren 1985 bis 2018; Gschwantner et al., 2019)

Baumartengruppe	Anteil am Holzvorrat (%)					
	1981/85	1986/90	1992/96	2000/02	2007/09	2016/18*
Nadelholz	82,4	82,4	81,9	81,0	80,2	79,0
Laubholz	17,6	17,6	18,1	19,0	19,8	21,0

* Zwischenauswertung

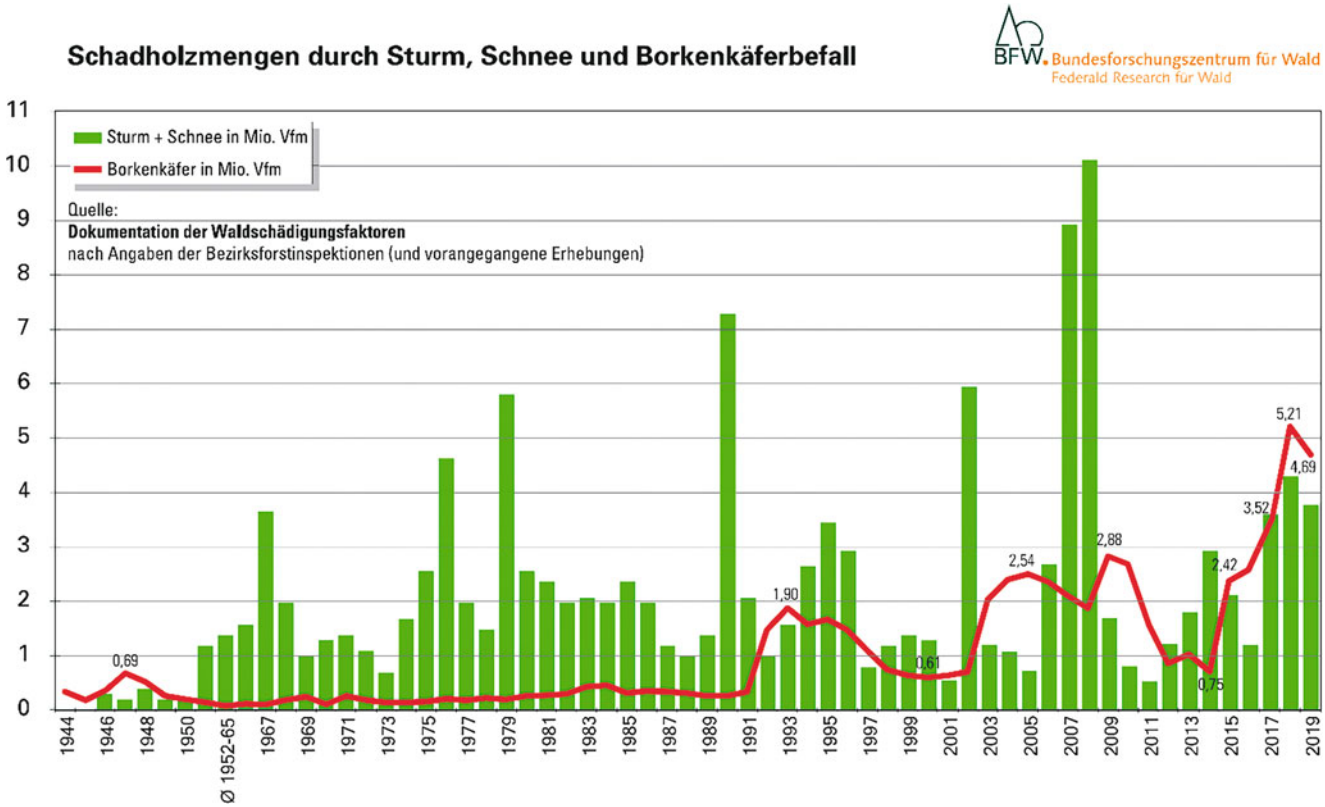


Abb. 3.4 Schadholzmengen in Österreich infolge von Sturm, Schnee und Borkenkäferbefall. (Steyrer et al., 2020)

chen, was v. a. auf die starke Erwärmung und Wassermangel während der Vegetationsperiode in den letzten Jahrzehnten zurückzuführen ist (Abschn. 1.3). Im Jahr 2018 lag der Rekord bei 5,21 Mio. fm (Hoch & Steyrer, 2020). Besonders stark waren das Wald- und Mühlviertel durch Borkenkäfer betroffen (Hoch & Steyrer, 2020; Jandl, 2020). Die Schadholzmengen der letzten Jahre haben gezeigt, was in Zukunft häufiger zu erwarten ist. Die Erderwärmung führt zu einer höheren Borkenkäferaktivität und mehr Generationen, während zusätzlich Trockenheit die Abwehr von Bäumen gegenüber Schädlingen schwächt (Bentz et al., 2010) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Eine Metaanalyse, die 674 wissenschaftliche Veröffentlichungen erfasst, geht von einer weltweiten Zunahme aller Hauptstörungsfaktoren aus, mit Ausnahme von Schnee und Eis (Seidl et al., 2017). Die Zunahme von Störungen ist regional unterschiedlich. Zum Beispiel sind warme Regionen mit hohen Fichtenanteilen in Österreich, wie die südliche Steiermark, wahrscheinlich besonders durch Borkenkäfer gefährdet (Lexer et al., 2002; Seidl et al., 2008; Thom et al., 2013) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Zusätzlich schwächen periodisch auftretende Trockenperioden die Fichtenbestände und machen sie anfällig für Borkenkäferstörungen (Seidl et al., 2007a). Ein ausgeprägter Störungsanstieg wird im 21. Jahrhundert v. a. durch den Buchdrucker erwartet, wohingegen Windstörungen auf ähnlichem Niveau bleiben könnten (Thom et al., 2017) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Die Veränderung des Windregimes im Klimawandel ist jedoch nicht abschließend geklärt (Matulla et al., 2008; McInnes et al., 2011). Selbst eine geringe Zunahme der Windböengeschwindigkeit kann überproportional starke Auswirkungen haben [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Eine Simulationsstudie des Nationalparks Kalkalpen ergab, dass eine Erhöhung der Windböengeschwindigkeit um 10 % im Klimawandel in einem Zeitraum von 200 Jahren die Windstörungen um 42,6 % erhöht (Thom et al., 2017). Ebenso könnten zukünftige Windstörungen durch eine Veränderung der Sturmrichtung beeinflusst werden, jedoch liegen hierzu bislang keine Studien vor.

Die Zunahme von Störungen stellt die zukünftige Bereitstellung von ÖSL in Österreichs Wäldern in Frage (Albrich et al., 2018; Irauschek et al., 2017a; Maroschek et al., 2015; Seidl et al., 2019; Thom & Seidl, 2016) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Das ist besonders besorgniserregend, zumal die Reduktion klimarelevanter Leistungen den Klimawandel weiter verstärken wird (Thom et al., 2017). In Abschn. 5.1.2 wird die potenzielle zukünftige C-Senkenwirkung des österreichischen Waldes diskutiert. Diese Senke wird zunehmend durch Störungen gefährdet (Seidl et al., 2008) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Das zukünftige Potenzial zur Kohlenstoffspeicherung wird regional neben dem Klimawandel von der historischen Bewirtschaf-

tung abhängen (Thom et al., 2018). Vergangene intensive Bewirtschaftung hatte jüngere, arten- und strukturarme Wälder zur Folge, in Österreich sind dies v. a. Fichtenmonokulturen. Diese können in frühen Entwicklungsphasen noch wenig störungsanfällig sein, jedoch steigt das Störungsrisiko mit dem Bestandsalter rasant an (Overbeck & Schmidt, 2012) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Ergebnisse der österreichischen Waldinventur (http://www.waldinventur.at) lassen jedoch auf einen Trend zu höheren Laubholzanteilen schließen, wodurch sich zukünftige Störungen reduzieren könnten.

Kurzfristige kurative Maßnahmen wie Sanitätshiebe reduzieren den Befallsdruck, jedoch ist die Wirkung kurativer Maßnahmen zur Bekämpfung von Borkenkäfern limitiert (Stadelmann et al., 2013) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine Studie zeigt, dass 95 % der befallenen Fichten entnommen werden müssten, um die Borkenkäferausbreitung im Klimawandel effektiv zu reduzieren (Dobor et al., 2020). Konzepte zur langfristigen präventiven Verbesserung der Kohlenstoffsenke wie „Climate-Smart Forestry" (Verkerk et al., 2020) haben deshalb auch in Österreich in den letzten Jahren an Popularität gewonnen (Jandl et al., 2018). Hierbei wird auch die Resistenz und Resilienz (d. h. die Erholungsrate) von Wäldern gegenüber Störungen und deren Wirkung auf Kohlenstoffspeicher diskutiert. Jedoch wurden andere klimaregulierende Leistungen von Wäldern bei solchen Konzepten in Österreich bisher stark vernachlässigt. Dazu zählen insbesondere oberflächennahe Energieflüsse, welche maßgeblich das lokale Klima beeinflussen. Die Albedo (d. h. das Rückstrahlungsvermögen) wird durch Störungen angehoben, wodurch weniger Strahlungsenergie am Ort verbleibt und mehr Strahlung in Richtung Weltraum reflektiert wird (Beck et al., 2011). Dieser positive Effekt für das Klima scheint in österreichischen Wäldern eher gering auszufallen und kann nicht den negativen Effekt des Verlustes von Kohlenstoff ausgleichen (Thom et al., 2017) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Von besonderer Bedeutung ist der Störungseffekt auf das Mikroklima. Das Mikroklima ist ein wesentlicher Puffer für zukünftige makroklimatische Änderungen, denn je wärmer es wird, desto stärker gleicht ein intaktes Kronendach die Temperaturzunahme aus (De Frenne et al., 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Störungen sorgen für eine Verringerung des Unterschieds zwischen Mikro- und Makroklima [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine aktuelle Studie belegt eine Zunahme bodennaher Extremtemperaturen von 0,42 °C bei einer Reduktion der Überschirmung um 10 % in Buchenwäldern (Thom et al., 2020). Gleichzeitig steigt das Dampfdruckdefizit um 0,04 kPa, wodurch Pflanzen schneller vertrocknen. Zukünftige Strategien zur Optimierung der klimaregulierenden Funktion des Waldes sollten daher nicht nur Kohlenstoffspeicherung und -stabilität, sondern auch andere Faktoren, wie das Mikroklima, berücksichtigen.

3.3.3 Sozio-ökonomische Treiber für forstwirtschaftliche Landnutzung

3.3.3.1 Marktwirtschaftliche Entwicklungen in Österreich

Forstwirtschaft, holzverarbeitende Industrie und Betriebe erzielten 2015 eine Wertschöpfung von etwa 4,7 Mrd. Euro. Der Anteil an der Ur- und Warenproduktion betrug 9,6 % und der Anteil am Bruttoinlandsprodukt 1,6 %. Der Sektor ist stark außenhandelsorientiert (Braun et al., 2020; Schwarzbauer & Braun, 2017). Ein Großteil des Holzes aus der österreichischen Produktion und aus Importen wird zunächst stofflich genutzt; etwa 20 % werden direkt energetisch verwendet. Die Kaskadennutzung wird in Österreich bei der Holzverarbeitung verfolgt (Sathre & Gustavsson, 2006) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Die österreichische Forstwirtschaft unterliegt dem gesellschaftlichen Strukturwandel, weg von „traditionellen" Waldbesitzer_innen, die mit dem Wald ein (Neben-)Einkommen erwirtschaften, hin zu „waldfernen" Waldbesitzer_innen, die stärker diversifizierte Interessen bezüglich Waldbesitz und -nutzung zeigen (Hogl et al., 2003; Huber et al., 2013; Weiss et al., 2007). Pröbstl-Haider et al. (2017) zeigten, dass die Mehrheit der Waldbesitzer den Klimawandel als Herausforderung erkennt, aber unsicher über die erforderlicher Maßnahmen ist. Für Kleinwaldeigentümer gibt es ein breites Angebot an Informationsmaterial und Dienstleistungen über die nachhaltige Bewirtschaftung der Wälder. Dies reicht von Strategien und Maßnahmen zur Nachbarschaftshilfe bis zu Verträgen, welche die Waldpflege und Bewirtschaftung an Unternehmer übergeben (Huber, 2007; Huber et al., 2013; Mostegl et al., 2019; Wilkes-Allemann et al., 2021) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Auf europäischer Ebene verzeichnete der Markt für Holzprodukte aufgrund zunehmender Spannungen im Außenhandel, langsamerem globalem Wachstum und erhöhter Unsicherheit auf Rohstoffmärkten einen Rückgang der Wirtschaftstätigkeit in der UNECE-Region für das Jahr 2019 (UNECE & FAO, 2020). Dieser Rückgang betraf Papier und Pappe (−3,4 %) und Schnittholz, Span- und Faserplatten (−0,9 % bei Schnittholz und −1,5 % bei Span- und Faserplatten). [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung] (UNECE & FAO, 2020). Der europäische Holzmarkt war in den letzten Jahren stark von Kalamitätsereignissen betroffen, wobei diese einen steigenden Trend zeigen (Glasberg & Strimitzer, 2020). Starker Borkenkäferbefall und Windwürfe führten zu einem höheren Rohholzangebot, zu niedrigeren Preisen und einem Anstieg der Exporte aus den am stärksten betroffenen Ländern. Wegen großer internationaler Nachfrage sind 2021 die Holzpreise wieder massiv angestiegen. Von diesem Anstieg profitiert in Österreich vor allem die Sägeindustrie.

In der Forst- und Holzwirtschaft steigt die Wertschöpfung nicht in dem Maße wie das BIP (Hetemäki & Hurme-

koski, 2016; Hurmekoski & Hetemäki, 2013; Khanam et al., 2017; Rougieux, 2017) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Dies ist durch die zunehmende Bedeutung des tertiären Sektors sowie durch Restrukturierungen und eine Zunahme der Marktkonzentration vor allem in der Sägeindustrie geprägt (Schwarzbauer et al., 2015) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Heute produzieren die acht größten Sägewerke mehr als die Hälfte der Gesamtproduktion (Strimitzer, 2020). Dieser Trend wird sich in den nächsten Jahren fortsetzen (Braun et al., 2020). Dennoch sind die holzverarbeitenden Betriebe überwiegend klein- bis mittelständisch strukturiert und tragen wesentlich zur Wertschöpfung im Ländlichen Raum bei (Strimitzer, 2020). Nachgelagerte Branchen wie die Möbel-, Fenster- oder Türenindustrie und die weitere stoffliche und energetische Nutzung von Koppelprodukten sind in hohem Maße von der Sägeindustrie abhängig (Schwarzbauer et al., 2013) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Im Jahr 2019 wurden in der Sägeindustrie etwa 18 Mio. fm Holz eingeschnitten, davon etwa 57 % aus heimischen Quellen (Fachverband der Holzindustrie, 2020). Die Schnittholzproduktion betrug in diesem Jahr 10,5 Mio. m^3 (Fachverband der Holzindustrie, 2020, 2019). Etwa 7,9 Mio. m^3 Holz werden als Sägenebenprodukte (SNP) entweder stofflich genutzt (Papier, Pappe, Span- und Faserplatten), im Betrieb energetisch verwertet (Trocknung in der Säge, Fasertrocknung und Papierlinie in der Papierindustrie) oder energetisch genutzt (Heizanlagen; Herstellung von Pellets, Presslingen). Pellets und Holzbriketts werden zu etwa 57 % aus heimischen Holz gemacht (Strimitzer, 2020).

Die Plattenindustrie versorgt die Bau- und Möbelindustrie und setzte 2019 ca. 2,5 Mio. m^3 Holz ein, mehr als 50 % davon aus SNP. Ca. 80 % der von der Plattenindustrie genutzten Rohstoffe sind aus heimischen Quellen, ca. 30 % des gesamten Rohstoffeinsatzes ist Altholz. Im Vergleich zu 2010 ist der Anteil an SNP in den letzten Jahren gesunken (Fachverband der Holzindustrie, 2020, 2019). Die Produktion an Leimbindern (Brettsperrholz, Brettschichtholz und andere verklebte Vollholzprodukte) ist in Österreich zentral. Tschechien, Deutschland, Italien, Österreich und Schweiz produzieren 80 % der globalen Produktion an Brettschichtholz (Jauk, 2019).

Der Holzeinsatz in der österreichischen Papierindustrie betrug 2018 8,8 Mio. fm, davon ca. 70 % aus dem Inland. Bei der Papierherstellung steigt die Nutzung von Sägenebenprodukten und Hackschnitzeln. Hackgut und Rinde werden neben Schwarzlauge zunehmend als Brennstoffe genutzt. Zusätzlich zu Primärfasern wurden 2018 2,6 Mio. t Altpapier eingesetzt, wovon 42 % aus der Sammlung im Inland stammte. Die Produktion von Papier und Pappe bewegte sich auf gleichbleibenden Niveau von etwa 5 Mio. t (Austropapier, 2019).

3.3.3.2 Einfluss des Außenhandels auf die österreichische Forstwirtschaft

Mit einem Importanteil von ca. 25 % ist die österreichische Holzwirtschaft ein Netto-Importeur von Industrierundholz und ein zentraler Veredler von Holz in Europa (Schwarzbauer et al., 2014) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine wichtige Rolle in der österreichischen Forst- und Holzwirtschaft nimmt die Sägeindustrie ein, die überwiegend aus Nadelrundholz Schnittholz produziert, das zum Teil für bauliche Verwendung weiterverarbeitet wird (z. B. als Bauholz, Brettsperrholz oder Brettschichtholz). Die Forst- und Holzwirtschaft ist ein Netto-Exporteur von Halbwaren: Der Exportanteil der Sägeindustrie liegt bei ca. 60 %, der Anteil der Span- und Faserplattenproduktion bei ca. 80 % (Fachverband der Holzindustrie, 2020). Die Entwicklung der Exporte hängt von der Rohstoffverfügbarkeit und der Entwicklung der Importnachfrage und somit der Nachfrage für die weitere Verarbeitung dieser Halbwaren ab (Schwarzbauer et al., 2015) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Es ist zu erwarten, dass die Exporte von Halbwaren aus Österreich aufgrund der globalen Nachfrageentwicklung weiterhin zunehmen werden (Braun et al., 2021a). Günstige Warenstruktureffekte zeigen sich für Schnittholz und Halbwaren für die bauliche Verwendung (Braun et al., 2021a) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Eine szenariobasierte Analyse der Wettbewerbsfähigkeit der österreichischen Forst- und Holzwirtschaft zeigt, dass Wettbewerbseffekte zu einer Zunahme der Importnachfrage anderer Länder nach in Österreich hergestellten Halbwaren führen (Braun et al., 2021a) [geringe Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Das hängt von der wirtschaftlichen Konjunktur in Österreich, den Beschaffungs- und Absatzmärkten der Forst- und Holzwirtschaft sowie dem Rohholzangebot und den Kalamitätsereignissen ab. Würde es zu einer Verringerung der Rohholzverfügbarkeit für den Import nach Österreich kommen, würde es nicht notwendigerweise zu einer Verringerung der Ressourcennutzung kommen (Pendrill et al., 2019); Sägewerke können in anderen europäischen Ländern ihre Kapazitäten zur Lieferung von Halbwaren für die Weiterverarbeitung zu Bauholz, Möbeln und Verpackungen ausbauen. Damit würden auch Sägenebenprodukte und Holzabfälle in anderen Ländern vermehrt in KWK-Anlagen und für die Prozessdampferzeugung eingesetzt werden. Die Nutzung von Brennholz (Scheitholz) und Waldhackgut würde nicht wesentlich abnehmen, während die Importabhängigkeit von Pellets wahrscheinlich zunehmen würde. Holzimporte werden aus wohlhabenden Ländern mit geringer Bevölkerungsdichte und stabilen Wäldern oder relativ armen Ländern mit abnehmenden Wäldern für den Verbrauch an „weit entfernten Orten“ erfolgen (Kastner et al., 2011).

Pendrill et al. (2019) stellten fest, dass Länder, die ihre Waldfläche vergrößern, die Landnutzung tendenziell ins

Ausland verlagern. Die land- und forstwirtschaftliche Landnutzung wird durch die Importnachfrage anderer Länder mitbestimmt (Krausmann, 2001; Krausmann et al., 2004). Außenhandelsdaten für Österreich zeigen, dass Importe für die volumenmäßig wichtigeren Importströme Österreichs (Energieholz, Rohholz, Zellstoff) aus Nachbarländern getätigt werden, die nach Pendrill et al. (2019) ebenfalls zu Ländern mit zunehmender Waldfläche gehören [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Ca. 7 % der Schnittholzexporte und 6 % der Spanplattenexporte im Zeitraum 2008–2018 wurden nach Japan getätigt, ca. 11 % der Faserplattenexporte nach Kanada (Tendenz sinkend) und in die USA (7 %, Tendenz steigend). 7 % der Zellstoffexporte wurden nach China getätigt (Tendenz steigend; Braun et al., 2021a). Die Waldinventur zeigt die Zunahme des Holzvorrates im österreichischen Wald (Gschwantner, 2019) [geringe Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Eine Herausforderung für Mitteleuropa ist, dass – verglichen mit z. B. Nordamerika – der Zusammenhalt und das Integrationsniveau der Waldbesitzer mit den Branchen der Holzwirtschaft gering ist (BMLFUW, 2015; Huber et al., 2013; Schwarzbauer et al., 2012; UNECE & FAO, 2020) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Diese sehen sich als Mitglieder verschiedener Branchen und als Konkurrenten, obwohl sie aufgrund der gemeinsamen Nutzung des Rohstoffes vor den gleichen Herausforderungen stehen. Analysen zeigen, dass der Verbrauch von Holz in Finnland, Schweden und Österreich wahrscheinlich seinen Zenit erreicht hat (Wolf, 2018), wogegen der aktuelle UNECE-Marktbericht für Österreich einen Anstieg der Nachfrage nach Bauholz konstatiert (BMLRT, 2020c). Vermehrtes Arbeiten von zu Hause aus führte zu einem Anstieg der Käufe bestimmter holzbasierter Produkte (z. B. Büromöbel und Holz für Heimwerkerprojekte; UNECE & FAO, 2020), auch entwickelte sich die Nachfrage nach Bauholz und Holzprodukten besser als von Branchenvertretern erwartet, da die Renovierungstätigkeit im Jahr 2020 zugenommen hat. Der Einschlag von Holz aus regulärer Nutzung war, im Gegensatz zu Schadholz, rückläufig. Die Verarbeitungstätigkeit der Sägeindustrie stagniert und verzeichnet nur eine leichte Zunahme des Einschnitts in den letzten Jahren, vermutlich aufgrund des hohen Aufkommens an Schadholz und dem damit zusammenhängenden Preisverfall für Rundholz (Ebner, 2019). Durch die global gesteigerte Nachfrage sind vor allem Preise für Schnittholz und Leimbinder stark gestiegen. Durch die geplante Förderung des Holzbaus in Österreich ist mit einer deutlich erhöhten Nachfrage nach Bauholz zu rechnen.

Box 3.4 Biomasseflüsse und Biomassenutzung in Österreich

Im Durchschnitt der letzten 20 Jahre betrug die Biomasseextraktion von heimischen Flächen knapp 36 Mio. Tonnen Frisch- bzw. gut 27 Mio. Tonnen Trockenmasse. Holz aus der Waldnutzung und Futter (Feldfutterbau, Gras und Ernterückstände) machten jeweils rund 35 % und Ackerfrüchte exklusive Futterpflanzen etwa 30 % aus (BMK, 2020b; Eurostat, 2020). Sonstige Biomasseaufkommen wie Fischerei oder Jagd sind in diesem Kontext vernachlässigbar gering. Abgesehen von jährlichen Schwankungen, die im Fall von Holz in erster Linie auf Extremwetterereignisse und Schädlingskalamitäten (Abschn. 3.3.2) und im Fall von Ackerfrüchten auf wetterbedingte Variabilität der Erträge (Statistik Austria, 2020a) zurückzuführen sind, war die Biomasseextraktion in Österreich während der letzten zwei Jahrzehnte relativ konstant (Eisenmenger et al. 2020; Eurostat, 2020) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Beim Außenhandel zeigt sich hingegen eine klar steigende Tendenz sowohl bei den Importen (im Jahr 2019 +61 % gegenüber 2000 und +22 % gegenüber 2010) als auch hinsichtlich der Exporte (+55 % gegenüber 2000 bzw. +13 % gegenüber 2010). Das von Kalt (2015) erstellte „Biomasseflussbild“ für Österreich (Abb. 3.5) bezieht sich auf das Jahr 2011, spiegelt also insbesondere hinsichtlich der Außenhandelsströme nicht den aktuellsten Stand wider. Abgesehen davon zeigt es anschaulich die Größenverhältnisse der verschiedenen Biomasseaufkommen und -nutzungsarten sowie die Verflechtungen der Biomasseflüsse. Die nachfolgenden Ausführungen dazu basieren auf Kalt (2015) bzw. Kalt und Amtmann (2014). Im Kontext der Biomasseflüsse wird im Folgenden auf die verschiedenen Bereiche der Biomassenutzung in Österreich eingegangen, mit besonderem Augenmerk auf energetische Biomassenutzung und Flächenbedarf.

Während Biomasse in offiziellen Statistiken zu Materialflüssen mit (teilweise standardisierten) Wassergehalten berichtet wird (Eurostat & Statistisches Amt, 2018), ist die Maßeinheit im Biomasseflussbild Tonnen Trockenmasse. In dieser Betrachtung stellen die Biomasseflüsse der holzverarbeitenden Industrie den quantitativ relevantesten Teilbereich dar. Sowohl beim Biomasse-Außenhandel als auch beim inländischen Aufkommen fließen die größten Mengen über die Säge-, Papier- und Zellstoff- bzw. Plattenindustrie [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Rohstoffe beziehen diese Branchen zu erheblichen Anteilen aus dem Ausland: Bei Industrieholz beliefen sich die Im-

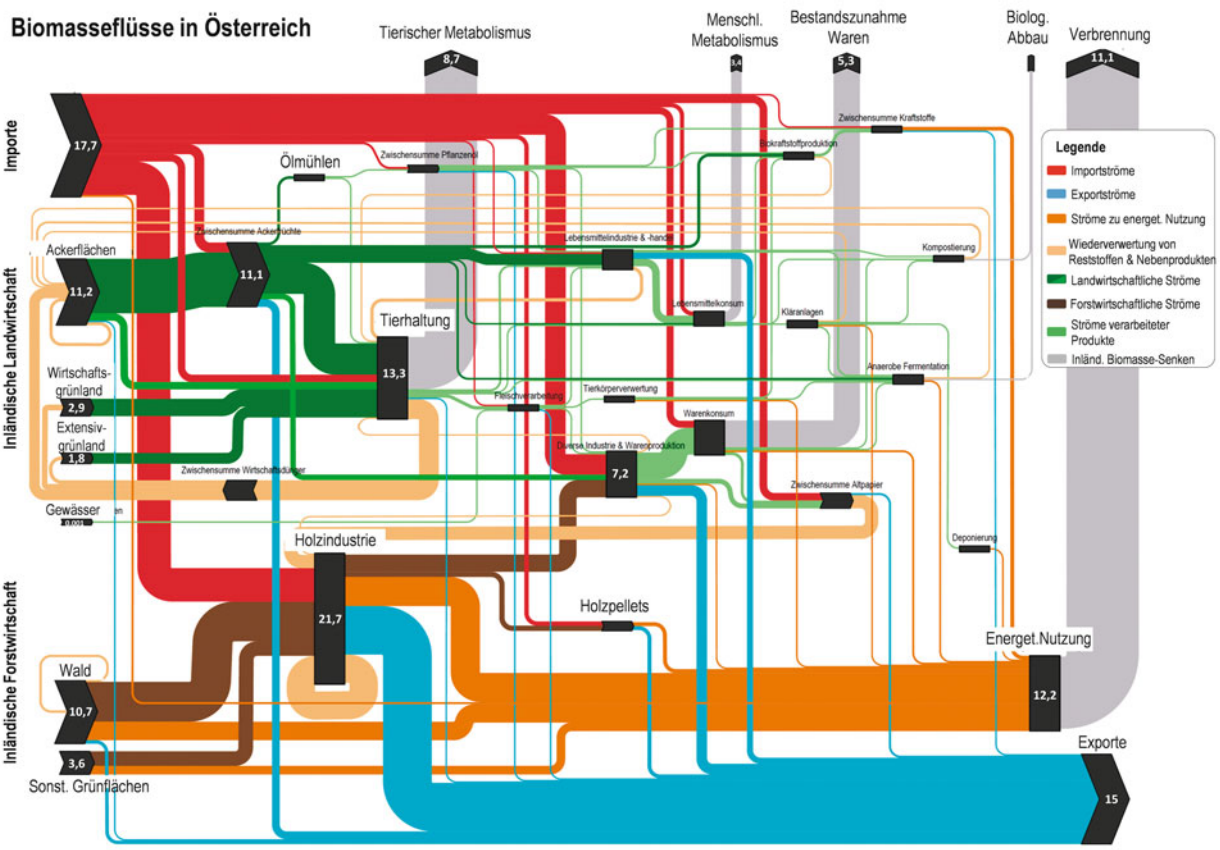


Abb. 3.5 Biomasseflüsse in Österreich im Jahr 2011 in Tonnen Trockenmasse. (Quelle: Kalt & Amtmann, 2014b; © Elsevier, Kalt 2015)

porte seit dem Jahr 2000 auf durchschnittlich 65 % des Inlandsaufkommens (FAO, 2021). Der Sägeindustrie kommt eine zentrale Rolle bei der Rohstoffversorgung der anderen Branchen zu, da die bei der Schnittholzproduktion anfallenden Sägenebenprodukte großteils von der Papier- und Zellstoff- bzw. Plattenindustrie stofflich genutzt werden (Strimitzer et al., 2020).

Auch hinsichtlich der energetischen Biomassenutzung spielt die holzverarbeitende Industrie eine zentrale Rolle [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]: Einerseits hinsichtlich Eigenversorgung mit Strom und Wärme (insbesondere der beträchtliche Energiebedarf der Papier und Zellstoffindustrie in der Höhe von durchschnittlich rund 65 PJ pro Jahr wurde seit 2010 mehr als zur Hälfte mit biogenen Energieträgern gedeckt; Austropapier, 2021); und andererseits durch die Bereitstellung von Sägenebenprodukten, Holzpellets und -briketts für Heizwerke, Kraft-Wärmekopplungsanlagen und dezentrale Wärmeerzeugung. Da diese Biomassefraktionen in inländischen Betrieben anfallen, werden sie in der Energiebilanz (Statistik Austria, 2021) als Energieträger österreichischen Ursprungs ausgewiesen. Aufgrund der hohen Industrieholzimporte stammt jedoch ein beträchtlicher Anteil dieser Energieträger nicht aus österreichischen Wäldern. Insofern basiert der österreichische Bioenergie-Sektor wesentlich stärker auf importierter Biomasse, als die Energiebilanz suggeriert: Für das Jahr 2009 haben Kalt und Kranzl (2012) für den gesamten österreichischen Bioenergie-Sektor einen Importanteil von 33 % berechnet, während der Importanteil laut Energiebilanz nur 16 % betrug.

Während die für Bioenergie relevanten Sortimente der Holzernte sowie Sägenebenprodukte hauptsächlich im Inland verwertet werden, geht der Großteil der stofflichen Holzprodukte in den Export: Bei Papier und Holzwerkstoffen betrug der Exportanteil in den letzten Jahren bzw. Jahrzehnten über 80 % und bei Schnittholz deutlich über 50 % (FAO, 2021) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung], wobei die Exporte der Schnittholz verarbeitenden Sparten (z. B. Möbelindustrie) noch nicht berücksichtigt sind.

Importe und Exporte von Biomasse speziell zur energetischen Verwertung sind von relativ geringer Bedeutung. Verhältnismäßig große Relevanz haben sie bei biogenen Kraftstoffen und Holzpellets, was in erster Linie in deren hohen spezifischen Energieinhalten – und daher vorteilhaften Eigenschaften zum Transport über längere Entfernungen – begründet liegt (Kalt & Kranzl, 2012; Kranzl et al., 2013; Schipfer et al., 2020a, 2020b). Im Gesamtkontext der energetischen Biomassenutzung bzw. der Außenhandelsströme sind diese Import- und Exportströme jedoch von relativ geringer Relevanz [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Beim Holzaufkommen zeigt sich gegenüber dem statistisch erfassten Einschlag (FAO, 2021) eine erhebliche Differenz, die in Abb. 3.5 als Auskommen von „sonstigen Grünflächen" und im Holzflussbild der Österreichischen Energieagentur (Strimitzer et al., 2020) mit „sonstigem Holzaufkommen" ausgewiesen ist. Für das Jahr 2018 beziffern Strimitzer et al. (2020) diese Aufkommen mit 3 Mio. fm Brennholz, 400.000 fm Hackgut, 500.000 fm Industrieholz und rund 1 Mio. fm Sägerundholz. Bei Brennholz und Hackgut dürfte es sich dabei in erster Linie um Flurgehölz und vor allem nicht registriertes Aufkommen aus Kleinwald handeln, die diesbezüglichen Unsicherheiten sind jedoch sehr groß.

Weiters erklären Strimitzer et al. (2020) die Inkonsistenz zwischen Gesamtaufkommen und -nutzung mit Holzrecycling und Lagerstandsänderungen. Abgesehen davon stellen Brennholz und Waldhackgut im Wesentlichen Koppelprodukte der Rundholzernte dar, sodass auch die Verfügbarkeit dieser Energieträger mit der stofflichen Holznutzung in enger Verbindung steht. Insgesamt machen holzbasierte Brennstoffe rund vier Fünftel der energetisch genutzten Biomasse aus (Statistik Austria, 2021).

Zahlreiche weitere, wenn auch quantitativ weitaus weniger relevante Biomasseflüsse von verschiedenen „Verarbeitungsknoten" zu energetischer Nutzung verdeutlichen die Vielfalt biogener Energieträger sowie die Tatsache, dass Bioenergie in Österreich zumeist Teil einer Nutzungskaskade ist [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Ein Großteil davon sind Abfallströme; so etwa biogener Hausmüll, Klärschlamm und Klärgas, getrennt gesammelte Bioabfälle, Abfälle der Fleischproduktion und Deponiegas. Abhängig von jährlichen Schwankungen machen diese Fraktionen in Summe etwa 10–15 % des gesamten Biomasse-Primärenergieeinsatzes aus (Statistik Austria, 2021). In Bezug auf die Klimaneutralität von Holz sei auf „Debatten zur Klimaneutralität von Bioenergie" (Box 1.1) verwiesen.

3.3.4 Zukünftige forstwirtschaftliche Entwicklungen

Simulationen der zukünftigen Entwicklung der Forst- und Holzwirtschaft zeigen langfristig angebotsseitige Verknappungseffekte durch eine Abnahme des Zuwachses im österreichischen Wald, die sich vor allem auf die Verfügbarkeit von Industrierundholz auswirkt, während die Versorgung mit Sägerundholz in den nächsten Jahrzehnten in einem ähnlichen Ausmaß wie in den letzten Jahren sichergestellt werden kann (Braun et al., 2021b). Da in Zukunft ein verstärktes Auftreten von Kalamitäten zu erwarten ist (Hanewinkel et al., 2013; Seidl et al., 2017, 2014) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung], wird eine etwaige Verknappung an (Industrie-)Rundholz zum Teil auch in Zukunft durch tendenziell höheres Schadholzaufkommen kompensiert. Eine effizientere kaskadische Nutzung, aber auch gesteigerte Energieeffizienz, wärmere Winter, bessere Gebäudedämmung sowie gesteigerte Energieeffizienz bei Holzfeuerungsanlagen führen mit hoher Wahrscheinlichkeit zu einem Rückgang des Verkaufs an Brennholz (Kranzl et al., 2018) [geringe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Ein hoher Anteil der Brennholznutzung findet über die Eigennutzung von nicht direkt marktgängigen Sortimenten statt, wobei hier eine Korrelation der Nutzung mit dem Preis von Waldhackgut gegeben ist: Ist der Preis für Waldhackgut attraktiv, wird tendenziell weniger Brennholz zur Eigennutzung ausgewiesen und mehr Waldhackgut verkauft (Braun & Schwarzbauer, 2018). Nicht genutzte Energieholzsortimente könnten zum Teil für die stoffliche Nutzung von Holz verwendet werden. Insbesondere in Bezug auf die Eigennutzung ist auch die Abgeltung einer Nicht-Nutzung dieser Sortimente eine Option (Maier et al., 2021). Für Österreich ist eine Evaluierung dieser Optionen noch eingehender zu beforschen. Es wird erwartet, dass die Produktion an Schnittholz sowie Papier und Pappe den Trends der letzten Jahre folgt, während die Produktion an Span- und Faserplatten aus heimischem Holz aufgrund von zunehmender Preiskonkurrenz bei Koppelprodukten und Restholz in Zukunft zurückgeht (Braun et al., 2021b). Generell ist zu erwarten, dass die Nachfrage nach Bauholz sowie nach holzbasierten Fasern in Zukunft stark zunehmen und die Importnachfrage steigen wird (Kalt, 2018) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung], es wird jedoch erwartet, dass das Exportangebot in den Beschaffungsmärkten abnehmen wird (Mantau et al., 2010; Schwarzbauer & Stern, 2010) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Hier ist ein Anstieg der Importe der bisherigen Partnerländer

in Europa zu erwarten. Eine Bewertung der Entwicklung des Außenhandels ist aufgrund der Pandemie, des Schadholzaufkommens und der starken Preisschwankungen der letzten Jahre schwierig.

3.4 Siedlungen und Infrastruktur

3.4.1 Auswirkungen von Klimaänderungen als Treiber für Siedlungen und Infrastruktur

Städte zählen zu jenen kritischen Bereichen, in denen deutliche Auswirkungen des Klimawandels beobachtet werden und weiter zu erwarten sind. Auf Grund städtischer Wärmeinseln ist die Hitzebelastung in Städten im Allgemeinen höher als im Umland [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Erhöhung der Temperaturen ergibt sich aus einer veränderten Energiebilanz innerhalb der bebauten Gebiete, da Sonnenenergie von versiegelten Flächen und Gebäuden stärker absorbiert und gespeichert wird (Oke, 1995, 1982; Oke et al., 2017). Besonders in der Nacht ist die Abkühlung innerhalb der städtischen Räume vermindert. So kann auch in österreichischen Städten in windschwachen, wolkenlosen Nächten die Lufttemperatur um mehrere Grad höher sein als im nicht verbauten Umland (z. B. Auer et al., 1989; Böhm, 1979).

Die Wärmebelastung in österreichischen Städten hat in den letzten Dekaden stark und signifikant zugenommen und zeigt eine deutliche Differenzierung zwischen bebauten und unbebauten Gebieten [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Abb. 3.6 zeigt den gemessenen Lufttemperaturanstieg in den Sommermonaten sowie die räumliche Verteilung der mittleren Anzahl der Sommertage für die Klimanormalperiode 1981–2010 am Beispiel der Stadt Wien. Ähnliche Entwicklung der Hitzebelastung wurde in anderen österreichischen Städten (z. B. Graz, Salzburg, Linz, Klagenfurt) beobachtet (ZAMG, 2021). Wachsende Verdichtung und Versiegelung in Siedlungsgebieten vor allem größerer Städte führt zu immer mehr kleinräumigen Hitzeinseln. Li et al. (2020) und auch Zhou et al. (2017) zeigten anhand von Regressionsfunktionen deutlich den Einfluss von Dichte, Größe und Form von Städten auf eine wachsende (modellierte) Hitzeinselintensität.

Städtischen Wärmeinseln wurde in Österreich früher weniger Beachtung geschenkt, erst in den letzten Jahren kamen sie durch die langen Hitzeperioden im Sommer (acht der zehn wärmsten Sommer der österreichischen Messgeschichte wurden in den letzten zehn Jahren beobachtet) in das Bewusstsein der Bevölkerung und werden nach und nach zu einem wichtigen Kriterium für Vorbeuge- und Anpassungsmaßnahmen im Zuge einer klimasensitiven Raumplanung (Loibl et al., 2021, 2019; MA 22, 2018; Reinwald et al., 2019; Vuckovic et al., 2020; Kap. 4, 6, 7). Neben den städtischen Wärmeinseln spielen auch andere Naturgefahren, wie z. B. Starkniederschläge und dabei entstehende Hochwasserereignisse, welche durch wachsende Bodenversiegelung verstärkt werden, Stürme, Lawinen und Massenbewegungen (die durch Klimawandel – etwa durch das Zurückweichend der Permafrostböden – verstärkt werden) eine Rolle. Speziell im alpinen Raum ergeben sich daraus erhebliche Risiken für Siedlungs- und Infrastrukturflächen, zumal der Dauersiedlungsraum dort sehr begrenzt ist, vergleiche hierzu den ExtremA-Bericht (Glade et al., 2020).

3.4.2 Sozioökonomische Treiber für Siedlungen und Infrastruktur

In Österreich wurden bis zum Jahr 2019 insgesamt 5729 km^2 Boden für Siedlungen und Infrastruktur „verbraucht“, das entspricht 7 % der Landesfläche und 18 % des Dauersiedlungsraumes (Umweltbundesamt, 2020). Einer der Haupttreiber für die Flächeninanspruchnahme für Siedlungs- und Infrastrukturnutzung zu Lasten von Böden für Ökosysteme oder land- und forstwirtschaftlicher Nutzungen ist der steigende Wohlstand in der Bevölkerung, der sich in einer kontinuierlichen Zunahme der Wohnfläche pro Person und zunehmend ressourcenintensiven Wohnansprüchen auf Grund sich ändernder sozio-demografischen Strukturen manifestiert (Box 3.5).

Die aktuellen Zahlen des Umweltbundesamtes zeigen, dass der Zuwachs der Flächeninanspruchnahme in Österreich zurückgeht. So konnte die tägliche zusätzliche Flächeninanspruchnahme in Österreich seit 2009 (im Jahr 2020) auf 11,5 ha und damit gegenüber etwa 2007 deutlich auf 38,5 km^2/Jahr verringert werden: Der versiegelte Anteil lag in den letzten drei Jahren bei rund 41–42 % der jährlichen Flächeninanspruchnahme (Abb. 1.6). Das entspricht rund 15–20 km^2 pro Jahr. Als Zielwert wurde im Regierungsprogramm 2020–2024 ein Flächenverbrauch von 2,5 ha/Tag genannt, hier ist noch einiges an Einsparungsmaßnahmen nötig (Umweltbundesamt, 2020) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Wachsende ökonomische Aktivitäten (Produktion, Dienstleistungen, vor allem Logistik, Lagerung und Handel) führen zu einem wachsenden Bedarf nach Industrie-, Gewerbe- und Verkaufsflächen, wobei dies wegen des großen Bauland- und (Park-)Platzbedarfs, wegen der besseren Erreichbarkeit (Autobahnanschluss, Bahnanschluss) sowie der günstigeren Grundpreise zu Verbauung am Stadtrand bzw. im Stadtumland geschieht (Loibl et al., 2018). Der Wunsch nach einem „Haus im Grünen“ führt – unterstützt durch Wohnbauförderung, dichter Straßennetze und geringerer Baulandpreise im Stadtumland – zur Abwanderung aus den Städten und zu wachsender Nachfrage an Wohn-

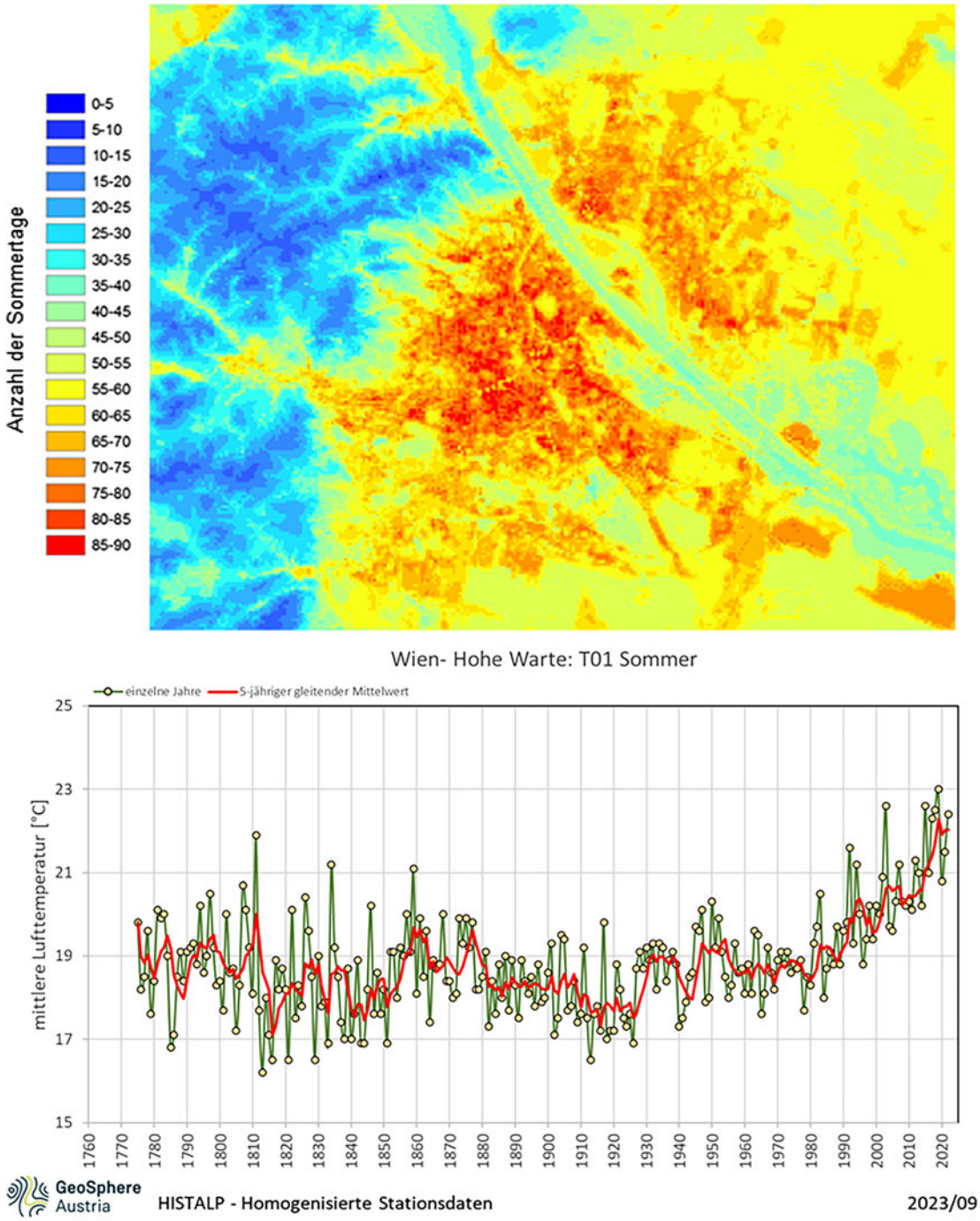


Abb. 3.6 Räumliche und zeitliche Entwicklung der Hitzebelastung in städtischen Gebieten am Beispiel der Stadt Wien. Mittlere jährliche Anzahl der Sommertage (Tmax ≥ 25 °C) im Zeitraum 1981–2010 basierend auf klimatologischen Daten und Modellsimulationen für die Stadt Wien (Bokwa et al., 2018) und beobachteter Anstieg der Lufttemperatur in Sommermonaten an der Station Wien Hohe Warte. (Quelle: ZAMG, 2021)

baufläche in den Stadtumlandgemeinden (Eder et al., 2018; Fassmann, 2010).

Infrastruktur (für Verkehr, Energieversorgung und Informations- und Kommunikationstechnologie, IKT) ist einerseits ein Treiber für Siedlungsentwicklung, andererseits selbst Auslöser von Versiegelung und Verbrauch von Freiflächen. Vor allem hochrangige Straßen- und Schienentrassen verbrauchen landwirtschaftliche Flächen in Gunstlagen, „zerschneiden" Landschaften und stören damit Ökosysteme und führen zu Habitat- und Biodiversitätsverlust (Joanneum Research, 2010). Von besonderer Bedeutung ist demnach, dass die noch verbliebenen Lebensraumkorridore außerhalb von Waldgebieten nachhaltig freigehalten werden. Die Flächeninanspruchnahme durch Straßenbau beträgt in den letz-

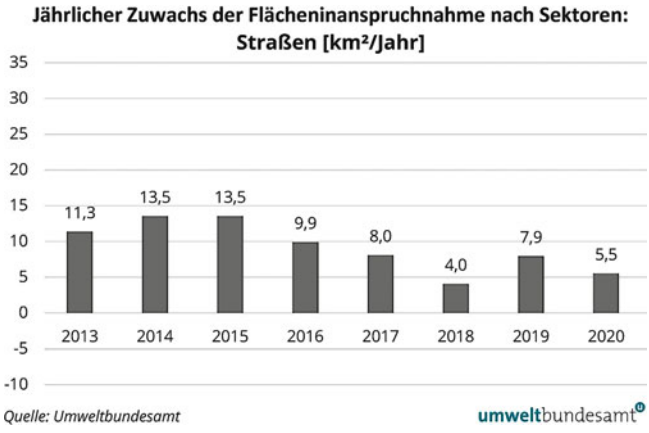


Abb. 3.7 Flächeninanspruchnahme durch Straßen. (© Umweltbundesamt, 2020)

ten Jahren zwischen 4 und 14 km²/Jahr (Abb. 3.7), Tendenz sinkend: 2019 betrug der Anteil 5,5 km²/Jahr (Umweltbundesamt, 2020) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Erst der Bau von Strom- und Gasleitungen, Telefon- und Datenleitungen, sowie Wasser- und Abwasserleitungsnetzen ermöglicht die Errichtung neuer Siedlungen [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Die Gewichtungen verschieben sich dabei heute: IKT-Infrastruktur wird immer mehr zum Standortfaktor und damit ein deutlicher Treiber für Raum- und Siedlungsentwicklung – gerade im Ländlichen Raum. IKT-Infrastruktur kann der Landflucht entgegenwirken, indem die Digitalisierung des Ländlichen Raumes vorangetrieben wird.

Energieerzeugungsinfrastruktur steht teilweise in Konkurrenz zu naturnahen und Agrarflächen. Sowohl konventionelle thermische Kraftwerke wie auch Anlagen zur Gewinnung erneuerbarer Energie wie Windparks und Wasserkraftwerke benötigen große Freiflächen. Pro Windturbine werden ca. 0,1 ha benötigt, wobei Windparks die Flächen zwar nicht zur Gänze erfordern, aber die Agrar-Bewirtschaftung stören. Sie sind vor allem in Ostösterreich in Regionen mit den hochwertigsten landwirtschaftlich genutzten Böden konzentriert. Auch Photovoltaik kann ein Thema der Flächenkonkurrenz werden. Auch wenn PV-Anlagen vor allem in bebauten Gebieten errichtet werden (Dächer, Fassaden, etc.), werden immer öfter auch landwirtschaftliche Nutzflächen bzw. Grünland dafür in Betracht gezogen. Bei den Wasserkraftwerken nehmen Speicherkraftwerke durch Stauseen nicht nur Flächen in Gebirgsräumen in Anspruch, sondern erfordern auch die Umleitung von Gebirgsbächen, was zu einer empfindlichen Störung der Gebirgslandschaft mit versiegenden Wasserfällen und Wildbächen und damit zur Störung von Ökosystemen führen kann. Auch bei der Errichtung von (großen) Laufkraftwerken gehen Aulandschaften und damit Ökosysteme verloren. Die Möglichkeiten der Errichtung großer Wasserkraftwerke sind in Österreich zu rund 70 % ausgeschöpft. Die letzte Wasserkraftpotenzialstudie für Österreich nennt als technisch-wirtschaftliches Wasserkraftpotenzial 56 TWh, wobei der Bestand rund 40 TWh liefert und 15 TWh, bei Ausschluss von sensiblen Gebieten noch 10 TWh, erschlossen werden könnten (Pöyry, 2018). Windenergie und Photovoltaik gelten als wesentliche erneuerbare Energietechnologien mit großem Wachstumspotenzial (Gass et al., 2013; Krenn et al., 2011; Mayr et al., 2014; Mikovits et al., 2021; Schmidt et al., 2013; Streicher et al., 2010; VEE, 2022).

Erneuerbare Energie erfordert durch ihre schwankenden Erzeugungsmengen zusätzlich eine weiträumige Verteilung großer Strommengen, was wieder die Errichtung von neuen Hochspannungsleitungen bedingt, welche Landschaft und Ökosysteme empfindlich stören können [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Ob die Kernstädte oder das Stadtumland künftig wachsende Einwohnerzahlen zeigen, hängt von den Wanderungsbewegungen und von Raumordnungsmaßnahmen ab. In Wien und in einigen Landeshauptstädten wächst die Bevölkerung aufgrund der positiven Zuwanderungssalden ebenso kontinuierlich wie im Stadtumland. Diese Ballung in den Stadtregionen kann in Zukunft, getrieben durch die unterschiedliche (touristische und landschaftliche) Attraktivität und Entwicklungspotenziale ländlicher Regionen (Eder et al., 2018; Schirpke et al., 2019a), zur Fortsetzung der räumlichen Umverteilung der Bevölkerung zwischen den städtischen Ballungsräumen und den (stadtnahen) ländlichen Räumen führen (Abb. 3.8). In peripheren Regionen nimmt das Siedlungswachstum ab: Dies zeigt sich in fast allen Alpentälern (Ausnahme Nordtirol und Lienz) sowie in peripheren Gebieten entlang des Alpenhauptkammes und den Grenzgebieten im Norden, Osten und Südosten (König et al., 2014). Dieser Trend hat sich seit 2001 verstärkt (Statistik Austria, 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Gleichzeitig ist eine Zunahme exponierter Gebäude in Gefährdungsbereichen seit 1960 zu beobachten, wobei die stärksten Zunahmen zwischen 1960 bis 1980 stattfanden. Eine Zunahme exponierter Gebäude ist auch in (alpin-peripheren) Regionen mit Bevölkerungsrückgang zu beobachten [geringe Evidenz, hohe Übereinstimmung] (Löschner et al., 2017). Heute befinden sich 118.272 Gebäude in einer roten bzw. gelben Gefahrenzone (Gefährdung durch Wildbach- und Lawinenabgang; Fuchs et al., 2017, 2015) Raumordnerische Maßnahmen wie die Gefahrenzonenplanung trugen wesentlich dazu bei, dass die Zuwachsraten in Österreich in den letzten 40 Jahren kontinuierlich abnahmen [geringe Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Die Flächeninanspruchnahme für Siedlungs- und Infrastruktur (Abb. 1.5, 3.7) erfolgt meist zu Lasten landwirtschaftlich genutzter Böden (Umweltbundesamt, 2020). In den Jahren 2014–2016 wurden pro Tag durchschnittlich 14,7 ha an Boden bebaut. Das bedeutet einen Rückgang gegenüber der letzten Periode 2013–2015, in der täglich nahezu

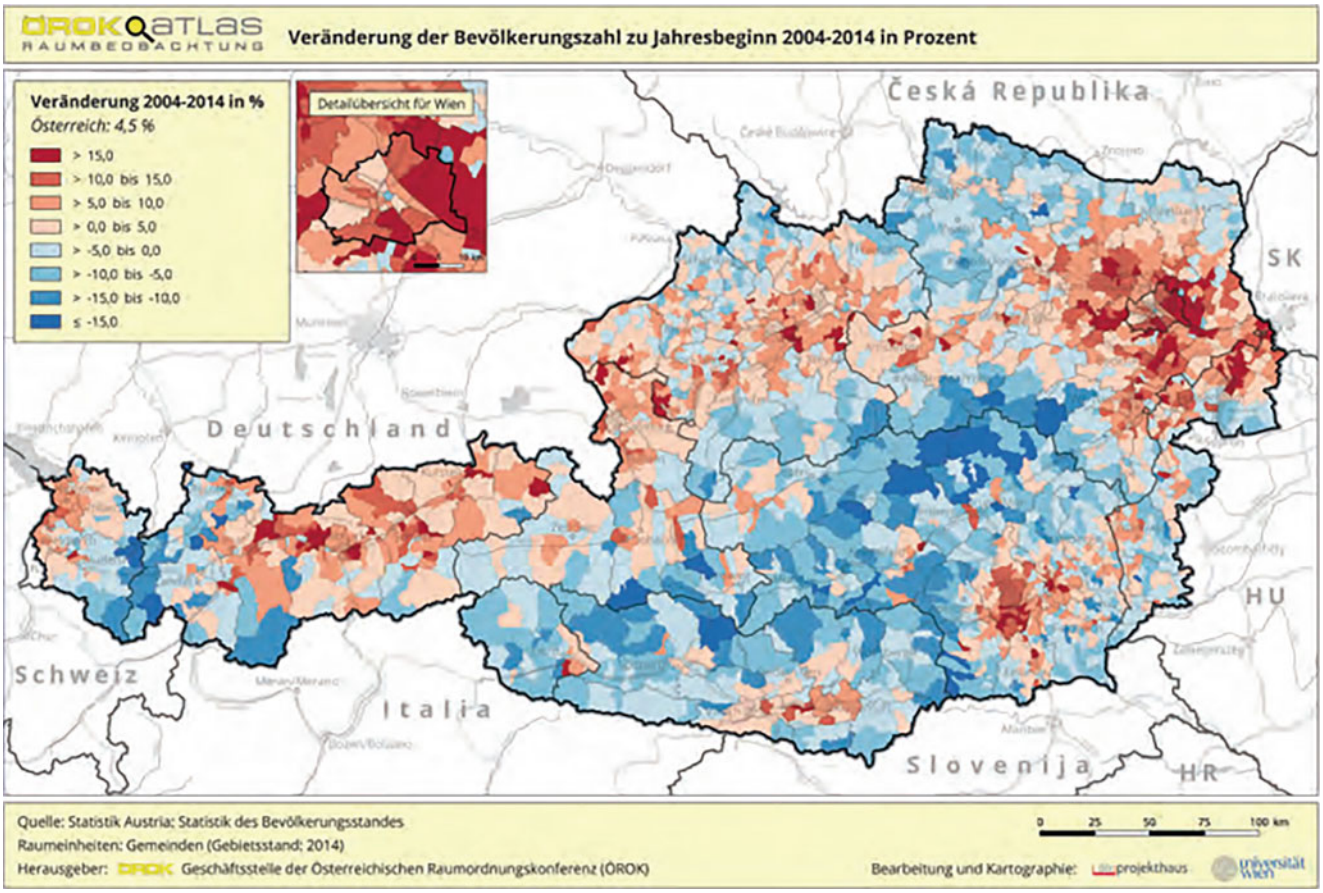


Abb. 3.8 Veränderung der Bevölkerung 2004–2014. (Quelle: ÖROK, 2015)

20 Hektar verbaut wurden. Seit 2009 ist das Siedlungsflächenwachstum vor allem auf raumordnerische Maßnahmen zurückzuführen, etwa aufgrund restriktiver Neuwidmung von Bauland, durch Bebauungspläne mit höherer Bebauungsdichte sowie Baulandmobilisierung (etwa von ungenutzten Industrieflächen oder Bahntrassen).

In Zusammenhang mit Fragen der zusätzlichen Flächeninanspruchnahme gilt es, auf das Massenphänomen der multilokalen Lebensführung hinzuweisen. Mit multilokaler Lebensführung oder Multilokalität bezeichnet man die Lebensführung von Personen mit mehreren Wohnsitzen bzw. Lebensmittelpunkten, an denen sie ihre Daseinsgrundfunktionen – vor allem Wohnen, Arbeiten, Ausbilden, Erholen – erfüllen und sich dazu an den verschiedenen Orten aufhalten (Akademie für Raumforschung und Landesplanung, 2020; Othengrafen et al., 2021). Multilokal lebende Personen benötigen entsprechende Wohn- und Infrastrukturangebote an diesen Orten (Fischer, 2020), was in zusätzlicher Flächeninanspruchnahme mündet. Darüber hinaus steht Multilokalität in engem Zusammenhang mit der Stellung im Lebenszyklus, dem sozioökonomischen Status (Wisbauer et al., 2015) und dem Bedarf an weiterer physischer Raumüberwindung, was zusätzlichen Verkehr erzeugt (Scheiner, 2020).

Box 3.5 Makroökonomische Bestimmungsgründe der Landnutzung

Der gesamtwirtschaftliche (makroökonomische) Zusammenhang der Inanspruchnahme natürlicher Ressourcen, d. h. auch des Bodens, wird durch die Erforschung der Korrelationen zwischen dem gesamtwirtschaftlichen Einkommen (Bruttoinlandsprodukt auf nationaler oder regionaler Ebene) und der Veränderung des Umweltverbrauchs empirisch erfasst. Während für verschiedene atmosphärische Schadstoffe (z. B. NO_x, SO_2) in einer Reihe von Ländern die EKC-Hypothese (Environmental Kuznets Curve; Sarkodie & Strezov, 2019) bestätigt scheint, gibt es vergleichsweise nur wenige empirische Untersuchungen, die sich mit Indikatoren der Landnutzung befassen (Sarkodie & Strezov, 2019). Bezüglich der Entkoppelung der Entwaldung vom Wirtschaftswachstum bietet Caravaggio (2020) im Ländervergleich ebenfalls empirische Hinweise [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Keinen Nachweis einer (absoluten) Entkoppelung des Wirtschaftswachstums vom Landverbrauch fanden Bi-

monte und Stabile (2017a, 2017b) für Italien, Pontarollo und Mendieta Muñoz (2020) für Ecuador, und Pontarollo und Serpieri (2020) für Rumänien [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Colsaet et al. (2018) bestätigten in ihrem internationalen Studienvergleich den bestimmenden Einfluss des Einkommens auf den Landverbrauch, insbesondere die Umwandlung fruchtbaren Ackerlandes in Siedlungs-, Verkehrs- und Betriebsflächen und damit die Ausdehnung der Städte (Zersiedelung) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Für Österreich liegen zum Zusammenhang zwischen dem Ressourcenverbrauch und dem BIP nur wenige quantitative Untersuchungen vor. Friedl und Getzner (2003) sahen für den Ausstoß von Treibhausgasen keinen abnehmenden Verlauf; Getzner (2009) wies einen signifikant positiven Zusammenhang zwischen dem Materialverbrauch und dem BIP sowie eine signifikante Korrelation mit der industriellen Produktion nach. Steinberger et al. (2013) sahen einen ähnlichen Zusammenhang für Österreich im weltweiten Vergleich. Zuletzt wiesen Getzner und Kadi (2020) nach, dass die Flächeninanspruchnahme für Siedlung, Gewerbe und Infrastruktur in Österreich nach wie vor mit dem BIP ansteigt, wenn auch der Zuwachs des Bodenverbrauchs pro Kopf durch die Verdichtung und das generelle Bevölkerungswachstum langsamer wird. Grundsätzlich zeigt die wissenschaftliche Literatur, dass das Wirtschaftswachstum nach wie vor eng mit dem Ressourcenverbrauch korreliert ist, jedoch in durchaus unterschiedlicher Weise in Abhängigkeit des betrachteten Umweltindikators [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Zumindest für die Ausdehnung von Siedlungs-, Verkehrs- und Gewerbeflächen weisen die oben zitierten Untersuchungen dies nach. Hierbei ist jedoch auch auf den „importierten" Bodenverbrauch hinzuweisen: Auch wenn die Intensität der Landnutzung und die Bodenversiegelung in Österreich in den letzten Jahren in Hinblick auf ihren Zuwachs abgebremst wurden, zeigen Untersuchungen, dass dafür insbesondere zwei Faktoren ausschlaggebend sind. Einerseits führt der Strukturwandel der Wirtschaft (Tertiärisierung sowie der technische Fortschritt) zu einer Verringerung des spezifischen Ressourcenverbrauchs (d. h. pro BIP-Einheit) im Inland. Andererseits ist diese Verringerung auch mit einer Zunahme von Importen verknüpft, d. h., dass landnutzungs- und ressourcenintensive Güter zunehmend importiert werden (Abschn. 3.1; de Boer et al., 2019; Friedl & Getzner, 2003).

3.4.3 Zukünftige Entwicklungen

3.4.3.1 Klimaszenarien und deren Effekte auf Siedlungen

Temperaturmittel und Temperaturspitzen sowie Zahl und Intensität der Extremereignisse bei Hitzeperioden werden in Zukunft sehr wahrscheinlich stark ansteigen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Im Zeitraum 2071–2100 ergibt sich für Österreich im Mittel für das gemäßigte Szenario RCP 4.5 (IPCC, 2014) eine Zunahme von 18 Sommertagen (Streuung von 13,1 bis 29,8 Tagen) relativ zum Klimamittel für den Referenzzeitraum 1971–2000, welches 29,8 Sommertage im Jahr beträgt. Die Anzahl der Hitzetage steigt von 5,0 (Klimamittel im Referenzzeitraum) auf 7,0 (Streuung von 4,6–13,1 Tagen) Tage im Jahr. Das extremere Szenario RCP 8.5 zeigt durchschnittlich 35 Sommertage (Streuung von 25,4 bis 55,6 Tagen) bzw. 17,4 Hitzetage (Streuung von 11,2 bis 32,4 Tagen) mehr (Chimani et al., 2016). Die Hitzeperioden (eine zumindest drei Tage andauernde durchgängige Episode mit einer Maximaltemperatur > 30 °C und einem gleichzeitigen nächtlichem Minimum > 18 °C) zeigen eine ähnliche zukünftige Entwicklung. In der nahen Zukunft (Zeitraum 2021–2050) ist eine Zunahme von 1,2 Tagen (Streuung von 0,7–2,0 Tagen beim Szenario RCP 4.5 Szenario und von 0,7–2,7 Tagen beim Szenario RCP 8.5) relativ zum Klimamittel von 4,1 Tagen im Referenzzeitraum zu finden.

Der Anstieg der Temperatur während längerer und intensiverer Hitzeperioden führt wegen des zusätzlichen Wärmeinseleffekts zu verstärkter Hitzebelastung in Siedlungsgebieten [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung] (Abschn. 4.4). Am Beispiel von Wien wird daher für die nahe Zukunft ein Anstieg der mittleren jährlichen Zahl der Sommertage (Flächen-Mittelwert) von 16,2 beim RCP-4.5-Szenario und 17,6 beim RCP-8.5-Szenario prognostiziert. In der fernen Zukunft ist beim RCP-4.5-Szenario mit einer mittleren Zunahme von 24,6 Tagen und beim RCP-8.5-Szenario mit 48 Tagen zu rechnen (Bokwa et al., 2018). Der Anstieg der lokalen Hitzebelastung ist auch mit künftigen Landnutzungsänderungen verbunden. Mehr Versiegelung, Erhöhung der Bebauungsdichte und der Bauvolumina führen zum Anstieg der nächtlichen Minimaltemperaturen und damit zur weiteren Verstärkung des Wärmeinseleffekts [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung] (z. B. Trimmel et al., 2021). Deshalb sollten auch die lokale Stadt/Umland-Zirkulation, und (nächtliche) Kaltluftbildungszonen („Belüftungsschneisen") besonders beachtet werden. Im Wiener Umland steigen aufgrund der geringeren Bodenfeuchte während Hitzeperioden die nächtlichen Temperaturen im Vergleich zu den Tagesmaximaltemperaturen am Nachmittag voraussichtlich nur wenig an. Daher ist die Intensivierung des Wärmeinseleffekts in Wien sowohl dem geringeren Anstieg der nächt-

Tab. 3.2 2 m Lufttemperaturminima/-maxima in °C für statistisch ausgewählte 15-jährliche Hitzewellen für heutige und künftige Klimabedingungen Mitte des Jahrhunderts für die Wiener Innenstadtbezirke (*ur*) und ein unbebautes Referenzgebiet im Umland (*ru*) von jeweils 9 km^2 für aktuelle Bebauung (*REF*), ein Stadterweiterungsszenario (*SPR*) und ein Optimierungsszenario mit erhöhter Bebauungsdichte, erhöhter Albedo und verbesserte Isolation (*OPT*)

	MIN			MAX		
	1988–2017 ur/ru (ur-ru)	2036–2065 ur/ru (ur-ru)	Differenz von ur (ur-ru) 2036–2065 – 1988–2017	1988–2017 ur/ru (ur-ru)	2036–2065 ur/ru (ur-ru)	Differenz von ur (ur-ru) 2036–2065 – 1988–2017
REF	24,8/21,8 (3,0)	28,0/23,4 (4,6)	3,2 (+1,6)	34,2/34,5 (−0,4)	40,9/42,5 (−1,6)	6,7 (−1,3)
SPR	25,2/22,0 (3,2)	28,2/23,4 (4,8)	3,4 (+1,6)	34,2/34,6 (−0,4)	40,9/42,5 (−1,6)	6,7 (−1,2)
OPT	24,0/21,5 (2,5)	27,4/23,5 (3,9)	2,6 (+1,4)	33,9/34,5 (−0,6)	40,6/42,4 (−1,7)	6,5 (−1,1)

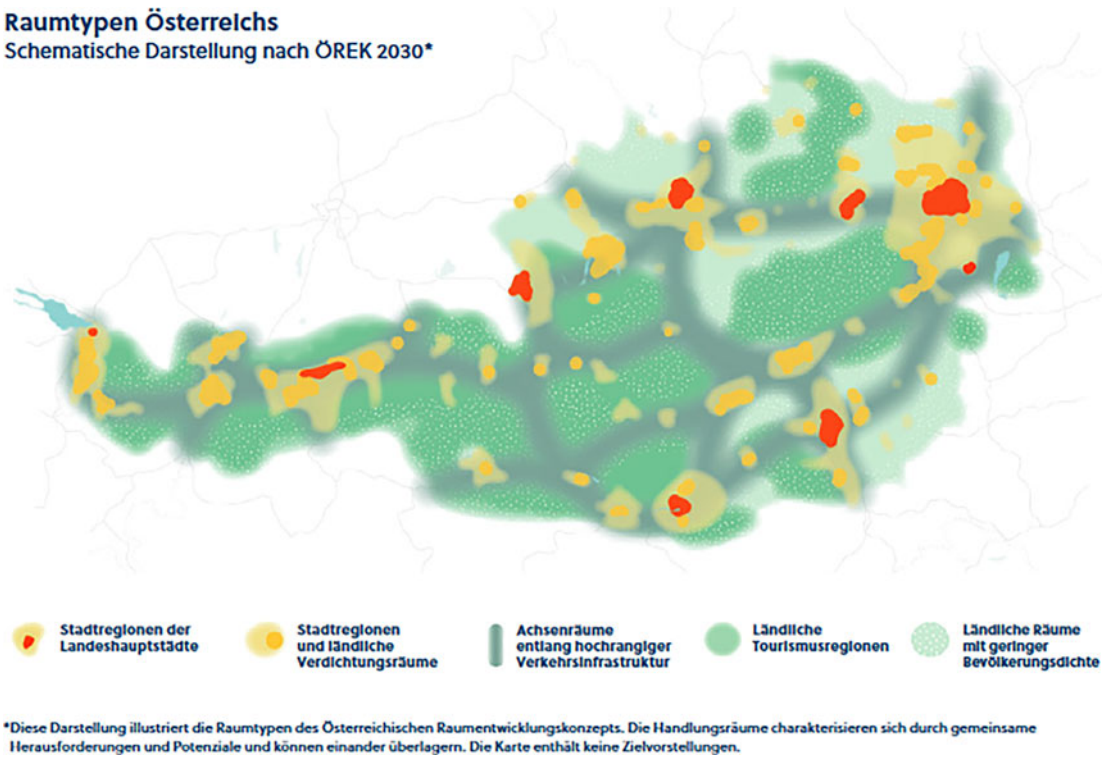


Abb. 3.9 ÖREK 2030 – Raumtypen Österreichs. (© Österreichische Raumordnungskonferenz ÖROK, 2021)

lichen Temperaturen im Umland als auch der Erwärmung in der Stadt zuzuschreiben. Tagsüber kann die bodennahe Lufttemperatur im Umland gerade aufgrund der trockeneren Böden sogar über 1 °C heißer werden als innerhalb des Stadtgebietes, wo zumindest Gebäude tagsüber beschatten (Tab. 3.2; Loibl et al., 2021; Trimmel et al., 2021).

Durch eine Vielzahl an Maßnahmen (Abschn. 4.4), wie eine Reduktion der Wärmespeicherfähigkeit der Gebäude durch thermische Isolierung, Erhöhung der Verdunstung durch Entsiegelung, Beschattung und Durchlüftung durch gezielte Baumpflanzungen, sowie die Art der Bebauung wird dem Wärmeinseleffekt bereits jetzt in vielen österreichischen Siedlungsräumen entgegengewirkt.

3.4.3.2 Künftige räumliche Entwicklung

Am 20. Oktober 2021 wurde das Österreichische Raumentwicklungskonzept ÖREK 2030 von der Österreichischen Raumordnungskonferenz beschlossen und veröffentlicht (ÖROK, 2021). Die ÖROK, bestehend aus Vertreter_innen des Bundeskanzleramtes, aller Bundesländer, des Städte- und des Gemeindebundes, muss ihre Beschlüsse einstimmig fassen. Wohl deshalb konnte man sich, anders als etwa im Raumkonzept Schweiz (Schweizerischer Bundesrat et al., 2012), in dem mehrere Karten zu Raumentwicklungsstrategien enthalten sind und in dem explizite Aussagen zu einzelnen „Metropolen“ (Stadtregionen) gemacht wurden, im ÖREK 2030 nicht auf räumlich explizite Ziele festlegen und ließ dies in der Kompetenz der Länder und Ministerien.

Die einzige Abbildung mit räumlicher Festlegung ist die Karte Abb. 3.9 mit der Verortung von Raumtypen. In der Fußnote zur Karte ist extra angeführt, dass die Karte keine Zielvorstellungen enthält (ÖROK, 2021)!

Das ÖREK 2030 wird als „Philosophie“ kommuniziert und will „Antworten auf Fragen geben“: zur räumlichen Entwicklung in Hinblick auf mehr Klimaneutralität und Nachhaltigkeit, zum zukünftigen Zustand der Regionen, zur

Nutzung der knappen Ressourcen und zu Österreichs Beitrag zur europäischen Raumentwicklung.

Als Megatrends werden folgende genannt (ÖROK, 2021): Klimawandel und Klimakrise, Digitalisierung (mit noch schwer abzuschätzenden räumlichen Wirkungen), Globalisierung (mit Personen-, Waren-, Dienstleistungs-, Informations- und Finanzströmen), demografischer Wandel (mit Migration und Veränderung der Altersstruktur), gesellschaftlicher Wandel (mit individuellen Lebensentwürfen und Multilokalität), fortschreitende Urbanisierung und Suburbanisierung, steigender Energiebedarf und sich änderndes Raumverhalten von Personen und Unternehmen.

Bezüglich des künftigen Raumverhaltens wurden folgende sich verstärkende Trends erkannt [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]:

- Zuzug von Wohnungssuchenden, Arbeitskräften, Auszubildenden sowie wissens- und innovationsorientierten Unternehmen in Stadtregionen und Verdichtungsräume mit damit verbundener Verteuerung des Wohnraums
- Anhaltende Nachfrage nach Wohnstandorten in Stadtrand- und Stadtumlandgebieten mit damit verbundener Steigerung des Verkehrsaufkommens
- Nachfrage nach Standorten für flächenintensive Produktions- und Logistik-Unternehmen entlang hochrangiger Infrastruktur
- Zumindest zeitweilige Abwanderungen wegen Ausbildung und Beruf aus ländlichen Regionen, die bereits jetzt schon von Bevölkerungsrückgang betroffen sind
- Nachfrage nach Zweit- und Freizeitwohnsitzen in attraktiven Räumen sowie Tourismusregionen mit hoher Angebotsdichte und hohem Image
- Umnutzung von Wohnungen für touristische Zwecke in Städten und Tourismusorten
- An- und Abschwellen der Bevölkerungszahl in den Tourismusregionen durch Saisonarbeitskräfte

Als weitere künftig mögliche Entwicklungen wurden folgende genannt [geringe Evidenz, geringe Übereinstimmung]:

- Schließung oder Neunutzung von Einkaufszentren
- Rückkehr von Dienstleistungen in Stadt- und Ortszentren
- Umnutzungen von Büroflächen, falls sich Home-Office-Arbeit als dauerhaftes Phänomen erweist
- Umnutzung von touristisch genutzten Appartements/Zimmern für (Zweit-)Wohnnutzungen
- Tageweise oder dauerhafte Auslagerung von Arbeitsplätzen in den Wohnbereich
- Verstärkte Nutzung von Zweit- und Freizeitwohnsitzen als Arbeitsorte (Home-Office)
- Nachfrage nach Flächen für die Energieproduktion aus erneuerbaren Energieträgern
- Chancen für ländliche Regionen als Standorte für regionale und lokale Ressourcen
- Neue regionale Disparitäten durch die Versorgung mit Breitbandinfrastruktur

Dabei wird betont, dass die abgeschätzten Trends weder in der Richtung noch im Ausmaß feststehen. Es geht laut ÖREK 2030 „vielmehr darum, Ansatzpunkte zu erkennen", wie das Raumverhalten verschiedener Gruppen im Sinne der räumlichen Grundsätze und Ziele beeinflusst und gelenkt werden kann (ÖROK, 2021).

Folgende ÖREK-2030-Ziele wurden zur Lenkung dieser Trends angeführt (ÖROK, 2021):

Räumliche Strukturen dem Klimawandel anpassen, den Ausbau der erneuerbaren Energien und Netze räumlich steuern, kompakte Strukturen mit qualitätsorientierter Nutzungsmischung fördern, gleichwertige Lebensbedingungen in allen Regionen bedarfsorientiert verbessern, polyzentrische Strukturen für eine hohe Versorgungsqualität stärken, Achsen und Knoten des öffentlichen Verkehrs zur Siedlungsentwicklung nutzen, in funktionalen Lebensräumen denken und planen, regionale Resilienz stärken, regionale Potenziale fördern. Freiräume schützen und ressourcenschonend entwickeln, Kulturlandschaft und schützenswerte Kulturgüter erhalten.

Die oben angeführten Trends werden durch regionalisierte Prognosen der Statistik Austria zur Bevölkerungs-, Erwerbstätigen- und Haushaltsentwicklung bis 2030 – mit einem Ausblick bis 2050 – untermauert und liefern konkretere Hinweise zur potenziellen Entwicklung der Siedlungs- und Infrastruktur. Nach dem Hauptszenario wird die Bevölkerungszahl von heute rund 8,8 Mio. Einwohner_innen bis zum Jahr 2030 auf etwa 9,2 Mio., bis 2050 auf etwa 9,6 Mio. ansteigen (Statistik Austria, 2019). Abb. 3.10 zeigt die erwarteten räumlichen Muster: In der Großregion Wien, dem Donauraum und den Landeshauptstädten sowie in deren Umland wird (mit Ausnahme von Kärnten) bis 2040 ein deutlicher Anstieg der Bevölkerungszahlen und damit eine entsprechende Nachfrage nach Wohnungen und weiterer Siedlungsfläche erwartet [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Die Zahl der Haushalte wird durch Zuwachs an Ein- und Zwei-Personenhaushalten, Alleinerzieher_innen und kinderlosen Paaren ebenfalls weiter ansteigen (ÖROK, 2011; Statistik Austria, 2019). Durch diese sowie durch Personen mit mehreren Wohnsitzen (multilokale Lebensstile) wird auch die Zahl an Wohnungen steigen – von etwa 3,97 Mio. (2020) auf über 4,18 Mio. (2030) bzw. 4,47 Mio. (2050). Mit der Bevölkerung wird auch die Zahl an Erwerbstätigen steigen: von 4,55 (2017) auf 4,7 (2030) bzw. 4,75 Mio. (2050) (Statistik Austria, 2019). Die Zuwächse der Haushalte, Wohnungen wie auch der Arbeitsplätze steigern den Bedarf an Wohnbauland und an Flächen für Büro-, Service, Produktions-, Verkaufs- und Lagerräume und steigern so die Nachfrage nach mehr Siedlungsfläche [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

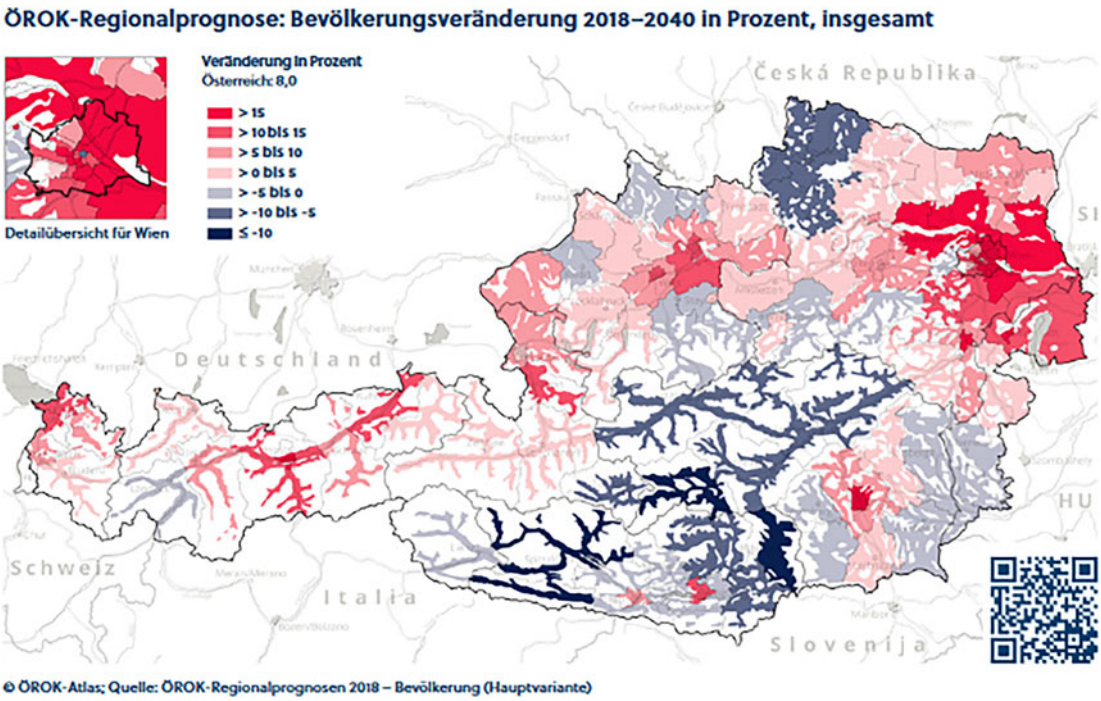


Abb. 3.10 Bevölkerungsveränderung 2018–2040 in Prozent gegenüber 2018. (ÖROK, 2021)

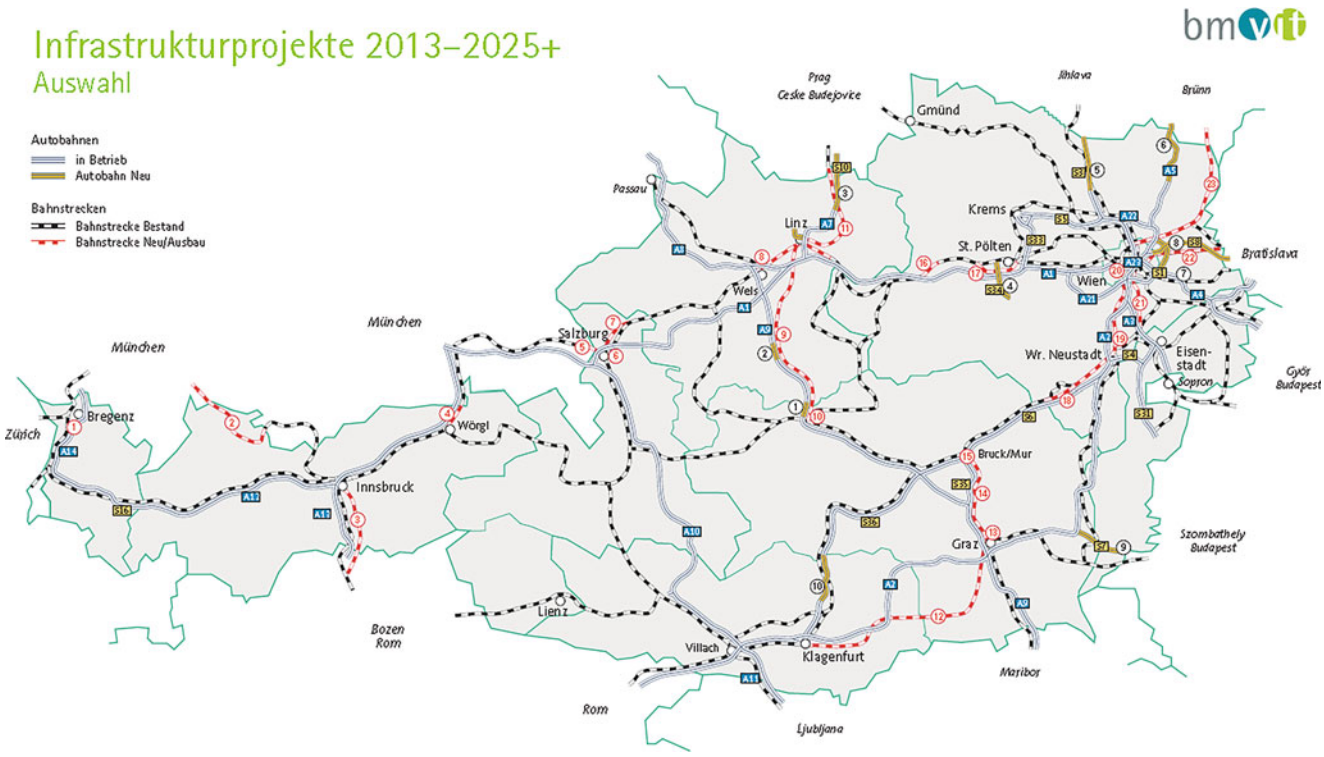
Bezüglich Straßeninfrastruktur sind große Bauprojekte im Umfeld der Ballungsräume Wien und Linz und bei einigen Transitstrecken (Tauernautobahn, Inntalautobahn, Südautobahn, S6 Semmering-Schnellstraße) geplant.

Eine Reihe hochrangiger Straßenverbindungen wird derzeit jedoch einer neuerlichen Evaluierung unterzogen. Ausgewählte Straßenbaumaßnahmen – wie etwa der geplante S1-Lobau-Tunnel in Wien – wurden inzwischen gestoppt [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Bei der Bahn stehen neben der Bestandssanierung der Ausbau der großen Verkehrsachsen entlang der Weststrecke, Südstrecke und Brennerroute im Mittelpunkt. Hier geht es um den Ausbau von Gleisen pro Trasse, um Hochgeschwindigkeitsabschnitte sowie um die Erneuerung von Bahnhöfen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Abb. 3.11 zeigt den geplanten Lückenschluss bei den hochrangigen Verkehrsnetzen. Ein großes Ziel, den öffentlichen Personenverkehr attraktiver zu machen, wurde mit November 2021 mit dem Beschluss eines Klimatickets – gegliedert in österreichweite, bundeslandübergreifende und bundeslandweite Jahresnetzkarten – erreicht [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Flächen für Bahnanlagen werden durch Auflassung von Nebenbahnen und nicht mehr benötigten Bahnhofsarealen abnehmen, während Straßenverkehrsflächen zunehmen werden, dies auf Grund des kaum abnehmenden motorisierten Individualverkehrs (Umweltbundesamt, 2020) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Großräumige Inanspruchnahme von landwirtschaftlich produktiven Böden durch Infrastrukturmaßnahmen führt häufig durch die Inanspruchnahme neuer Ausgleichsflächen durch den Naturschutz zu einem größeren Verlust landwirtschaftlicher Nutzflächen [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Energieversorgung wird ebenfalls zu einem weiteren Flächenverbrauch führen, wobei diese Nutzungen in Konkurrenz zu Siedlungserweiterungen sowie zur Agrarnutzung in den attraktiven Tal- und Beckenlagen stehen werden (ÖROK, 2021) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Die Austrian Power Grid (APG) plant, den Hochspannungsleitungsring für Österreich bis 2030 zu schließen (ÖROK, 2018) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Der Ballungsraum Wien, das Salzachtal, Inntal, Klagenfurter Becken und Rheintal zeichnen sich hier als potenzielle Konfliktbereiche ab.



Bahnprojekte:

1 Terminal Wolfurt
2 Attraktivierung Außerfernbahn
3 Bremer Basistunnel
4 Brennerzulauf Nord
5 Salzburg Hbf.–Freilassing: 3-gleisiger Ausbau
6 Salzburg Hbf.: Umbau
7 Salzburg–Köstendorf: 4-gleisiger Ausbau
8 Linz–Wels: 4-gleisiger Ausbau
9 Linz–Selzthal: selektiv 2-gleisiger Ausbau
10 Bosrucktunnel neu
11 Linz–Summerau: Ausbau
12 Koralmbahn Graz–Klagenfurt
13 Graz Hbf: Umbau
14 Bruck an der Mur –Graz Beschleunigung/Kapazitätserhöhung
15 Bruck/Mur Bl.: Umbau
16 Yoos–Amstetten: 4-gleisiger Ausbau
17 St. Pölten: Neubau Güterzugumfahrung
18 Semmering-Basistunnel
19 Attraktivierung Wien–Gloggnitz
20 Wien Hbf.
21 Südbahn Wien–Wiener Neustadt: 4-gleisiger Ausbau
22 Wien–Bratislava
23 Attrativierung Wien–Breclav

Autobahnprojekte

1 A9 Bosrucktunnel
2 A9 Tunnelkette Klaus
3 S10 Unterweitersdorf–Staatsgrenze
4 S34 St. Pöltern/Hafing–Wilhelmsburg
5 S3 Hollabrunn–Staatsgrenze
6 A5 Schrick–Staatsgrenze (Teilrealisierung Umfahrung Drasenhofen)
7 S1 Schwechat–Süßenbrunn
8 S8 Knoten Dt. Wagram–Staatsgrenze
9 S7 Riegersdorf–Staatsgrenze
10 S37 Hirt–Mölbling (Sicherheitsausbau)

Abb. 3.11 Infrastrukturprojekte 2013–2025. (© BMVIT, 2012)

3.5 Auswirkungen auf die Ökosystemleistungen

Ökosystemleistungen (ÖSL) schließen sowohl die oben beschriebenen Versorgungsleistungen als auch Regulierungsleistungen (z. B. Erhalt der Bodenfruchtbarkeit) und kulturelle Leistungen (z. B. Erholung, kulturelle Identität) ein. Änderungen der ÖSL stehen mit verschiedenen Treibern in Zusammenhang, die ihren Ursprung in gesellschaftlichen Trends haben und das sozio-ökologische System beeinflussen (Box 1.2). Direkte Treiber, die ÖSL schwächen oder stärken können, wirken unmittelbar auf lokaler Ebene und schließen sowohl direkte menschliche Aktivitäten (z. B. Landnutzung) als auch indirekt durch den Menschen beeinflusste Prozesse (z. B. Nährstoffkreislauf, Klimawandel), die durch die Gesellschaft beeinflusst werden, ein (Kohler et al., 2017; Lavorel et al., 2017; Seidl et al., 2016). Zu diesen indirekten Treibern gehören auch gesellschaftliche Prozesse, die nicht unmittelbar die Ökosysteme beeinflussen (z. B. demografische, ökonomische, politische oder soziokulturelle Prozesse), aber starken Einfluss auf die Nachfrage nach ÖSL haben (Huber et al., 2020) und so zu Landnutzungsänderungen führen können. (Für eine detaillierte Beschreibung der Treiber siehe Abschn. 3.2–3.4.)

3.5.1 Landwirtschaftlich genutzte Flächen

Die Landwirtschaft stellt neben den Versorgungsleistungen wichtige ÖSL bereit (z. B. Erhalt der Bodenfruchtbarkeit,

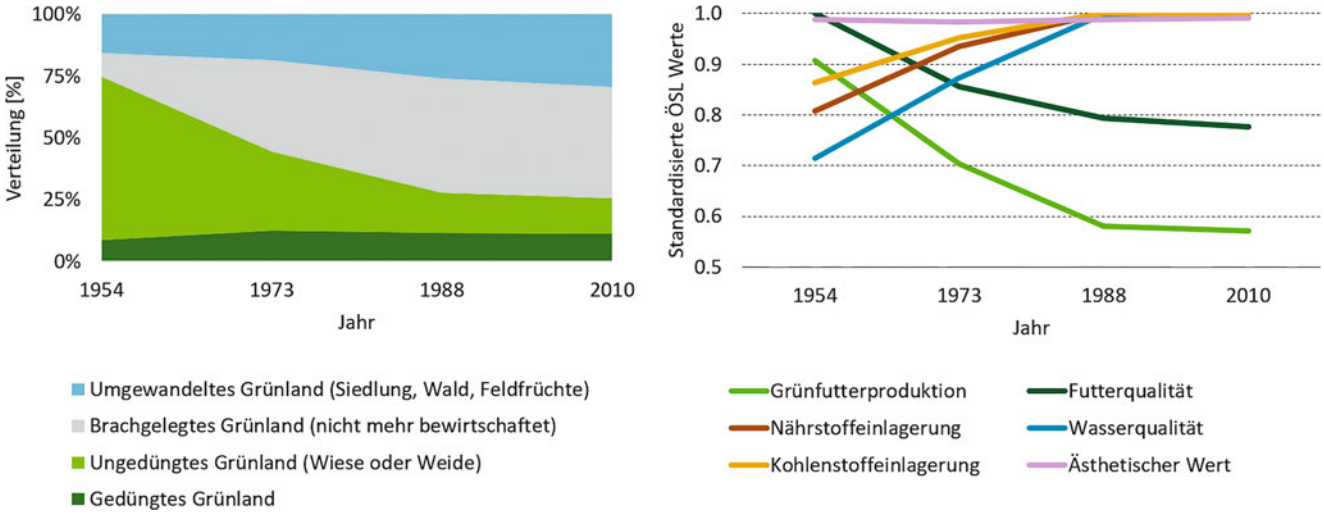


Abb. 3.12 Änderungen der Grünlandflächen und Auswirklungen auf ausgewählte ÖSL in den letzten 50 Jahren im Stubaital. (Verändert nach Lavorel et al., 2017)

Erholungsraum, kulturelle Identität). Änderungen in der Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung können positive sowie negative Auswirkungen auf diese ÖSL haben. In der Vergangenheit hat beispielsweise eine Intensivierung der Landwirtschaft in Tallagen zu höheren Erträgen geführt, aber auch zu verringerter Wasserverfügbarkeit und -qualität, reduzierter Kohlenstoffspeicherung und erhöhter Eutrophierung sowie Erosion (Tasser et al., 2020). Im Allgemeinen hat die Intensivierung der Landwirtschaft größtenteils negative Auswirkung auf regulierende und kulturelle ÖSL (Schirpke et al., 2019b, 2013; Tasser et al., 2020) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Im Almbereich fand eine Verschiebung von ÖSL aufgrund der Auflassung von Grünland statt. Daher nahmen typische ÖSL von Grünland wie beispielsweise Grünfutterproduktion, Bereitstellung von Lebensräumen, Erholung und Ästhetik ab (Lavorel et al., 2017; Schirpke et al., 2019a; Tasser et al., 2020) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. So zeigt Abb. 3.12 am Bespiel des Stubaitals, wie sich bis ca. 1990 aufgrund der starken Abnahme der Grünlandfläche die Futterproduktion und -qualität (Stickstoffkonzentration, Verdaulichkeit) verringert haben, während Nährstoff- und Kohlenstoffeinlagerung in der Vegetation und Wasserqualität aufgrund von Wiederbewaldung der Flächen zugenommen haben. Nach 1990 hingegen gab es nur noch geringe Änderungen in den ÖSL (Lavorel et al., 2017).

Eine besondere Bedeutung kommt der Landwirtschaft auch beim Erhalt der Biodiversität zu (Emmerson et al., 2016; Lukasch et al., 2011; Rüdisser et al., 2015, 2012; Sauberer et al., 2004; Schmitzberger et al., 2005; Zimmermann et al., 2010). Diese Studien zeigen, dass die Intensivierung und Vereinheitlichung der landwirtschaftlichen Nutzung der vergangenen Jahrzehnte zu einem gravierenden Verlust an Biodiversität in der Kulturlandschaft geführt hat [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Gleichzeitig führt die zunehmende Extensivierung und Brachlegung auf Grenzertragsflächen (Almbereich, steile Kulturflächen) langfristig zu einer Verringerung der Biodiversität (Flury et al., 2013; Niedrist et al., 2008; Tappeiner et al., 1998; Tasser & Tappeiner, 2002). Dementsprechend ist der Erhalt von extensiv genutzten, vielfältigen Kulturlandschaften eine wichtige Herausforderung für eine nachhaltige Entwicklung im Agrarsektor (Abschn. 3.2).

In Bergregionen, wie beispielsweise dem Stubaital und dem Ötztal, zeigen Szenarien, dass Pluri-Aktivität mit verschiedenen Einkommensquellen Landnutzungsänderungen vermindern und die Stabilität landwirtschaftlicher Systeme positiv beeinflussen kann (Huber et al., 2020; Kohler et al., 2017; Stotten et al., 2019b, 2019a; Wilson et al., 2018). Im Gegensatz dazu sind Kürzungen von Subventionen und Änderungen des Verbraucherverhaltens die wichtigsten Treiber, die zu einer deutlichen Aufgabe von Grünland, vorwiegend in der subalpinen Zone, führen (Hinojosa et al., 2019; Kohler et al., 2017). Solche gegensätzlichen Entwicklungen haben unterschiedlich starke Auswirkungen auf verschiedene ÖSL. In Tallagen führen eine weitere Intensivierung der Nutzung und der Umstieg auf andere Kulturformen und -sorten zumindest in einigen Regionen noch zu einem leichten Anstieg der bereitstellenden Leistungen (z. B. Nahrungsmittelproduktion), während eine weitere Reduzierung der Grünlandflächen im Almbereich den Anstieg vieler regulierender Leistungen mit sich bringt, aber auch einen weiteren Verlust von kulturellen Leistungen sowie Biodiversität bedeuten kann (Schirpke et al., 2020), wenn auch in geringerem Ausmaß im Vergleich zu den letzten 50 Jahren (Egarter Vigl et al., 2016). Aufgrund der fortschreitenden Wiederbewaldung der aufgelassenen Grünlandflächen sind aber weitere Verschiebungen von ÖSL in Richtung Wald-

ÖSL zu erwarten (Schirpke et al., 2017) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Dies kann beispielsweise zukünftig zu einem generellen Rückgang von ästhetischen Werten um −10 % im Stubaital führen (Schirpke et al., 2016).

3.5.2 Forstwirtschaftlich genutzte Flächen

ÖSL von Wäldern sind sehr vielfältig (Versorgungsleistungen: z. B. Bau- und Brennholz; Regulierungsleistungen: z. B. Hoch- und Trinkwasserschutz, Regulierung von Erdrutschen und Erosion, Klimaregulierung, Bereitstellung von Lebensraum; kulturelle Leistungen: z. B. Erholung, Tourismus, Umweltpädagogik). Wälder liefern außerdem wichtige Basisleistungen wie die Aufrechterhaltung des Wasser- und Nährstoffkreislaufs oder die Bodenbildung (Tasser et al., 2020; Thom & Seidl, 2016). Nach Huber et al. (2018) lässt sich der Beitrag der Waldbewirtschaftung inklusive wichtiger ÖSL mit etwa 270 Mio. Euro beziffern. 46 % des Gesamtwertes entfallen dabei auf Leistungen, die nicht aus der Forstwirtschaft und der Produktion von Holz resultieren. Die Jagd macht mit 19,6 % den größten Anteil aus, gefolgt von der Christbaumproduktion (17,4 %) und dem Tourismus (11,7 %). Waldstrukturen, Nutzung und Art des Managements können dabei die Bereitstellung von ÖSL beeinflussen (Abschn. 3.3; Seidl et al., 2007b). Prinzipiell dienen weltweit nur etwa 5 % der Wälder, in Österreich sogar nur 0,8 %, einem einzigen Ziel: der Sicherung der natürlichen Waldfunktionen inklusive einer natürlichen Biodiversität ohne bzw. mit minimalen menschlichen Eingriffen (Thom & Seidl, 2016; Umweltbundesamt, 2004). In Österreich stellen den überwiegenden Anteil davon (ca. 19.600 ha) die Naturzonen der drei großen „Wald-Nationalparks" Donau-Auen, Thayatal und Kalkalpen sowie das Wildnisgebiet Dürrenstein (3.500 ha). Weitere 8.500 ha kommen aus den Naturwaldreservaten (Vertragsnaturschutz) und den wenigen Waldflächen des Nationalparks Hohe Tauern. Gleichzeitig werden weltweit etwa auch 5 % der Waldfläche als Energieholz-Plantagen für die Produktion von Holz und Biomasse ausgewiesen ist (Thom & Seidl, 2016). In Österreich ist dieser Anteil mit einer Gesamtfläche von 1.300 ha bedeutend geringer (Weitz et al., 2013).

Box 3.6 Schutzwald

Österreichs Wälder leisten einen wesentlichen Beitrag zum Schutz vor Naturgefahren in alpinen Regionen. Im Zusammenhang mit häufig auftretenden Naturgefahrenprozessen stellen Schutzwälder einen wesentlichen Faktor bei der Risikoreduktion für Objekte (Objektschutzwald) bzw. als Standortschutzwald zum Schutz des Standortes selbst dar. In Abhängigkeit ihres Vorkommens und ihrer strukturellen Integrität sind Wälder in der Lage, sowohl das Auftreten als auch das Ausmaß von Naturgefahrenereignissen regional und über lange Zeiträume zu verringern. Derzeit wird rund 30 % der Waldfläche in Österreich eine Schutzfunktion zur Vermeidung von Naturgefahrenereignissen zugeordnet (Perzl et al., 2015). Laut der österreichischen Waldinventur nimmt dieser Anteil zu (Gschwantner et al., 2019). Die gleichen Inventardaten zeigen auch, dass nur die Hälfte dieser klassifizierten Schutzwälder eine stabile Struktur aufweist bzw. nur von 15 % der österreichischen Waldfläche eine ideale Schutzwirkung nach momentanem Stand des Wissens erwartet werden kann. Gründe hierfür sind

- eine deutliche Überalterung der österreichischen Schutzwaldbestände aufgrund fehlender Naturverjüngung [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung], sowie
- mangelnde Resistenz des Schutzwaldes gegenüber natürlichen Störungen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung];

allesamt Ursachen, die neben sehr oft nachweisbarem übermäßigem Wilddruck naturgemäß auch auf klimatische Veränderungen reagieren. Mit dem zu erwartenden Anstieg der mittleren Oberflächentemperatur in Österreich von 1,5 bis 4,5 °C bis 2100 gegenüber dem ersten Jahrzehnt des 20. Jahrhunderts (Chimani et al., 2016) ist es daher notwendig, den Stand des Wissens im Schutzwaldmanagement auf zukünftige Szenarien zu adaptieren. Dies gilt umso mehr für Wälder mit direkter Schutzfunktion (Objektschutzwälder), welche zur optimalen Erfüllung ihrer Schutzwirkung eine besondere Bewirtschaftung benötigen.

Natürliche Störungen wie Waldbrände, Windwürfe, Schnee- und Eisbruch sowie Insektenausbrüche werden in den kommenden Jahrzehnten wahrscheinlich zunehmen. Studien zeigen, dass der Klimawandel die Häufigkeit, Intensität, Dauer und den Zeitpunkt solcher natürlichen Störungen verändern kann (Dale et al., 2001; Seidl et al., 2017) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Schutzwälder weisen aufgrund ihrer Standorte von Natur aus eine geringe Resilienz auf – mit Folgen auf die Schutzwirkung (Niese, 2011). Eine Studie basierend auf Daten von mehr als 10.000 Wildbacheinzugsgebieten in Österreich (Sebald et al., 2019) hat gezeigt, dass natürliche Störungen die Wahrscheinlichkeit von Wildbachereignissen in den letzten 32 Jahren erhöht haben. Dass natürliche Störungen jedoch auch einen beschleunigten Baumartenwechsel

mit einhergehender Zunahme der Wurzelkohäsion bewirken können und damit das Risiko vor Rutschungen in Zukunft in alpinen bis sub-alpinen österreichischen Schutzwälder verringern könnten, zeigte das ACRP-Projekt PROTECTED (Scheidl et al., 2020) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Auch auf die Auslösung von Lawinen können natürliche Störungen aufgrund der Öffnung des Kronendaches auf Freiflächen mit kritischen Größen einen signifikanten Einfluss nehmen (Helbig et al., 2020; Teich et al., 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Noch unklar ist, wie sehr die gegenwärtige Klimaerwärmung aufgrund einer Verringerung der Schneedecke, der Verkürzung der Schneedeckendauer sowie mit einer Ausdehnung der Baumgrenze nach oben die Disposition von Lawinen beeinflusst (Fujihara et al., 2017; Gądek et al., 2017) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. In jedem Fall verdeutlichen bisherige Ergebnisse, dass Schutzwaldmanagement komplexe Zusammenhänge von globaler Erwärmung, Prozessabläufen im Bereich der Regeneration oder im Wasser- und Nährstoffhaushalt, Waldentwicklung und gesellschaftlicher Entwicklung zu berücksichtigen hat; Herausforderungen, denen sich allerdings schon jetzt das Naturgefahrenmanagement in Schutzwäldern stellen muss. Beispielhaft sei hier die Bewirtschaftung von Hochlagenaufforstungen angeführt, welche technische Schutzbauten gegen Naturgefahren ergänzen oder gar ersetzen sollen. In Österreich sind von den mehr als 3.200 Aufforstungsgebieten (eingerichtet zwischen 1906 und 2017) heute rund 520 Gebiete älter als 40 Jahre und bedecken ca. 3.800 ha (mehr als ein Drittel der bis 2017 aufgeforsteten Gesamtfläche; Scheidl et al., 2021). Solche Hochlagenaufforstungen, die von einem frühen Stadium in ein sogenanntes Jungstadium übergegangen sind, erfordern schon heute waldbauliche Bewirtschaftungsstrategien, die die künftigen Auswirkungen eines sich ändernden Klimas berücksichtigen, um die Schutzwirkung auf einem akzeptablen Niveau zu halten [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Obwohl Richtlinien wie die Initiative Schutz durch Wald (ISDW; Perzl, 2008) oder Nachhaltigkeit und Erfolgskontrolle im Schutzwald (NaiS; Frehner et al., 2005) gezielte waldbauliche Eingriffe zur Verbesserung oder Erhaltung der Schutzwirkung von Wäldern anbieten, bleibt die Frage, wie das Naturgefahrenmanagement angepasst werden kann, um den Auswirkungen des Klimawandels in Österreichs Schutzwäldern entgegenzuwirken.

Neben einer zu erwartenden erheblichen Veränderung der Schutzwirkung von Wäldern durch den Klimawandel darf nicht auf die starke inhärente Fähigkeit zur Anpassung an sich ändernde Bedingungen des Ökosystems „Schutzwald“ vergessen werden. Vorrangiges Ziel muss es daher sein, die Forschungs- und Handlungsfelder zur Sicherstellung der Schutzwirkung gegen Naturgefahrenprozesse im Einklang mit den vorhandenen natürlichen und biogenen Ressourcen zu stärken. Momentan können wir von einer hohen Akzeptanz der Schutzwirkung des Waldes vor Naturgefahren ausgehen. Um der Aussage „Wald schützt vor Naturgefahren“ aber auch in Zukunft gerecht zu werden, muss sich das Naturgefahrenmanagement in österreichischen Wäldern auf eine evidenzbasierte Grundlage stützen können. Dies erfordert eine kontinuierliche Evaluierung des Schutzwaldmanagements und daraus abgeleitet eine Adaptierung des aktuellen Wissensstandes.

Auch wenn das zentrale Interesse der Forstwirtschaft in der Holzproduktion zu finden ist (Schmithüsen, 2013), hat sie bereits unter Maria Theresia begonnen, auch andere Aspekte wie den Schutz vor Naturgefahren zu verfolgen. Die Forstwirtschaft unternimmt seither zunehmend Anstrengungen, um eine nachhaltigere Bewirtschaftung und damit die Förderung und den Erhalt möglichst vieler Funktionen des Waldes zu gewährleisten (Box 3.6). Ein wesentliches Ziel ist dabei, die Widerstandsfähigkeit der Wälder gegen externe Störungen (z. B. Waldbrand, Windwurf, Borkenkäfer, Dürre) zu erhöhen (Thom & Seidl, 2016). Maßnahmen wie die Förderung der Einzelbaumstabilität durch Durchforstung, die Anpassung der landschaftsweiten Holzerntemuster und die Wahl einer Rotationsperiode, die das Störungsrisiko mit wirtschaftlichen Überlegungen ausgleicht, werden daher in der Forstwirtschaft seit Langem praktiziert. Problematisch war und ist jedoch vor allem die gezielte Förderung von ertragsreichen Baumarten, allen voran der Fichte, was großräumig zu einer Entmischung der Wälder geführt hat und eine verringerte Resistenz und Resilienz gegenüber dem Klimawandel herausgestellt hat (Kazda & Pichler, 1998). In Anbetracht der Tatsache, dass nicht nur die externen Störungen, sondern auch das Spektrum und die Nachfrage nach gesellschaftlich relevanten ÖSL (Abb. 3.13) zugenommen haben, wird ein abgestimmtes Management von Waldökosystemen eine zentrale Herausforderung der Zukunft sein.

Eine zentrale Herausforderung für die Forstwirtschaft ist die verstärkte Adaptierung und Resistenzerhöhung gegenüber dem Klimawandel (Albrich et al., 2018). Der Klimawandel hat grundsätzlich unterschiedliche Auswirkungen auf den Wald und dessen Erbringung von ÖSL. In höheren Lagen wird ein verstärktes Wachstum auf Grund der ansteigenden Temperaturen erwartet (Irauschek et al., 2017a, 2017b;

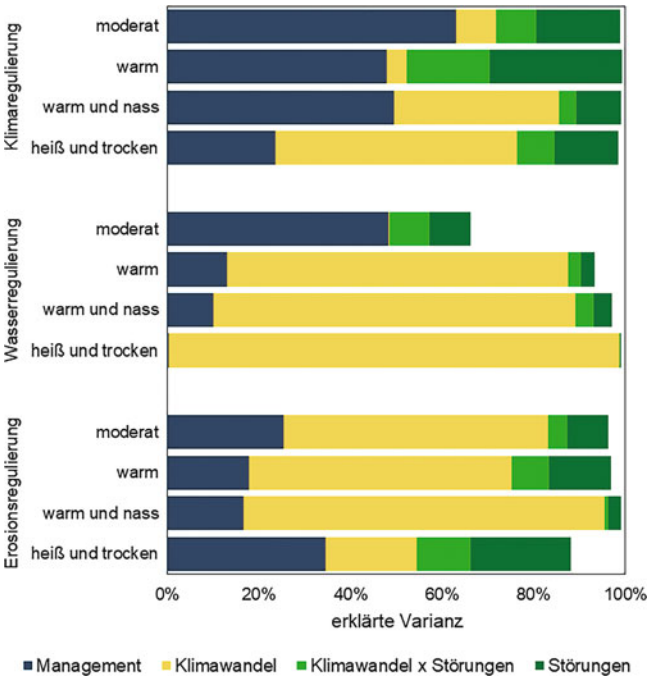


Abb. 3.13 Auswirkungen von Treibern auf die zukünftige Bereitstellung regulierender ÖSL. Die Bedeutung der Treiber ist als Prozentsatz ihrer modellierten Wirkung auf die Bereitstellung von ÖSL ausgedrückt. Klimawandel × Störungen bezeichnet den Wechselwirkungseffekt zwischen diesen beiden Faktoren. Klimaszenarien bis 2081–2100: moderat (+2,6 °C, keine signifikanten Änderungen des Niederschlags), warm (+4,7 °C, keine signifikanten Änderungen des Niederschlags), warm und nass (+4,6 °C und +6,2 % mehr Niederschlag), heiß und trocken (+6,3 °C und −18,3 % weniger Niederschlag). (© Elsevier, Seidl et al., 2019)

Lexer et al., 2015; Seidl et al., 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung], mit positiven Effekten auf versorgende Leistungen wie die Holzproduktion (Irauschek et al., 2017a, 2017b; Maroschek et al., 2015) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung] und auf regulierende Leistungen (z. B. Klimaregulierung, Regulierung von Erosion; Irauschek et al., 2017a, 2017b; Seidl et al., 2019) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Gleichzeitig zeigt sich aber auch, dass die zunehmende Trockenheit zu gravierenden Problemen führen wird (Obojes et al., 2018; Schuldt et al., 2020; Seidl et al., 2019). Viele Baumarten, vor allem die Fichte, werden in manchen Regionen an ihre Wachstumskapazität stoßen und damit anfälliger gegenüber externen Störungen wie Schadinsekten und Waldbrand werden (Gartner et al., 2009; Netherer et al., 2019; Seidl et al., 2019). Reine Fichtenwälder werden dort langfristig zusammenbrechen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Um diesen Anforderungen zukünftig gerecht zu werden, ist ein Umbau der Wälder durch eine vermehrte Baumartendurchmischung bzw. durch trockenheitsresistentere Baumsorten von zentraler Bedeutung (Seidl et al., 2011, 2018; Pretzsch et al., 2013; Schueler et al., 2013; Albrich et al., 2018; Abschn. 4.3) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Darüber hinaus wird der Handlungsspielraum der Forstwirtschaft, dem Klimawandel durch Eingriffe in die Waldstruktur entscheidend entgegenzuwirken, eingeschränkt sein. Studien belegen, dass in Berggebieten die direkten Auswirkungen des Klimawandels einen stärkeren Einfluss auf das künftige Angebot an Regulierungsleistungen haben als Management und natürliche Störungen (Abb. 3.13; Mina et al., 2017; Seidl et al., 2019). In Anbetracht der Tatsache, dass nicht nur die externen Störungen, sondern auch die Nachfrage nach nicht versorgenden ÖSL zunehmen werden, wird ein abgestimmtes Management von Waldökosystemen eine wesentliche Anforderung in der Zukunft sein (Abschn. 4.3).

3.5.3 Siedlungsräume

Wenige Studien konzentrierten sich, trotzt ihrer hohen Bedeutung (Hansen et al., 2015), bisher auf ÖSL in Siedlungsräumen. Versiegelung führt grundsätzlich zu Verlust von regulierenden ÖSL, während Grünanlagen, Friedhöfe und Gärten beispielsweise die Biodiversität, das Stadtklima (Abschn. 3.4) oder die Luftqualität aufgrund der Filterwirkung der Vegetation positiv beeinflussen (Morelli et al., 2018; Wurster & Artmann, 2014; Xie & Bulkeley, 2020) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Grüne Infrastruktur ist nicht nur für regulierende ÖSL wichtig, sondern stellt auch kulturelle und versorgende Leistungen, wobei die Versorgungsleistung nur eine geringe Rolle spielt und an Bedeutung verloren hat (Breuste & Artmann, 2015). Allerdings nimmt das Interesse an Gartenbau im Siedlungsraum (Urban Farming) und damit der Bezug zur Produktion von Lebensmitteln in letzter Zeit wieder zu [geringe Evidenz, hohe Übereinstimmung], und Synergien mit kulturellen ÖSL (Umweltbildung, Treffpunkte verschiedener Gesellschaftsschichten) sind gegeben (Exner & Schützenberger, 2018). Eine zentrale Bedeutung haben Fließgewässer in Städten. Waren sie einst wichtige Adern für die Wasserversorgung oder als Verkehrswege, so hat sich ihre Rolle zunehmend in Richtung Erholungsraum, innerstädtischer Treffpunkt, als Hotspot urbaner Biodiversität und Beitrag zum Stadtklima verändert (Sanon et al., 2012).

Derzeitige und zukünftige Entwicklungen in Siedlungsräumen sind in Abschn. 3.4 detailliert beschrieben. Der anhaltende Trend zur Verstädterung kann bei gleichzeitig starker Versiegelung naturnaher Ökosysteme im Dauersiedlungsraum sowie bei starker Zersiedelung zur Verschlechterung der Lebensraumqualität führen (Sauter et al., 2019). Gleichzeitig steigt die Nachfrage nach ÖSL, beispielsweise nach Trinkwasser (Meisch et al., 2019) oder Erholungsmöglichkeiten (Sauter et al., 2019) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Grünanlagen innerhalb der Städte wie auch das nahe ländliche Umland gewinnen daher an Bedeutung für eine ausgewogene ÖSL-Bereitstellung in Siedlungsräu-

men (Breuste & Artmann, 2015; Schirpke et al., 2018). Diese Entwicklungen sind vor allem für wirtschaftlich prosperierende Regionen mit Wanderungsgewinnen zu erwarten (Tappeiner et al., 2008). In Österreich werden davon vor allem die Stadtregion Wien und die Regionen Innsbruck/Hall/Wattens sowie Imst in Tirol, Salzburg/Wals-Siezenheim/Freilassing in Salzburg (AT/DE) und abgeschwächt die Region Liezen in der Steiermark betroffen sein (Tappeiner et al., 2008). Auf der anderen Seite werden wirtschaftlich schwächere Regionen ein weit geringeres Siedlungswachstum aufweisen, wobei von einer allgemeinen Ausdehnung des Siedlungsraums im Zentral- und Nordalpenraum auszugehen und damit der tendenziellen Verschärfung dieser Trends auszugehen ist (Schirpke et al., 2020).

3.5.4 Landschaftsebene

Die Vielfalt der ÖSL erhöht sich mit einer vielfältig genutzten Landschaft (Huber et al., 2020; Tasser et al., 2020), während eine Konzentration auf die Maximierung von Versorgungsleistungen häufig zu Lasten von vor allem regulierenden und kulturellen ÖSL führt (Kirchner et al., 2015; Schirpke et al., 2020) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

In der Vergangenheit kam es durch die oben beschriebenen Entwicklungen auch zu Verschiebungen der ÖSL. So verlagerte sich der Fokus in Bergregionen, insbesondere den Almbereichen, von überwiegend bereitstellenden zu regulierenden ÖSL (Egarter Vigl et al., 2016; Huber et al., 2020; Tasser et al., 2012). Die massive Auflassung von Grünland führte zu Abnahme oder sogar Verlust von typischen Grünland-ÖSL, wie der Futterproduktion oder verschiedenen regulierenden und kulturellen ÖSL (Lavorel et al., 2017), und die nachfolgende Wiederbewaldung führte zu einer Zunahme der Wald-ÖSL (z. B. Holz, Pilze, Klimaregulierung). Die Reduktion des Schwerpunkts auf Landwirtschaft führte zu Landnutzungsänderungen und einer höheren Multifunktionalität der Landschaft, die vor allem für touristische Nutzungen, aber auch für die lokale Identität, die Lebensqualität und ihre ökologischen Funktionen (Rüdisser et al., 2019) vorteilhaft sind (Egarter Vigl et al., 2017, 2016; Huber et al., 2020; Lavorel et al., 2017; Schirpke et al., 2020, 2017) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine Abnahme der Vielfalt und Komplexität der Landschaft und die Zunahme des Waldes führen zu einer Abnahme des ästhetischen Wertes der Landschaft [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Trotz der Bemühungen, die Authentizität der österreichischen Landschaft zu erhalten und unbeabsichtigte Landschaftsveränderungen weitest möglich zu verhindern (Penker, 2009), wurde die Kulturlandschaft in vielen Regionen stark zersiedelt, was sich negativ auf das Landschaftsbild ausgewirkt hat (Hinojosa et al., 2019; Schmitzberger et al., 2005; Sklenicka et al., 2014).

Zusammenfassend sind aufgrund der Abnahme landwirtschaftlich genutzter Flächen und einer zunehmenden Zersiedlung in Österreich in den letzten 20 Jahren folgende generelle großräumigen Trends der ÖSL zu erkennen (Abb. 3.14): Abnahme aller ÖSL, und grundsätzlich eine stärkere Abnahme der versorgenden ÖSL als der regulierenden und kulturellen ÖSL, vor allem im nördlichen Voralpenland und Hochland, in den Südalpen mit Klagenfurter Becken sowie in den Zentralalpen.

Die Ergebnisse verschiedener Studien weisen darauf hin, dass bis etwa 2050 sozioökonomische Treiber größeren Einfluss auf ÖSL haben werden als klimabedingte Treiber (Egarter Vigl et al., 2017; Kirchner et al., 2015). Ab der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts könnte der fortschreitende Klimawandel zum dominierenden Treiber für Änderungen von ÖSL auf Ökosystemebene werden (Schirpke et al., 2017; Seidl et al., 2019) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung], wobei zeitverzögerte Effekte, wie nachhaltige Landschaftsänderungen, ein dominierender Treiber für Änderungen bzw. Verschiebungen von ÖSL bleiben (Schirpke et al., 2017; Tasser et al., 2017) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Der Ersatz von subalpinem Grünland, alpinen Rasen- und Pionierformationen durch Waldformationen wird den Wasserhaushalt der gesamten Landschaft beeinflussen und Trockenheit noch verstärken (Strasser et al., 2019) sowie zu einem Rückgang der Biodiversität führen (Dirnböck et al., 2003; Greenwood & Jump, 2014) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Der Klimawandel wird auch langfristig zu einer vermehrten Artendurchmischung der Wälder und zur Ausbildung von Laubwäldern führen (Tasser et al., 2017). Auch das führt zu unterschiedlichen Veränderungen vor allem der kulturellen ÖSL (Zoderer et al., 2019).

Es ist insgesamt anzunehmen, dass es zu einer weiteren räumlichen Verlagerung dominierender ÖSL kommt (Schirpke et al., 2018). Aufgrund des fortschreitenden Klima- und Strukturwandels werden regulierende ÖSL durch die Ausbreitung der Waldfläche in höheren Lagen an Bedeutung gewinnen, während die Tief- und Randlagen (aber zunehmend auch höhere Lagen) in Österreich in Abhängigkeit der Wasserverfügbarkeit auf bereitstellende ÖSL fokussieren. Kulturelle Leistungen, die stark von der Art der Landnutzung sowie der Landschaftszusammensetzung und -vielfalt abhängen, wie ästhetische oder symbolische Werte, könnten durch die zunehmende Bewaldung bzw. Intensivierung der Landnutzung weiter zurückgehen (Rüdisser et al., 2019; Schirpke et al., 2019a, 2016; Tasser et al., 2020; Zoderer et al., 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Außerdem erfordert die steigende Nachfrage in Siedlungsgebieten zunehmend den Transport der Güter von ländlichen Gebieten in urbane Zentren (Schirpke et al., 2019c), oder

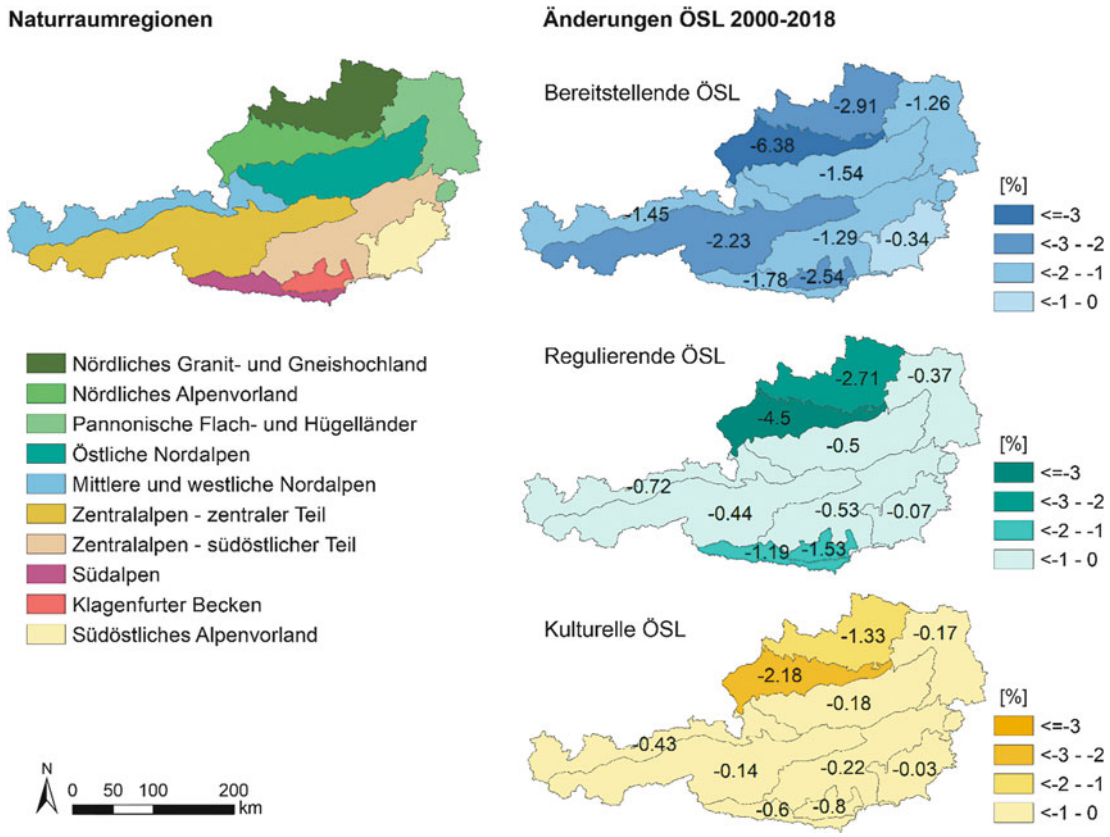


Abb. 3.14 Mittlere Änderungen in der Bereitstellung der drei ÖSL-Kategorien, unterschieden nach Naturraumregionen. Datengrundlagen: Landbedeckungskarten CORINE 2000 und 2018 (https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover); ÖSL-Werte von Bagstad et al., 2020; Tasser et al., 2020, 2008; Zoderer et al., 2019, Naturraumraumregionen nach Sauberer & Grabherr, 1995

umgekehrt das Reisen von Erholungssuchenden in die Natur (Schirpke et al., 2018). Aufgrund des fortschreitenden Klima- und Strukturwandels werden regulierende ÖSL durch die Ausbreitung der Waldfläche in höheren Lagen weiter an Bedeutung gewinnen, während die Tief- und Randlagen in Abhängigkeit der Wasserverfügbarkeit auf bereitstellende ÖSL fokussieren. Kulturelle Leistungen, die stark von der Art der Landnutzung sowie der Landschaftszusammensetzung und -vielfalt abhängen, wie ästhetische oder symbolische Werte, könnten durch die zunehmende Bewaldung bzw. Intensivierung der Landnutzung weiter zurückgehen (Rüdisser et al., 2019; Schirpke et al., 2019a, 2016; Tasser et al., 2020; Zoderer et al., 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Um zukünftige Entwicklungen, Wechselwirkungen und sozio-ökologische Perspektiven besser verstehen zu können, kann in Bezug auf ÖSL folgender Forschungsbedarf aus der erwähnten Literatur abgeleitet werden.

- **Bereitstellung von ÖSL:** Aus Sicht der ÖSL ist derzeit vor allem Forschungsbedarf in der raumzeitlichen Analyse zur Bereitstellung von ÖSL vorhanden. Eine zentrale Frage dabei ist, in welchem Raum unter welchen topografischen, klimatischen und Landnutzungsbedingungen welche ÖSL vorwiegend produziert werden. In diesem Zusammenhang ist auch weiterer Forschungsbedarf zu Zielkonflikten bei der Bereitstellung von ÖSL ersichtlich.
- **Nachfrage an ÖSL:** Forschungsbedarf ist auch bei der Quantifizierung und Qualifizierung der Nachfrage von ÖSL ersichtlich. Offene Fragen sind beispielsweise, wie sich die Nachfrage unter möglichen Szenarien von veränderten sozio-ökologischen Systemen verändern wird und wie das die ÖSL beeinflussen kann. Dadurch wird eine verbesserte Entscheidungsgrundlage geschaffen.
- **Anwendung von ÖSL:** Obwohl sich das Konzept der ÖSL in der Wissenschaft etablieren konnte, sind bisher nur erste Ansätze in Politik, Planung und Management zur Integration von ÖSL vorhanden (Abschn. 6.4.2). Dies liegt möglicherweise an verschiedenen Ursachen, wie beispielsweise teilweise unklaren Definitionen, Interpretationsschwierigkeiten der wissenschaftlichen Ergebnisse bzw. Umsetzungsschwierigkeiten in der Praxis, sowie offenen Forschungsfragen und fehlenden methodischen Ansätzen. Daher sind weitere Anstrengungen notwendig, um einerseits die Akzeptanz des ÖSL-Konzeptes zu verbessern und andererseits dahingehend weiterzuentwickeln, konkrete Handlungsstrategien definieren zu können und in der Praxis besser anwendbar zu machen. Dazu gehört

auch ein tieferes Verständnis der Interaktionen zwischen Mensch–Natur bzw. sozio-ökologischen Systemen unter Berücksichtigung der konzeptionellen, funktionalen und normativen Ebene.

Literatur

Aigner, S., Egger, G., Gindl, G., Buchgraber, K., 2003. Almen bewirtschaften. Pflege und Management von Almweiden, Praxisbuch. Leopold Stocker Verlag, Graz.

Akademie für Raumforschung und Landesplanung, 2020. Multilokale Lebensführung und räumliche Entwicklungen. Akademie für Raumforschung und Landesplanung = Positionspapier aus der ARL 104. Akademie für Raumforschung und Landesplanung, Hannover.

Albrich, K., Rammer, W., Thom, D., Seidl, R., 2018. Trade-offs between temporal stability and level of forest ecosystem services provisioning under climate change. Ecological Applications 28, 1884–1896. https://doi.org/10.1002/eap.1785

Alexander, P., Rounsevell, M.D.A., Dislich, C., Dodson, J.R., Engström, K., Moran, D., 2015. Drivers for global agricultural land use change: The nexus of diet, population, yield and bioenergy. Global Environmental Change 35, 138–147. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.08.011

AMA, 2020. Marktbericht – Milch und Milchprodukte – Dezember 2020. Agrarmarkt Austria, Wien.

Anca-Couce, A., Hochenauer, C., Scharler, R., 2021. Bioenergy technologies, uses, market and future trends with Austria as a case study. Renewable and Sustainable Energy Reviews 135, 110237. https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110237

Andresen, L.C., Yuan, N., Seibert, R., Moser, G., Kammann, C.I., Luterbacher, J., Erbs, M., Müller, C., 2018. Biomass responses in a temperate European grassland through 17 years of elevated CO2. Global Change Biology 24, 3875–3885. https://doi.org/10.1111/gcb.13705

APCC, 2014. Österreichischer Sachstandsbericht Klimawandel 2014 (AAR14). Austrian Panel on Climate Change (APCC), Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien, Österreich, 1096 Seiten. ISBN 978-3-7001-7699-2.

Appel, F., Ostermeyer-Wiethaup, A., Balmann, A., 2016. Effects of the German Renewable Energy Act on structural change in agriculture – The case of biogas. Utilities Policy 41, 172–182. https://doi.org/10.1016/j.jup.2016.02.013

Arneth, A., Denton, F., Agus, F., Elbehri, A., Erb, K.-H., Elasha, B.O., Rahimi, M., Rounsevell, M., Spence, A., Valentini, R., 2019. Framing and Context. Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems 77–129.

Auer, I., Böhm, R., Mohnl, H., 1989. Klima von Wien - Beiträge zur Stadtforschung, Stadtentwicklung und Stadtgestaltung, Band 20: Eine anwendungsorientierte Klimatographie; Forschungsprojekt (Projekt WC8) im Rahmen der Bund-Bundesländer-Kooperation auf dem Gebiet der Rohstoff- und Energieforschung. Magistrat der Stadt Wien, Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik.

Austropapier, 2021. Website von Austropapier. Daten und Fakten. Energie. https://austropapier.at/

Austropapier, 2019. Branchenbericht 2018/19. Vereinigung der Österreichischen Papierindustrie, Wien.

BABF, 2010. Almstatistik 2009: Zahlen und Fakten zur österreichischen Almwirtschaft. Bundesanstalt für Bergbauernfragen, Wien.

Bader, M.K.-F., Leuzinger, S., Keel, S.G., Siegwolf, R.T.W., Hagedorn, F., Schleppi, P., Körner, C., 2013. Central European hardwood trees in a high-CO2 future: synthesis of an 8-year forest canopy CO2 enrichment project. Journal of Ecology 101, 1509–1519. https://doi.org/10.1111/1365-2745.12149

Bagstad, K.J., Ingram, J.C., Lange, G., Masozera, M., Ancona, Z.H., Bana, M., Kagabo, D., Musana, B., Nabahungu, N.L., Rukundo, E., Rutebuka, E., Polasky, S., Rugege, D., Uwera, C., 2020. Towards ecosystem accounts for Rwanda: Tracking 25 years of change in flows and potential supply of ecosystem services. People and Nature 2, 163–188. https://doi.org/10.1002/pan3.10062

Balkovič, J., Skalský, R., Folberth, C., Khabarov, N., Schmid, E., Madaras, M., Obersteiner, M., Velde, M. van der, 2018. Impacts and Uncertainties of +2 °C of Climate Change and Soil Degradation on European Crop Calorie Supply. Earth's Future 6, 373–395. https://doi.org/10.1002/2017EF000629

Banse, M., van Meijl, H., Tabeau, A., Woltjer, G., 2008. Will EU biofuel policies affect global agricultural markets? European Review of Agricultural Economics 35, 117–141. https://doi.org/10.1093/erae/jbn023

Barlösius, E., 2016. Soziologie des Essens. Eine sozial- und kulturwissenschaftliche Einführung in die Ernährungsforschung. Beltz Juventa, Weinheim, Basel.

Bätzing, W., 2020. Das Landleben – Geschichte und Zukunft einer gefährdeten Lebensform. CH Beck Verlag.

Beck, P.S.A., Goetz, S.J., Mack, M.C., Alexander, H.D., Jin, Y., Randerson, J.T., Loranty, M.M., 2011. The impacts and implications of an intensifying fire regime on Alaskan boreal forest composition and albedo: Fire Regime Effects on Boreal Forests. Global Change Biology 17, 2853–2866. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02412.x

Bentz, B.J., Régnière, J., Fettig, C.J., Hansen, E.M., Hayes, J.L., Hicke, J.A., Kelsey, R.G., Negrón, J.F., Seybold, S.J., 2010. Climate Change and Bark Beetles of the Western United States and Canada: Direct and Indirect Effects. BioScience 60, 602–613. https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.8.6

Bigler, C., Bugmann, H., 2018. Climate-induced shifts in leaf unfolding and frost risk of European trees and shrubs. Scientific reports 8, 9865.

Bimonte, S., Stabile, A., 2017a. EKC and the income elasticity hypothesis Land for housing or land for future? Ecological Indicators 73, 800–808. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.039

Bimonte, S., Stabile, A., 2017b. Land consumption and income in Italy: a case of inverted EKC. Ecological Economics 131, 36–43. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.08.016

Blöschl, G., Komma, J., Nester, T., Rogger, M., Salinas, J.L., Viglione, A., 2018. Die Wirkung des Waldes auf Hochwässer. Zeitschrift für Wildbach-, Lawinen-, Erosions- und Steinschlagschutz, 181, 288–296.

BMK, 2020a. Biokraftstoffe im Verkehrssektor 2020. Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK), Wien, Wien.

BMK, 2020b. Ressourcennutzung in Österreich 2020. Band 3. Institut für Soziale Ökologie, Universität für Bodenkultur Wien, Statistik Austria, Wien.

BMLF und FBVA, 1960. Österreichische Waldstandsaufnahme 1952/56 – Gesamtergebnis. Wien.

BMLFUW, 2017. Richtlinie für die sachgerechte Düngung im Ackerbau und Grünland – Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft – 7. Auflage. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW), Wien.

BMLFUW, 2016a. Grüner Bericht 2016 – Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW), Wien.

BMLFUW, 2016b. EU Nitratrichtlinie 91/676/EWG: Österreichischer Bericht 2016 – Gemäß Artikel 10 der EU Richtlinie 91/676/EWG zum Schutz von Gewässern vor der Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen über den Zeitraum 2011–2015.

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW), Wien.
BMLFUW, 2016c. Kommunales Abwasser: Österreichischer Bericht 2016. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW), Wien.
BMLFUW, 2015. Boden und Klima Einflussfaktoren, Daten, Massnahmen und Anpassungsmöglichkeiten. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW), Wien.
BMLFUW, 2013. Evaluierung des Programms LE07-13 „Abschätzung der bewässerten und bewässerungsbedürftigen landwirtschaftlichen Flächen sowie Integration der Daten in die INVEKOS-Datenbank". (No. BMLFUW-LE.1.3.7/0019-II/5/2010). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
BMLRT, 2020a. INVEKOS-Datenbestand des Bundesministeriums für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus.
BMLRT, 2020b. Grüner Bericht Österreich [WWW Document]. Grüner Bericht – Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft. https://gruenerbericht.at/cm4/ (accessed 6.19.20).
BMLRT, 2020c. Austrian Market Report 2020. Statement submitted by the Austrian Delegation to the 78th Session of the ECE Committee on Forests and the Forest Industry (COFFI).
BMNT, 2019a. Grüner Bericht 2019. Die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft (Report). Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.
BMNT, 2019b. Biokraftstoffe im Verkehrssektor 2019. Bundesministeriums für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.
BMVIT, 2012. Gesamtverkehrsplan für Österreich. Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie, Wien.
Bodner, G., Kaul, H.-P., Maccaigne, P., Loiskandl, W., Eitzinger, J., 2016. Analyse der Ertragsvariabilität von Kulturpflanzen im Trockengebiet, in: ALVA Jahrestagung 2016, Eiweißpflanzen – Strategien Und Chancen Für Landwirtschaft Und Industrie. Presented at the ALVA – Jahrestagung 2016 – 30.05.–31.05, Klagenfurt, pp. 152–154.
Böhm, R., 1979. Starke Niederschläge im Wiener Stadtgebiet. Wetter und Leben 31, 207–230.
Bokwa, A., Dobrovolný, P., Gál, T., Geletič, J., Gulyás, Á., Hajto, M.J., Holec, J., Hollósi, B., Kielar, R., Lehnert, M., Skarbit, N., Šťastný, P., Švec, M., Unger, J., Walawender, J., Žuvela-Aloise, M., 2018. Urban climate in Central European cities and global climate change. Acta climatologica 51-52, 7–35. https://doi.org/10.14232/acta.clim.2018.52.1
Bönecke, E., Breitsameter, L., Brüggemann, N., Chen, T., Feike, T., Kage, H., Kersebaum, K., Piepho, H., Stützel, H., 2020. Decoupling of impact factors reveals the response of German winter wheat yields to climatic changes. Global Change Biology 26, 3601–3626. https://doi.org/10.1111/gcb.15073
Boschetti, F., Price, J., Walker, I., 2016. Myths of the future and scenario archetypes. Technological Forecasting and Social Change 111, 76–85. https://doi.org/10.1016/j.techfore.2016.06.009
Bosela, M., Tumajer, J., Cienciala, E., Dobor, L., Kulla, L., Marčiš, P., Popa, I., Sedmák, R., Sedmáková, D., Sitko, R., Šebeň, V., Štěpánek, P., Büntgen, U., 2021. Climate warming induced synchronous growth decline in Norway spruce populations across biogeographical gradients since 2000. Science of The Total Environment 752, 141794. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141794
Braun, M., Hesser, F., Schwarzbauer, P., 2021a. Adaptive forest management and its effect on the competitiveness on the Austrian forest-based sector.
Braun, M., Schwarzbauer, P., 2018. The effect of subsistence use of fuelwood on market availability (sales) in Austria. Presented at the 7th international scientific conference on sustainable development of agriculture and economy, JUN 20–23 2018, Ulaanbaatar, MONGOLIA.
Braun, M., Schwarzbauer, P., Hesser, F., 2020. Wirtschaftliche Entwicklung des Forst- und Holzsektors – eine Analyse der Wettbewerbsfähigkeit. BFW Praxisinformation 51, 25–28.
Braun, M., Schwarzbauer, P., Hesser, F., Gschwandtner, T., Kindermann, G., Schadauer, K., Jandl, R., Ludvig, A., Weiss, G., Fritz, D., Pölz, W., Schmid, C., Weiss, P., 2021b. Analysis of the CO2 effects of forest and timber utilisation in Austria.
Breuste, J.H., Artmann, M., 2015. Allotment Gardens Contribute to Urban Ecosystem Service: Case Study Salzburg, Austria. Journal of Urban Planning Developement 141. https://doi.org/10.1061/(ASCE)UP.1943-5444.0000264
Bruckmüller, E., Hanisch, E., Sandgruber, R., 2002. Geschichte der Land- und Forstwirtschaft: Regionen – Betriebe – Menschen. Carl Ueberreuter, Wien.
Butschek, F., 2012. Österreichische Wirtschaftsgeschichte – Von der Antike bis zur Gegenwart. Böhlau Verlag Wien.
Caravaggio, N., 2020. A global empirical re-assessment of the Environmental Kuznets curve for deforestation. Forest Policy and Economics 119, 102282. https://doi.org/10.1016/j.forpol.2020.102282
Chimani, B., Heinrich, G., Hofstätter, M., Kerschbaumer, M., Kienberger, S., Leuprecht, A., Lexer, A., Peßenteiner, S., Poetsch, M., Salzmann, M., 2016. ÖKS15-Klimaszenarien für Österreich. Daten, Methoden und Klimaanalyse, Report. CCCA, Vienna.
Chimani, B., Matulla, C., Eitzinger, J., Hiebl, J., Hofstätter, M., Kubu, G., Maraun, D., Mendlik, T., Schellander-Gorgas, T., Thaler, S., 2018. STARC-Impact Guideline zur Nutzung der ÖKS15-Klimawandelsimulationen sowie der entsprechenden gegitterten Beobachtungsdatensätze.
Chmielewski, F.-M., Müller, A., Bruns, E., 2004. Climate changes and trends in phenology of fruit trees and field crops in Germany, 1961–2000. Agricultural and Forest Meteorology 121, 69–78. https://doi.org/10.1016/s0168-1923(03)00161-8
Cohen, I., Zandalinas, S.I., Huck, C., Fritschi, F.B., Mittler, R., 2021. Meta-analysis of drought and heat stress combination impact on crop yield and yield components. Physiol Plantarum 171, 66–76. https://doi.org/10.1111/ppl.13203
Colsaet, A., Laurans, Y., Levrel, H., 2018. What drives land take and urban land expansion? A systematic review. Land Use Policy 79, 339–349. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.08.017
Dale, V. H., Joyce, L.A., McNulty, S., Neilson, R.P., Ayres, M.P., Flannigan, M.D., Hanson, P.J., Irland, L.C., Lugo, A.E., Peterson, C.J., Simberloff, D., Swanson, F.J., Stocks, B.J., Wotton, B.M., 2001. Climate Change and Forest Disturbances: Climate change can affect forests by altering the frequency, intensity, duration, and timing of fire, drought, introduced species, insect and pathogen outbreaks, hurricanes, windstorms, ice storms, or landslides. BioScience 51, 723–734. https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0723:CCAFD]2.0.CO;2
Darnhofer, I., Bellon, S., Dedieu, B., Milestad, R., 2010. Adaptiveness to enhance the sustainability of farming systems. A review. Agronomy for Sustainable Developement. 30, 545–555. https://doi.org/10.1051/agro/2009053
de Boer, B.F., Rodrigues, J.F.D., Tukker, A., 2019. Modeling reductions in the environmental footprints embodied in European Union's imports through source shifting. Ecological Economics 164, 106300. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.04.012
de Cortazar Atauri, I.G., Duchêne, E., Destrac, A., Barbeau, G., De Resseguier, L., Lacombe, T., Parker, A.K., Saurin, N., Van Leeuwen, C., 2016. Grapevine phenology in France: from past observations to future evolutions in the context of climate change. Oeno One 51, 115–126.
De Frenne, P., Zellweger, F., Rodríguez-Sánchez, F., Scheffers, B.R., Hylander, K., Luoto, M., Vellend, M., Verheyen, K., Lenoir, J., 2019. Global buffering of temperatures under forest canopies. Nature Eco-

logy & Evolution 3, 744–749. https://doi.org/10.1038/s41559-019-0842-1

Diao, T., Peng, Z., Niu, X., Yang, R., Ma, F., Guo, L., 2020. Changes of Soil Microbes Related with Carbon and Nitrogen Cycling after Long-Term CO2 Enrichment in a Typical Chinese Maize Field. Sustainability 12, 1250. https://doi.org/10.3390/su12031250

Dier, M., Hüther, L., Schulze, W., Erbs, M., Köhler, P., Weigel, H.-J., Manderscheid, R., Zörb, C., 2020. Elevated Atmospheric CO2 Concentration Has Limited Effect on Wheat Grain Quality Regardless of Nitrogen Supply. Journal of Agricultural and Food Chemistry 68(12), 3711–3721. https://doi.org/10.1021/acs.jafc.9b07817

Dier, M., Sickora, J., Erbs, M., Weigel, H.-J., Zörb, C., Manderscheid, R., 2019. Positive effects of free air CO2 enrichment on N remobilization and post-anthesis N uptake in winter wheat. Field Crops Research 234, 107–118. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2019.02.013

Dirnböck, T., Dullinger, S., Grabherr, G., 2003. A regional impact assessment of climate and land-use change on alpine vegetation: Alpine vegetation change. Journal of Biogeography 30, 401–417. https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2003.00839.x

Djukic, I., Zehetner, F., Watzinger, A., Horacek, M., Gerzabek, M.H., 2013. In situ carbon turnover dynamics and the role of soil microorganisms therein: a climate warming study in an Alpine ecosystem. FEMS Microbiology Ecology 83, 112–124. https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2012.01449.x

Dmuchowski, W., Baczewska-Dąbrowska, A.H., Gworek, B., 2022. Agronomy in the temperate zone and threats or mitigation from climate change: A review. CATENA 212, 106089. https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106089

Dobor, L., Hlásny, T., Rammer, W., Zimová, S., Barka, I., Seidl, R., 2020. Is salvage logging effectively dampening bark beetle outbreaks and preserving forest carbon stocks? Journal of Applied Ecology 57, 67–76. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13518

Dullinger, I., Gattringer, A., Wessely, J., Moser, D., Plutzar, C., Willner, W., Egger, C., Gaube, V., Haberl, H., Mayer, A., Bohner, A., Gilli, C., Pascher, K., Essl, F., Dullinger, S., 2020. A socio-ecological model for predicting impacts of land-use and climate change on regional plant diversity in the Austrian Alps. Global Change Biology 26, 2336–2352. https://doi.org/10.1111/gcb.14977

Dumont, B., Leemans, V., Ferrandis, S., Bodson, B., Destain, J.-P., Destain, M.-F., 2014. Assessing the potential of an algorithm based on mean climatic data to predict wheat yield. Precision Agriculture 15, 255–272. https://doi.org/10.1007/s11119-014-9346-9

Ebner, G., 2019. Starke Monatsverluste bei Rund- und Schnittholz.

Eder, J., Gruber, E., Görgl, P., Hemetsberger, M., 2018. Wie Wien wächst: Monitoring aktueller Trends hinsichtlich Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklung in der Stadtregion Wien. Raumforschung und Raumordnung 76, 327–343. https://doi.org/10.1007/s13147-018-0546-z

EEC 676, 1991. Council Directive of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources, 91/676/EEC.

Egarter Vigl, L., Schirpke, U., Tasser, E., Tappeiner, U., 2016. Linking long-term landscape dynamics to the multiple interactions among ecosystem services in the European Alps. Landscape Ecology 31, 1903–1918. https://doi.org/10.1007/s10980-016-0389-3

Egarter Vigl, L., Tasser, E., Schirpke, U., Tappeiner, U., 2017. Using land use/land cover trajectories to uncover ecosystem service patterns across the Alps. Regional Environmental Change 17, 2237–2250. https://doi.org/10.1007/s10113-017-1132-6

Eickhout, B., van Meijl, H., Tabeau, A., van Rheenen, T., 2007. Economic and ecological consequences of four European land use scenarios. Land Use Policy 24, 562–575. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2006.01.004

Eisenmenger, N; Plank, B; Milota, E; Gierlinger, S. (2020): Resource use in Austria 2020. Federal Ministry of Climate Action, Environment, Energy, Mobility, Innovation and Technology (BMK), Vienna

Eitzinger, J., 2019. Extreme weather impacts on crop production – research challenges, in: E-Proceedings of the 9th International Symposium on Atmospheric Sciences. Presented at the 9th International Symposium on Atmospheric Sciences, Istanbul Technical University.

Eitzinger, J., Kersebaum, K.-Ch., 2016. Klimawandel und Pflanzenbau. Geographische Rundschau 3/2016, 4–11.

Eitzinger, J., Thaler, S., Schmid, E., Strauss, F., Ferrise, R., Moriondo, M., Bindi, M., Palosuo, T., Rötter, R., Kersebaum, K.C., Olesen, J.E., Patil, R.H., Şaylan, L., Çaldağ, B., Çaylak, O., 2013a. Sensitivities of crop models to extreme weather conditions during flowering period demonstrated for maize and winter wheat in Austria. The Journal of Agricultural Science 151, 813–835. https://doi.org/10.1017/S0021859612000779

Eitzinger, J., Trnka, M., Semerádová, D., Thaler, S., Svobodová, E., Hlavinka, P., Šiška, B., Takáč, J., Malatinská, L., Nováková, M., Dubrovský, M., Žalud, Z., 2013b. Regional climate change impacts on agricultural crop production in Central and Eastern Europe – hotspots, regional differences and common trends. The Journal of Agricultural Science 151, 787–812. https://doi.org/10.1017/S0021859612000767

Emmerson, M., Morales, M.B., Oñate, J.J., Batáry, P., Berendse, F., Liira, J., Aavik, T., Guerrero, I., Bommarco, R., Eggers, S., Pärt, T., Tscharntke, T., Weisser, W., Clement, L., Bengtsson, J., 2016. How Agricultural Intensification Affects Biodiversity and Ecosystem Services, in: Advances in Ecological Research. Elsevier, pp. 43–97. https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2016.08.005

Erb, K.-H., 2004. Actual land demand of Austria 1926–2000: a variation on Ecological Footprint assessments. Land Use Policy, Land use and sustainability Indicators 21, 247–259. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2003.10.010

Erb, K.-H., Lauk, C., Kastner, T., Mayer, A., Theurl, M.C., Haberl, H., 2016. Exploring the biophysical option space for feeding the world without deforestation. Nature Communication 7, 11382. https://doi.org/10.1038/ncomms11382

Essl, F., Dullinger, S., Moser, D., Rabitsch, W., Kleinbauer, I., 2012. Vulnerability of mires under climate change: implications for nature conservation and climate change adaptation. Biodiversity and Conservation 21, 655–669. https://doi.org/10.1007/s10531-011-0206-x

Estrella, N., Sparks, T.H., Menzel, A., 2007. Trends and temperature response in the phenology of crops in Germany. Global Change Biology 13, 1737–1747.

EU 60, 2000. EU 2000/60 Wasserrichtlinie, RL 200/60/EG.

Eurostat, 2020. Website of Eurostat. Material flow accounts. https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/product/view/AEI_EF_IR

Eurostat, Statistisches Amt, 2018. Economy-wide material flow accounts. Handbook. 2018 edition. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

Exner, A., Schützenberger, I., 2018. Creative Natures. Community gardening, social class and city development in Vienna. Geoforum 92, 181–195. https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2018.04.011

Eyshi Rezaei, E., Webber, H., Gaiser, T., Naab, J., Ewert, F., 2015. Heat stress in cereals: Mechanisms and modelling. European Journal of Agronomy 64, 98–113. https://doi.org/10.1016/j.eja.2014.10.003

Fachverband der Holzindustrie, 2020. Branchenbericht 2019/20. Fachverband der Holzindustrie, Wien.

Fachverband der Holzindustrie, 2019. Branchenbericht 2018/19. Fachverband der Holzindustrie, Wien.

Falkner, K., Mitter, H., Moltchanova, E., Schmid, E., 2019. A zero-inflated Poisson mixture model to analyse spread and abundance of the Western Corn Rootworm in Austria. Agricultural Systems 174, 105–116. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.04.010

FAO, 2021. Website von FAOSTAT. Forestry production and trade.
Fassmann, H., 2010. AGII Gesellschafts- und Bevölkerungsentwicklung Orientierungspapier 3. Fassung – Jänner 2010. Österreichische Raumordnungskonferenz (ÖROK).
Fazeni, K., Steinmüller, H., 2011. Impact of changes in diet on the availability of land, energy demand, and greenhouse gas emissions of agriculture. Energy, Sustainability and Society 1, 6. https://doi.org/10.1186/2192-0567-1-6
Feusthuber, E., Mitter, H., Schönhart, M., Schmid, E., 2017. Integrated modelling of efficient crop management strategies in response to economic damage potentials of the Western Corn Rootworm in Austria. Agricultural Systems 157, 93–106. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.07.011
Fischer, M., Gruber-Rotheneder, B., Payrhuber, A., 2012. Struktur- und Wirkungsforschung in der agrarigschen Bildung, Weiterbildung und Beratung, in: Hochschule für Agrar- und Umweltpädagogik (Ed.), Agrarischer Bildungs- und Beratungsbericht. pp. 139–192.
Fischer, T., 2020. Soziale Infrastrukturen und Multilokalität., in: Multilokale Lebensführungen Und Räumliche Entwicklungen – Ein Kompendium. Forschungsberichte Der ARL 13. ARL – Akademie für Raumentwicklung in der Leibniz-Gemeinschaft, Hannover, pp. 140–146.
Flury, C., Huber, R., Tasser, E., 2013. Future of Mountain Agriculture in the Alps, in: Mann, S. (Ed.), The Future of Mountain Agriculture. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 105–126. https://doi.org/10.1007/978-3-642-33584-6_8
Frehner, M., Wasser, B., Schwitter, R., 2005. Nachhaltigkeit und Erfolgskontrolle im Schutzwald. Wegleitung für Pflegemassnahmen in Wäldern mit Schutzfunktion, Vollzug Umwelt. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
Freudenschuß, A., Sedy, K., Zethner, G., Spiegel, H., 2010. Arbeiten zur Evaluierung von ÖPUL-Maßnahmen hinsichtlich ihrer Klimawirksamkeit, Schwerpunkt agrarische Bewirtschaftung.
Friedl, B., Getzner, M., 2003. Determinants of CO2 emissions in a small open economy. Ecological Economics 45, 133–148. https://doi.org/10.1016/S0921-8009(03)00008-9
Fuchs, S., Keiler, M., Zischg, A., 2015. A spatiotemporal multihazard exposure assessment based on property data. Natural Hazards and Earth System Sciences 15, 2127–2142. https://doi.org/10.5194/nhess-15-2127-2015
Fuchs, S., Röthlisberger, V., Thaler, T., Zischg, A., Keiler, M., 2017. Natural Hazard Management from a Coevolutionary Perspective: Exposure and Policy Response in the European Alps. Annals of the American Association of Geographers 107, 382–392. https://doi.org/10.1080/24694452.2016.1235494
Fujihara, Y., Takase, K., Chono, S., Ichion, E., Ogura, A., Tanaka, K., 2017. Influence of topography and forest characteristics on snow distributions in a forested catchment. Journal of Hydrology 546, 289–298. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.01.021
Gądek, B., Kaczka, R.J., Rączkowska, Z., Rojan, E., Casteller, A., Bebi, P., 2017. Snow avalanche activity in Żleb Żandarmerii in a time of climate change (Tatra Mts., Poland). CATENA 158, 201–212. https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.07.005
Gartner, K., Nadezhdina, N., Englisch, M., Čermak, J., Leitgeb, E., 2009. Sap flow of birch and Norway spruce during the European heat and drought in summer 2003. Forest Ecology and Management 258, 590–599. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.04.028
Gass, V., Schmidt, J., Strauss, F., Schmid, E., 2013. Assessing the economic wind power potential in Austria. Energy Policy 53, 323–330. https://doi.org/10.1016/j.enpol.2012.10.079
Getzner, M., 2009. „Determinants of (de-) materialization of an industrialized small open economy". International Journal of Ecological Economics and Statistics 14, 3–13.
Getzner, M., Kadi, J., 2020. Determinants of land consumption in Austria and the effects of spatial planning regulations. European Planning Studies 28, 1095–1117.
Gingrich, S., Erb, K.-H., Krausmann, F., Gaube, V., Haberl, H., 2007. Long-term dynamics of terrestrial carbon stocks in Austria: a comprehensive assessment of the time period from 1830 to 2000. Regional Environmental Change 7, 37–47. https://doi.org/10.1007/s10113-007-0024-6
Gingrich, S., Güldner, D., Schmid, M., 2020. Eine sozial-ökologische Interpretation der „Forest Transition" in den österreichischen Alpenländern des 19. Jahrhunderts, in: Ressourcen in Historischer Perspektive – Landschaft, Literatur Und Nachhaltigkeit. Universitätsverlag Göttingen, Göttingen, pp. 117–146.
Gingrich, S., Lauk, C., Krausmann, F., Erb, K.-H., Le Noë, J., 2021. Changes in energy and livestock systems largely explain the forest transition in Austria (1830–1910). Land Use Policy 109, 105624. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105624
Gingrich, S., Lauk, C., Niedertscheider, M., Pichler, M., Schaffartzik, A., Schmid, M., Magerl, A., Le Noë, J., Bhan, M., Erb, K., 2019. Hidden emissions of forest transitions: a socio-ecological reading of forest change. Current Opinion in Environmental Sustainability 38, 14–21. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2019.04.005
Gingrich, S., Theurl, M.C., Erb, K., Krausmann, F., 2018. Regional specialization and market integration: agroecosystem energy transitions in Upper Austria. Regional Environmental Change 18, 937–950. https://doi.org/10.1007/s10113-017-1145-1
Glade, T., Mergili, M., Sattler, K., 2020. ExtremA 2019: Aktueller Wissensstand zu Extremereignissen alpiner Naturgefahren in Österreich. Vienna University Press, Wien https://www.vandenhoeck-ruprecht-verlage.com/themen-entdecken/sozial-rechts-und-wirtschaftswissenschaften/natur-landschaft/55101/extrema-2019 (accessed 3.4.21).
Glasberg, L., Strimitzer, L., 2020. Schadholz und Corona. Ein Weg aus der zweifachen Krise.
Godfray, H.C.J., Aveyard, P., Garnett, T., Hall, J.W., Key, T.J., Lorimer, J., Pierrehumbert, R.T., Scarborough, P., Springmann, M., Jebb, S.A., 2018. Meat consumption, health, and the environment. Science 361. https://doi.org/10.1126/science.aam5324
Göttlich, K., Kuntze, H., 1990. Moorkultivierung für Land- und Forstwirtschaft, in: Göttlich, K. (Ed.), Moor- Und Torfkunde. Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart, Germany.
Greenwood, S., Jump, A.S., 2014. Consequences of Treeline Shifts for the Diversity and Function of High Altitude Ecosystems. Arctic, Antarctic, and Alpine Research 46, 829–840. https://doi.org/10.1657/1938-4246-46.4.829
Gschwantner, T., 2019. Holzvorrat auf neuem Höchststand. BFW Praxisinfo 50, 8–12.
Gschwantner, T., Klaus Gabler, Schadauer, K., Weiss, P., 2010. National forest inventory reports: Austria, in: National Forest Nventories – Pathways for Common Reporting. Springer, Heidelberg, pp. 57–71.
Gschwantner, T., Prskawetz, M., 2005. Sekundäre Nadelwälder in Österreich. BFW-Praxisinformation 6, 11–13.
Gschwantner, T., Russ, W., Freudenschuss, A., Zaunbauer, F., Schadauer, K., Koukal, T., Ols, C., Bontemps, J.-D., Bauerhansl, C., Schöttl, S., Aufreiter, C., Löw, M., 2019. Zwischenauswertung der Waldinventur 2016/18, BFW, Praxisinformation 50.
Guenet, B., Lenhart, K., Leloup, J., Giusti-Miller, S., Pouteau, V., Mora, P., Nunan, N., Abbadie, L., 2012. The impact of long-term CO2 enrichment and moisture levels on soil microbial community structure and enzyme activities. Geoderma 170, 331–336. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.12.002
Güntschl, E., 1960. 100 Jahre Ennsregulierung. Festschrift. Verlag Natur und Technik, Wien.
Haberl, H., Erb, K.H., Krausmann, F., Gaube, V., Bondeau, A., Plutzar, C., Gingrich, S., Lucht, W., Fischer-Kowalski, M., 2007. Quantifying

and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. PNAS USA 104, 12942. https://doi.org/10.1073/pnas.0704243104

Hambrusch J., 2014. The 2013 Common Agricultural Policy reform and its impact on small ruminant farming in Austria. Studies in Agricultural Economics 116, 13–17.

Hanewinkel, M., Cullmann, D.A., Schelhaas, M.-J., Nabuurs, G.-J., Zimmermann, N.E., 2013. Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. Nature Climate Change 3, 203–207. https://doi.org/10.1038/nclimate1687

Hann, P., Trska, C., Wechselberger, K.F., Eitzinger, J., Kromp, B., 2015. Phyllopertha horticola (Coleoptera: Scarabaeidae) larvae in eastern Austrian mountainous grasslands and the associated damage risk related to soil, topography and management. Springerplus 4. https://doi.org/10.1186/s40064-015-0918-6

Hänninen, H., 2006. Climate warming and the risk of frost damage to boreal forest trees: identification of critical ecophysiological traits. Tree Physiology 26, 889–898. https://doi.org/10.1093/treephys/26.7.889

Hansen, E.M.Ø., Hauggaard-Nielsen, H., Launay, M., Rose, P., Mikkelsen, T.N., 2019. The impact of ozone exposure, temperature and CO2 on the growth and yield of three spring wheat varieties. Environmental and Experimental Botany 168, 103868. https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2019.103868

Hansen, R., Frantzeskaki, N., McPhearson, T., Rall, E., Kabisch, N., Kaczorowska, A., Kain, J.-H., Artmann, M., Pauleit, S., 2015. The uptake of the ecosystem services concept in planning discourses of European and American cities. Ecosystem Services 12, 228–246. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.11.013

Hasenauer, H., Nemani, R.R., Schadauer, K., Running, S.W., 1999. Forest growth response to changing climate between 1961 and 1990in Austria. Forest Ecology and Management 122, 209–219. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00010-9

Haslinger, K., Schöner, W., Anders, I., 2016. Future drought probabilities in the Greater Alpine Region based on COSMO-CLM experiments – spatial patterns and driving forces. metz 25, 137–148. https://doi.org/10.1127/metz/2015/0604

Haslmayr, H.-P., Baumgarten, A., Schwarz, M., Huber, S., Prokop, G., Sedy, K., Krammer, C., Murer, E., Pock, H., Rodlauer, C., Nadeem, I., Formayer, H., 2018. BEAT – Bodenbedarf für die Ernährungssicherung in Österreich 14.

Havlík, P., Schneider, U.A., Schmid, E., Böttcher, H., Fritz, S., Skalský, R., Aoki, K., Cara, S.D., Kindermann, G., Kraxner, F., Leduc, S., McCallum, I., Mosnier, A., Sauer, T., Obersteiner, M., 2011. Global land-use implications of first and second generation biofuel targets. Energy Policy 39, 5690–5702. https://doi.org/10.1016/j.enpol.2010.03.030

Heinrich, B., Holst, C., Lakner, S., 2013. The Reform of the Common Agricultural Policy: On the Right Track to Become Greener and Fairer? GAIA 22, 20–24.

Helbig, N., Moeser, D., Teich, M., Vincent, L., Lejeune, Y., Sicart, J.-E., Monnet, J.-M., 2020. Snow processes in mountain forests: interception modeling for coarse-scale applications. Hydrology and Earth System Sciences 24, 2545–2560. https://doi.org/10.5194/hess-24-2545-2020

Herman, F., Smidt, S., Butterbach-Bahl, K., Englisch, M., Gebetsroither, E., Jandl, R., Katzensteiner, K., Lexer, M., Strebl, F., Zechmeister-Boltenstern, S., 2007. Modeling of Nitrogen Dynamics in an Austrian Alpine Forest Ecosystem on Calcareous Soils: A Scenario-Based Risk Assessment under Changing Environmental Conditions. The Scientific World JOURNAL 7, 159–165. https://doi.org/10.1100/tsw.2007.9

Hetemäki, L., Hurmekoski, E., 2016. Forest Products Markets under Change: Review and Research Implications. Current Forestry Report 2, 177–188. https://doi.org/10.1007/s40725-016-0042-z

Heumesser, C., Fuss, S., Szolgayová, J., Strauss, F., Schmid, E., 2012. Investment in Irrigation Systems under Precipitation Uncertainty. Water Resources Managment 26, 3113–3137. https://doi.org/10.1007/s11269-012-0053-x

Hinojosa, L., Tasser, E., Rüdisser, J., Leitinger, G., Schermer, M., Lambin, E.F., Tappeiner, U., 2019. Geographical heterogeneity in mountain grasslands dynamics in the Austrian-Italian Tyrol region. Applied Geography 106, 50–59. https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2019.03.006

Hoch, G., Steyrer, G., 2020. Zunehmende Schäden durch Borkenkäfer im Klimawandel (CCCA Fact Sheet No. 31). CCCA, Wien.

Hofer, O., 2019. Landwirtschaft in der Statistik: Rund 16 % der Rinder werden gealpt. Der Alm- und Bergbauer 2019, 11–15.

Hofreither, M.F., Eder, M., Feichtinger, F., Kniepert, M., Liebhard, P., Salhofer, K., Schmid, E., Sinabell, F., Streicher, G., 2000. Modellanalyse von ökonomischen Instrumenten zum Grundwasserschutz im Zusammenhang mit dem ÖPUL-Programm (Endbericht No. 113), Forschungsprojekt im Auftrag des BMLF und BMUJF. Institut für nachhaltige Wirtschaftsentwicklung, Universität für Bodenkultur, Vienna.

Hogl, K., Pregernig, M., Weiß, G., 2003. Wer sind Österreichs WaldeigentümerInnen? Einstellungen und Verhalten traditioneller und „neuer" Waldeigentümergruppen im Vergleich.

Huber, L., Schirpke, U., Marsoner, T., Tasser, E., Leitinger, G., 2020. Does socioeconomic diversification enhance multifunctionality of mountain landscapes? Ecosystem Services 44, 101122. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101122

Huber, P., Gindra-Vady, L., Pousek, C., Wolfslehner, B., Vacik, H., 2018. Dokumentation zum Reporting der Indikatoren „Non Wood Products" und „Forest Services". Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, Wien.

Huber, W., 2007. Metastudie zur Mobilisierung von Holzreserven aus dem österreichischen Kleinwald. Systematischer Review von Kleinwaldstudien aus fünf Jahrzehnten.

Huber, W., Schwarzbauer, P., Stern, T., 2013. Analyse der Motive österreichischer Kleinwaldeigentümer als Schlüssel für die Holzmobilisierung. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 164, 278–284. https://doi.org/10.3188/szf.2013.0278

Hurmekoski, E., Hetemäki, L., 2013. Studying the future of the forest sector: Review and implications for long-term outlook studies. Forest Policy and Economics 34, 17–29. https://doi.org/10.1016/j.forpol.2013.05.005

IIASA, 2018. Welcome to the SSP Database (Shared Socioeconomic Pathways) – Version 2.0 [WWW Document]. SSP Public Database, Version 2.0. https://secure.iiasa.ac.at/web-apps/ene/SspDb/dsd?Action=htmlpage&page=welcome

IPCC, 2014. Climate Change 2014: synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds)]. Cambridge University Press, Cambridge

IPCC, 2007. Climate Change 2007: The Physical Science Basis – Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007 (AR4). Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Irauschek, F., Rammer, W., Lexer, M.J., 2017a. Can current management maintain forest landscape multifunctionality in the Eastern Alps in Austria under climate change? Regional Environmental Change 17, 33–48. https://doi.org/10.1007/s10113-015-0908-9

Irauschek, F., Rammer, W., Lexer, M.J., 2017b. Evaluating multifunctionality and adaptive capacity of mountain forest management alternatives under climate change in the Eastern Alps. European Journal of Forest Research 136, 1051–1069. https://doi.org/10.1007/s10342-017-1051-6

Jandl, R., 2020. Climate-induced challenges of Norway spruce in Northern Austria. Trees, Forests and People 1, 100008. https://doi.org/10.1016/j.tfp.2020.100008

Jandl, R., Ledermann, T., Kindermann, G., Freudenschuss, A., Gschwantner, T., Weiss, P., 2018. Strategies for Climate-Smart Forest Management in Austria. Forests 9, 592. https://doi.org/10.3390/f9100592

Jandl, R., Neumann, M., Eckmüllner, O., 2007. Productivity increase in Northern Austria Norway spruce forests due to changes in nitrogen cycling and climate. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 170, 157–165. https://doi.org/10.1002/jpln.200521943

Jandl, R., Smidt, S., Mutsch, F., Fürst, A., Zechmeister, H., Bauer, H., Dirnböck, T., 2012. Acidification and Nitrogen Eutrophication of Austrian Forest Soils. Applied and Environmental Soil Science 2012, ID 632602. https://doi.org/10.1155/2012/632602

Jauk, G., 2019. 100,000 m^3 cross-laminated timber factories as default? Timber Online.

Jepsen, M.R., Kuemmerle, T., Müller, D., Erb, K., Verburg, P.H., Haberl, H., Vesterager, J.P., Andrič, M., Antrop, M., Austrheim, G., Björn, I., Bondeau, A., Bürgi, M., Bryson, J., Caspar, G., Cassar, L.F., Conrad, E., Chromý, P., Daugirdas, V., Van Eetvelde, V., Elena-Rosselló, R., Gimmi, U., Izakovicova, Z., Jančák, V., Jansson, U., Kladnik, D., Kozak, J., Konkoly-Gyuró, E., Krausmann, F., Mander, Ü., McDonagh, J., Pärn, J., Niedertscheider, M., Nikodemus, O., Ostapowicz, K., Pérez-Soba, M., Pinto-Correia, T., Ribokas, G., Rounsevell, M., Schistou, D., Schmit, C., Terkenli, T.S., Tretvik, A.M., Trzepacz, P., Vadineanu, A., Walz, A., Zhllima, E., Reenberg, A., 2015. Transitions in European land-management regimes between 1800 and 2010. Land Use Policy 49, 53–64. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.07.003

Joanneum Research, 2010. Arbeitspapier AG II „Umwelt-Klimawandel-Ressourcen."

Johann, E., 2007. Traditional forest management under the influence of science and industry: The story of the alpine cultural landscapes. Forest Ecology and Management 249, 54–62. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.04.049

Jönsson, A.M., Linderson, M.-L., Stjernquist, I., Schlyter, P., Bärring, L., 2004. Climate change and the effect of temperature backlashes causing frost damage in Picea abies. Global and Planetary Change 44, 195–207. https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2004.06.012

Kahiluoto, H., Kaseva, J., Balek, J., Olesen, J.E., Ruiz-Ramos, M., Gobin, A., Kersebaum, K.C., Takáč, J., Ruget, F., Ferrise, R., Bezak, P., Capellades, G., Dibari, C., Mäkinen, H., Nendel, C., Ventrella, D., Rodríguez, A., Bindi, M., Trnka, M., 2019. Decline in climate resilience of European wheat. PNAS USA 116, 123. https://doi.org/10.1073/pnas.1804387115

Kalt, G., 2018. Carbon dynamics and GHG implications of increasing wood construction: long-term scenarios for residential buildings in Austria. Carbon Management 9, 265–275. https://doi.org/10.1080/17583004.2018.1469948

Kalt, G., 2015. Biomass streams in Austria: Drawing a complete picture of biogenic material flows within the national economy. Resources, Conservation and Recycling 95, 100–111. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.12.006

Kalt, G., Amtmann, M., 2014. Biogene Materialflüsse in Österreich. Derzeitiger Stand und Perspektiven für eine verstärkte stoffliche Nutzung von nachwachsenden Rohstoffen in den Bereichen Biokunststoffe und Dämmstoffe (Projekt im Rahmen des Programms „klimaaktiv nawaro markt"). Österreichische Energieagentur – Austrian Energy Agency, Vienna, Austria.

Kalt, G., Kranzl, L., 2012. An assessment of international trade related to bioenergy use in Austria – Methodological aspects, recent developments and the relevance of indirect trade. Energy Policy 46, 537–549. https://doi.org/10.1016/j.enpol.2012.04.026

Karner, K., Cord, A.F., Hagemann, N., Hernandez-Mora, N., Holzkämper, A., Jeangros, B., Lienhoop, N., Nitsch, H., Rivas, D., Schmid, E., Schulp, C.J.E., Strauch, M., van der Zanden, E.H., Volk, M., Willaarts, B., Zarrineh, N., Schönhart, M., 2019a. Developing stakeholder-driven scenarios on land sharing and land sparing – Insights from five European case studies. Journal of Environmental Management 241, 488–500. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.050

Karner, K., Mitter, H., Schmid, E., 2019b. The economic value of stochastic climate information for agricultural adaptation in a semi-arid region in Austria. Journal of Environmental Management 249, 109431. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109431

Kastner, T., Erb, K.-H., Haberl, H., 2015. Global Human Appropriation of Net Primary Production for Biomass Consumption in the European Union, 1986–2007. Journal of Industrial Ecology 19, 825–836. https://doi.org/10.1111/jiec.12238

Kastner, T., Erb, K.-H., Haberl, H., 2014. Rapid growth in agricultural trade: effects on global area efficiency and the role of management. Environmental Research Letter 9, 034015. https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/3/034015

Kastner, T., Erb, K.-H., Nonhebel, S., 2011. International wood trade and forest change: A global analysis. Global Environmental Change 21, 947–956. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2011.05.003

Katzensteiner, K., Englisch, M., 2007. Sustainable biomass production from forests: lessons from historical experience and challenges for ecological research. Centralblatt für das gesamte Forstwesen 124, 199–212.

Kazda, M., Pichler, M., 1998. Priority assessment for conversion of Norway spruce forests through introduction of broadleaf species. Forest Ecology and Management 102, 245–258. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00166-7

Khanam, T., Rahman, A., Mola-Yudego, B., Pykäläinen, J., 2017. Identification of structural breaks in the forest product markets: how sensitive are to changes in the Nordic region? Mitigation and Adaption Strategies for Global Change 22, 469–483. https://doi.org/10.1007/s11027-015-9681-9

Kimball, B.A., 2016. Crop responses to elevated CO2 and interactions with H_2O, N, and temperature. Current Opinion in Plant Biology 31, 36–43. https://doi.org/10.1016/j.pbi.2016.03.006

Kimball, B.A., Kobayashi, K. and M. Bindi, 2002. Responses of agricultural crops to free-air CO_2 enrichment. Advances in Agronomy 77, 293–368.

Kirchner, M., Schmid, E., 2013. Integrated regional impact assessment of agricultural trade and domestic environmental policies. Land Use Policy 35, 359–378. https://doi.org/doi:10.1016/j.landusepol.2013.06.008

Kirchner, M., Schmidt, J., Kindermann, G., Kulmer, V., Mitter, H., Prettenthaler, F., Rüdisser, J., Schauppenlehner, T., Schönhart, M., Strauss, F., Tappeiner, U., Tasser, E., Schmid, E., 2015. Ecosystem services and economic development in Austrian agricultural landscapes – The impact of policy and climate change scenarios on trade-offs and synergies. Ecological Economics 109, 161–174. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.11.005

Kirchner, M., Schönhart, M., Schmid, E., 2016. Spatial impacts of the CAP post-2013 and climate change scenarios on agricultural intensification and environment in Austria. Ecological Economics 123, 35–56. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.12.009

Kirner, L., Payrhuber, A., Prodinger, M., Hager, V., 2018. Professionalisierung der Weiterbildung und Beratung in der österreichischen Rinder- und Schweinehaltung (Projektbericht). Hochschule für Agrar- und Umweltpädagogik, Wien.

Kirner, L., Payrhuber, A., Winzheim, M., 2015. Weiterbildung und Beratung im Bereich der Unternehmensführung in Österreich (Forschungsbericht). Hochschule für Agrar- und Umweltpädagogik, Wien.

Klein, G., Rebetez, M., Rixen, C., Vitasse, Y., 2018. Unchanged risk of frost exposure for subalpine and alpine plants after snowmelt in Switzerland despite climate warming. International journal of biometeorology 62, 1755–1762.

Klein, T., Bader, M.K.-F., Leuzinger, S., Mildner, M., Schleppi, P., Siegwolf, R.T.W., Körner, C., 2016. Growth and carbon relations of mature Picea abies trees under 5 years of free-air CO_2 enrichment. Journal of Ecology 104, 1720–1733. https://doi.org/10.1111/1365-2745.12621

Kletzan, D., Sinabel, F., Schmid, E., 2004. Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie für den Sektor Landwirtschaft–Ökonomische Analyse der Wassernutzung: Entwicklung von methodischen Ansätzen. Studie des WIFO im Auftrag des BMLFUW, Wien.

Klik, A., Eitzinger, J., 2010. Impact of climate change on soil erosion and the efficiency of soil conservation practices in Austria. Journal of Agricultural Science 148, 529–541. https://doi.org/10.1017/S0021859610000158

Knöbl, G., 1960. Die Moore im Ennstal, in: Güntschl, E. (Ed.), 100 Jahre Ennsregulierung. Festschrift. Verlag Natur u. Technik, Wien, pp. 74–81.

Kocmánková, E., Trnka, M., Eitzinger, J., Dubrovský, M., Štěpánek, P., Semerádová, D., Balek, J., Skalák, P., Farda, A., Juroch, J., Žalud, Z., 2011. Estimating the impact of climate change on the occurrence of selected pests at a high spatial resolution: a novel approach. The Journal of Agricultural Science 149, 185–195. https://doi.org/10.1017/S0021859610001140

Kohler, M., Stotten, R., Steinbacher, M., Leitinger, G., Tasser, E., Schirpke, U., Tappeiner, U., Schermer, M., 2017. Participative Spatial Scenario Analysis for Alpine Ecosystems. Environmental Management 60, 679–692. https://doi.org/10.1007/s00267-017-0903-7

Kompetenzzentrum Bewässerung, 2020. Eine Initiative des Landes Niederösterreich und der Landwirtschaftskammer-NÖ [WWW Document]. Kompetenzzentrum Bewässerung. http://kompetenzzentrum-bewaesserung.at/

König, M., Loibl, W., Steiger, H., Aspöck, B., Bednar-Friedl, B., Brunner, K.-M., Haas, W., Höferl, K.-M., Hüttenlau, M., Walochnik, J., Weisz, U., 2014. Kapitel 6: Der Einfluss des Klimawandels auf die Anthroposphäre, in: APCC (Ed.), APCC Österreichische Sachstandsbericht 2014. ÖAW, Wien, pp. 641–704.

Körner, C., 1998. A re-assessment of high elevation treeline positions and their explanation. Oecologia 115, 445–459. https://doi.org/10.1007/s004420050540

Körner, C., Basler, D., Hoch, G., Kollas, C., Lenz, A., Randin, C.F., Vitasse, Y., Zimmermann, N.E., 2016. Where, why and how? Explaining the low-temperature range limits of temperate tree species. Journal of Ecology 104, 1076–1088. https://doi.org/10.1111/1365-2745.12574

Kranzl, L., Matzenberger, J., Kalt, G., Zwiauer, K., et al, 2013. Technology Gaps bei der Erreichung der Klimaziele 2050: Bioenergie-Technologien, Ressourcen und Nachhaltigkeit. Vienna University of Technology, Vienna.

Kranzl, L., Müller, A., Maia, I., Büchele, R., Hartner, M., 2018. Wärmezukunft 2050. Erfordernisse und Konsequanzen der Dekarbonisierung von Raumwärme und Warmwasserbereitstellung in Österreich (Endbericht). Technische Universität, Wien.

Krausmann, F., 2001. Land use and industrial modernization: an empirical analysis of human influence on the functioning of ecosystems in Austria 1830–1995. Land Use Policy 18, 17–26. https://doi.org/10.1016/S0264-8377(00)00042-9

Krausmann, F., Haberl, H., 2002. The process of industrialization from the perspective of energetic metabolism. Ecological Economics 41, 177–201. https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00032-0

Krausmann, F., Haberl, H., Erb, K.-H., Wackernagel, M., 2004. Resource flows and land use in Austria 1950–2000: using the MEFA framework to monitor society–nature interaction for sustainability. Land Use Policy, Land use and sustainability Indicators 21, 215–230. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2003.10.005

Krausmann, F., Haberl, H., Schulz, N.B., Erb, K.-H., Darge, E., Gaube, V., 2003. Land-use change and socio-economic metabolism in Austria – Part I: driving forces of land-use change: 1950–1995. Land Use Policy 20, 1–20. https://doi.org/10.1016/S0264-8377(02)00048-0

Krenn, A., Winkelmeier, J., Tiefengraber, C., Cattin, R., Müller, S., Truhetz, H., Biberacher, M., Gadocha, S., 2011. Austrian Wind Atlas and Wind Potential Analysis. Wien.

Kurz, P., 2018. Between Smallholder Traditions and „Ecological Modernisation" – Agricultural Transformation, Landscape Change and the Cap in Austria 1995–2015. European Countryside 10, 158–179. https://doi.org/10.2478/euco-2018-0010

Lalić, B., Eitzinger, J., Thaler, S., Vučetić, V., Nejedlik, P., Eckersten, H., Jaćimović, G., Nikolić-Djorić, E., 2014. Can Agrometeorological Indices of Adverse Weather Conditions Help to Improve Yield Prediction by Crop Models? Atmosphere 5, 1020–1041. https://doi.org/10.3390/atmos5041020

Lavorel, S., Grigulis, K., Leitinger, G., Kohler, M., Schirpke, U., Tappeiner, U., 2017. Historical trajectories in land use pattern and grassland ecosystem services in two European alpine landscapes. Regional Environmental Change 17, 2251–2264. https://doi.org/10.1007/s10113-017-1207-4

Leclère, D., Havlík, P., Fuss, S., Schmid, E., Mosnier, A., Walsh, B., Valin, H., Herrero, M., Khabarov, N., Obersteiner, M., 2014. Climate change induced transformations of agricultural systems: insights from a global model. Environmental Research Letter 9, 124018. https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/12/124018

Ledermann, T., Kindermann, G., Jandl, R., Schadauer, K., 2020. Klimawandelanpassungsmaßnahmen im Wald und deren Einfluss auf die CO2-Bilanz. BFW-Praxisinformation 51.

Lenz, A., Hoch, G., Vitasse, Y., Körner, C., 2013. European deciduous trees exhibit similar safety margins against damage by spring freeze events along elevational gradients. New Phytologist 200, 1166–1175. https://doi.org/10.1111/nph.12452

Lexer, M.J., Hönninger, K., Scheifinger, H., Matulla, C., Groll, N., Kromp-Kolb, H., Schadauer, K., Starlinger, F., Englisch, M., 2002. The sensitivity of Austrian forests to scenarios of climate change: a large-scale risk assessment based on a modified gap model and forest inventory data. Forest Ecology and Management 162, 53–72.

Lexer, M.J., Jandl, R., Nabernegg, S., Bednar-Friedl, B., 2015. Forestry, in: Steininger, K.W., König, M., Bednar-Friedl, Birgit, Kranzl, L., Loibl, W., Prettenthaler, F. (Eds.), Economic Evaluation of Climate Change Impacts – Development of a Cross-Sectoral Framework and Results for Austria, Springer Climate. Springer International Publishing, pp. 145–165.

Li, Y., Schubert, S., Kropp, J.P., Rybski, D., 2020. On the influence of density and morphology on the Urban Heat Island intensity. Nature Communication 11, 2647. https://doi.org/10.1038/s41467-020-16461-9

Linderholm, H.W., 2006. Growing season changes in the last century. Agricultural and Forest Meteorology 137, 1–14. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2006.03.006

Littig, B., Brunner, K.-M., 2017. Nachhaltige Produktion, nachhaltiger Konsum, nachhaltige Arbeit. The greening of capitalism, in: Die Sozial-Ökologische Transformation Der Welt. Campus, Frankfurt am Main, pp. 215–242.

Liu, Q., Piao, S., Janssens, I. A., Fu, Y., Peng, S., Lian, X., Ciais, P., Myneni, R.B., Peñuelas, J., Wang, T., 2018. Extension of the growing season increases vegetation exposure to frost. Nature Communications 9, 426.

Loibl, W., Etminan, G., Gebetsroither-Geringer, E., Neumann, H.-M., Sanchez-Guzman, S., 2018. Characteristics of Urban Agglomerations in Different Continents: History, Patterns, Dynamics, Drivers and Trends, in: Ergen, M. (Ed.), Urban Agglomeration. intechopen.

Loibl, W., Ghazal, E., Österreicher, D., Ratheiser, M., Stollnberger, R., Tschannett, S., Tötzer, T., Vuckovic, M., Walal, K., 2019. Urban Densification and Urban Climate Change – Assessing Interaction through Densification Scenarios and Climate Simulations, in: Is this the Real World? Perfect Smart Cities vs. Real Emotional Cities. Presented at the Proceedings of REAL CORP 2019, 24th International Conference on Urban Development, Regional Planning and Information Society, REAL CORP, pp. 809–817.

Loibl, W., Vuckovic, M., Etminan, G., Ratheiser, M., Tschannett, S., Österreicher, D., 2021. Effects of Densification on Urban Microclimate – A Case Study for the City of Vienna. Atmosphere 12, 511. https://doi.org/10.3390/atmos12040511

Löschner, L., Herrnegger, M., Apperl, B., Senoner, T., Seher, W., Nachtnebel, H.P., 2017. Flood risk, climate change and settlement development: a micro-scale assessment of Austrian municipalities. Regional Environmental Change 17, 311–322. https://doi.org/10.1007/s10113-016-1009-0

Lukasch, B., Frank, T., Schulze, C.H., 2011. Short-term effects of recent land-use changes in Eastern Austria on farmland bird assemblages in a human-dominated landscape. Biodiversity Conservation 20, 1339–1352. https://doi.org/10.1007/s10531-011-0030-3

Lüscher, A., Aeschlimann, U., 2006. Effects of Elevated [CO2] and N Fertilization on Interspecific Interactions in Temperate Grassland Model Ecosystems, in: Nösberger, J., Long, S.P., Norby, R.J., Stitt, M., Hendrey, G.R., Blum, H. (Eds.), Managed Ecosystems and CO2: Case Studies, Processes, and Perspectives. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 337–350. https://doi.org/10.1007/3-540-31237-4_19

MA 22, 2018. Urban Heat Island – Strategieplan Wien. https://www.wien.gv.at/umweltschutz/raum/uhi-strategieplan.html

Ma, Q., Huang, J.-G., Hänninen, H., Berninger, F., 2019. Divergent trends in the risk of spring frost damage to trees in Europe with recent warming. Global Change Biology 25, 351–360.

MacDonald, D., Crabtree, J.R., Wiesinger, G., Dax, T., Stamou, N., Fleury, P., Lazpita, J.G., Gibon, A., 2000. Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: environmental consequences and policy response. Journal of Environmental Management 59, 47–69.

Machatschek, M., Bergler, F., 2006. Ökonomische Funktion, in: Ressi, W., Glatz, S., Egger, G., Bogner, D. (Eds.), Programm Und Plan Zur Entwicklung Der Almwirtschaft. ALP Austria: Programm Zur Sicherung Und Entwicklung Der Alpinen Kulturlandschaft. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Land Kärnten, Land Oberösterreich, Land Salzburg, Land Steiermark, Land Tirol, Land Vorarlberg, pp. 51–60.

Maier, C., Hebermehl, W., Grossmann, C.M., Loft, L., Mann, C., Hernández-Morcillo, M., 2021. Innovations for securing forest ecosystem service provision in Europe – A systematic literature review. Ecosystem Services 52, 101374. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101374

Mäkinen, H., Kaseva, J., Trnka, M., Balek, J., Kersebaum, K.C., Nendel, C., Gobin, A., Olesen, J.E., Bindi, M., Ferrise, R., Moriondo, M., Rodríguez, A., Ruiz-Ramos, M., Takáč, J., Bezák, P., Ventrella, D., Ruget, F., Capellades, G., Kahiluoto, H., 2018. Sensitivity of European wheat to extreme weather. Field Crops Research 222, 209–217. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2017.11.008

Man, R., Kayahara, G.J., Dang, Q.-L., Rice, J.A., 2009. A case of severe frost damage prior to budbreak in young conifers in Northeastern Ontario: Consequence of climate change? The Forestry Chronicle 85, 453–462. https://doi.org/10.5558/tfc85453-3

Manderscheid, R., Pacholski, A., Frühauf, C., Weigel, H.-J., 2009. Effects of free air carbon dioxide enrichment and nitrogen supply on growth and yield of winter barley cultivated in a crop rotation. Field Crops Research 110, 185–196. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2008.08.002

Manderscheid, R., Pacholski, A., Weigel, H.-J., 2010. Effect of free air carbon dioxide enrichment combined with two nitrogen levels on growth, yield and yield quality of sugar beet: Evidence for a sink limitation of beet growth under elevated CO2. European Journal of Agronomy 32, 228–239. https://doi.org/10.1016/j.eja.2009.12.002

Mantau, U., Saal, U., Prins, K., Steierer, F., Lindner, M., Verkerk, H., Eggers, J., Leek, N., Oldenburger, J., Asikainen, A., Anttila, P., 2010. Real potential for changes in growth and use of EU Forests, EUwood – Final report. Hamburg.

Maraun, D., Chimani, B., Matulla, C., Eitzinger, J., Hiebl, J., Hofstätter, M., Kubu, G., Mendlik, T., Schellander-Gorgas, T., Thaler, S., 2018. Endbericht: STARC-Impact – Supporting the Austrian Research Community in using recent Climate Change Projections for Climate Impact Studies (Endbericht), ACRP 8th call.

Maroschek, M., Rammer, W., Lexer, M.J., 2015. Using a novel assessment framework to evaluate protective functions and timber production in Austrian mountain forests under climate change. Regional Environmental Change 15, 1543–1555. https://doi.org/10.1007/s10113-014-0691-z

Matulla, C., Schöner, W., Alexandersson, H., von Storch, H., Wang, X.L., 2008. European storminess: late nineteenth century to present. Climate Dynamics 31, 125–130. https://doi.org/10.1007/s00382-007-0333-y

Mayr, D., Schmidt, J., Schmid, E., 2014. The potentials of a reverse auction in allocating subsidies for cost-effective roof-top photovoltaic system deployment. Energy Policy 69, 555–565. https://doi.org/10.1016/j.enpol.2014.01.029

McInnes, K.L., Erwin, T.A., Bathols, J.M., 2011. Global Climate Model projected changes in 10 m wind speed and direction due to anthropogenic climate change. Atmospheric Science Letter 12, 325–333. https://doi.org/10.1002/asl.341

Mehdi, B., Ludwig, R., Lehner, B., 2016. Simulated future changes of extreme nutrient loads in a mesoscale agricultural watershed in Bavaria / Simulierte zukünftige Änderungen der Extremwerte für Nährstofffrachten in einem mesoskaligen landwirtschaftlichen Einzugsgebiet in Bayern. Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment 67, 77–90. https://doi.org/10.1515/boku-2016-0008

Mehdi, B., Ludwig, R., Lehner, B., 2015. Evaluating the impacts of climate change and crop land use change on streamflow, nitrates and phosphorus: A modeling study in Bavaria. Journal of Hydrology: Regional Studies 4, 60–90. https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.04.009

Meier, M., Fuhrer, J., Holzkämper, A., 2018. Changing risk of spring frost damage in grapevines due to climate change? A case study in the Swiss Rhone Valley. International Journal of Biometeorology 62(6), 991–1002.

Meisch, C., Schirpke, U., Huber, L., Rüdisser, J., Tappeiner, U., 2019. Assessing Freshwater Provision and Consumption in the Alpine Space Applying the Ecosystem Service Concept. Sustainability 11, 1131. https://doi.org/10.3390/su11041131

Menzel, A., Fabian, P., 1999. Growing season extended in Europe. Nature 397, 659–659. https://doi.org/10.1038/17709

Menzel, A., Jakobi, G., Ahas, R., Scheifinger, H., Estrella, N., 2003. Variations of the climatological growing season (1951–2000) in Germany compared with other countries. International Journal of Climatology: A Journal of the Royal Meteorological Society 23, 793–812.

Menzel, A., Sparks, T.H., Estrella, N., Koch, E., Aasa, A., Ahas, R., Alm-Kübler, K., Bissolli, P., Braslavská, O., Briede, A., 2006. European phenological response to climate change matches the warming pattern. Global Change Biology 12, 1969–1976. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01193.x

Menzel, A., Yuan, Y., Matiu, M., Sparks, T., Scheifinger, H., Gehrig, R., Estrella, N., 2020. Climate change fingerprints in recent European

plant phenology. Global Change Biology 26, 2599–2612. https://doi.org/10.1111/gcb.15000

Michlmayr, F., 1997. Vom Römerlager Vindobona zur Donauinsel: Donauregulierungen im Wiener Stadtgebiet. Stapfia 51, 13–25.

Mikovits, C., Schauppenlehner, T., Scherhaufer, P., Schmidt, J., Schmalzl, L., Dworzak, V., Hampl, N., Sposato, R.G., 2021. A Spatially Highly Resolved Ground Mounted and Rooftop Potential Analysis for Photovoltaics in Austria. ISPRS International Journal of Geo-Information 10. https://doi.org/10.3390/ijgi10060418

Milford, A.B., Le Mouel, C., Bodirsky, B.L., Rolinski, S., 2019. Drivers of meat consumption. Appetite 141, 104313.

Mina, M., Bugmann, H., Cordonnier, T., Irauschek, F., Klopcic, M., Pardos, M., Cailleret, M., 2017. Future ecosystem services from European mountain forests under climate change. Journal of Applied Ecology 54, 389–401. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12772

Miralles, D.G., Gentine, P., Seneviratne, S.I., Teuling, A.J., 2019. Land–atmospheric feedbacks during droughts and heatwaves: state of the science and current challenges. Annals of the New York Academy of Sciences 1436, 19–35. https://doi.org/10.1111/nyas.13912

Mitter, H., Heumesser, C., Schmid, E., 2015a. Spatial modeling of robust crop production portfolios to assess agricultural vulnerability and adaptation to climate change. Land Use Policy 46, 75–90. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.01.010

Mitter, H., Heumesser, C., Schmid, E., 2014a. Crop production portfolio optimization in managing climate-induced risks in Austria. Jahrbuch der Österreichischen Gesellschaft für Agrarökonomie 23, 121–130.

Mitter, H., Kirchner, M., Schmid, E., Schönhart, M., 2014b. The participation of agricultural stakeholders in assessing regional vulnerability of cropland to soil water erosion in Austria. Regional Environmental Change 14, 385–400. https://doi.org/10.1007/s10113-013-0506-7

Mitter, H., Kirchner, M., Schönhart, M., Schmid, E., 2013. Assessing the vulnerability of cropland to soil water erosion under climate change in Austria. Jahrbuch der Österreichischen Gesellschaft für Agrarökonomie 22, 13–22.

Mitter, H., Schmid, E., 2021. Informing groundwater policies in semi-arid agricultural production regions under stochastic climate scenario impacts. Ecological Economics 180, 106908. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106908

Mitter, H., Schmid, E., 2020. Efficient land and water use under stochastic climate scenarios and groundwater restrictions in a semi-arid region, in: Book of Abstracts. Second International Crop Modelling Symposium. Presented at the iCOPM2020. Crop Modelling for the Future, Montpellier, FRANCE, FEB 3-5, 2020, pp. 211–212.

Mitter, H., Schmid, E., 2019. Computing the economic value of climate information for water stress management exemplified by crop production in Austria. Agricultural Water Management 221, 430–448. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.04.005

Mitter, H., Schönhart, M., Meyer, I., Mechtler, K., Schmid, E., Sinabell, F., Bachner, G., Bednar-Friedl, B., 2015b. Agriculture, in: Steininger, K.W., König, M., Bednar-Friedl, B., Kranzl, L., Loibl, W., Prettenthaler, F. (Eds.), Economic Evaluation of Climate Change Impacts, Springer Climate. Springer International Publishing, Cham.

Mitter, H., Techen, A.-K., Sinabell, F., Helming, K., Schmid, E., Bodirsky, B.L., Holman, I., Kok, K., Lehtonen, H., Leip, A., Le Mouël, C., Mathijs, E., Mehdi, B., Mittenzwei, K., Mora, O., Øistad, K., Øygarden, L., Priess, J.A., Reidsma, P., Schaldach, R., Schönhart, M., 2020. Shared Socio-economic Pathways for European agriculture and food systems: The Eur-Agri-SSPs. Global Environmental Change 65, 102159. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2020.102159

Morelli, F., Mikula, P., Benedetti, Y., Bussière, R., Tryjanowski, P., 2018. Cemeteries support avian diversity likewise urban parks in European cities: Assessing taxonomic, evolutionary and functional diversity. Urban Forestry & Urban Greening 36, 90–99. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.10.011

Morin, X., Chuine, I., 2014. Will tree species experience increased frost damage due to climate change because of changes in leaf phenology? Can. J. For. Res. 44, 1555–1565. https://doi.org/10.1139/cjfr-2014-0282

Morton, L.W., Mahaffee, W., Gleason, M., 2017. Climate, Weather and Wine Grapes.

Moser, W., Peterson, J., 1981. Limits to Obergurgl's growth. Ambio 10, 68–72.

Mostegl, N.M., Pröbstl-Haider, U., Jandl, R., Haider, W., 2019. Targeting climate change adaptation strategies to small-scale private forest owners. Forest Policy and Economics 99, 83–99. https://doi.org/10.1016/j.forpol.2017.10.001

Neethling, E., Petitjean, T., Quénol, H., Barbeau, G., 2017. Assessing local climate vulnerability and winegrowers' adaptive processes in the context of climate change. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 22, 777–803.

Netherer, S., Panassiti, B., Pennerstorfer, J., Matthews, B., 2019. Acute Drought Is an Important Driver of Bark Beetle Infestation in Austrian Norway Spruce Stands. Frontiers in Forests and Global Change 2, 39. https://doi.org/10.3389/ffgc.2019.00039

Neumann, M., Schadauer, K., 1995. Die Entwicklung des Zuwachses in Österreich an Hand von Bohrkernanalysen. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 166, 230–234.

Niedrist, G., Tasser, E., Lüth, C., Dalla Via, J., Tappeiner, U., 2008. Plant diversity declines with recent land use changes in European Alps. Plant Ecology 202, 195. https://doi.org/10.1007/s11258-008-9487-x

Niese, G., 2011. Österreichs Schutzwälder sind total überaltert. BFW-Praxisinformation 24, 29–31.

Obojes, N., Meurer, A., Newesely, C., Tasser, E., Oberhuber, W., Mayr, S., Tappeiner, U., 2018. Water stress limits transpiration and growth of European larch up to the lower subalpine belt in an inner-alpine dry valley. New Phytologist 220, 460–475. https://doi.org/10.1111/nph.15348

Obweger, A., 2018. Analyse des Rückgangs der Almauftriebszahlen in Österreich (Master's Thesis). Universität für Bodenkultur Wien, Wien.

Oke, T.R., 1995. The Heat Island of the Urban Boundary Layer: Characteristics, Causes and Effects, in: Cermak, J.E., Davenport, A.G., Plate, E.J., Viegas, D.X. (Eds.), Wind Climate in Cities. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 81–107. https://doi.org/10.1007/978-94-017-3686-2_5

Oke, T.R., 1982. The energetic basis of the urban heat island. Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society 108, 1–24. https://doi.org/10.1002/qj.49710845502

Oke, T.R., Mills, G., Christen, A., Voogt, J.A., 2017. Urban climates. Cambridge University Press.

Olesen, J.E., Trnka, M., Kersebaum, K.C., Skjelvåg, A.O., Seguin, B., Peltonen-Sainio, P., Rossi, F., Kozyra, J., Micale, F., 2011. Impacts and adaptation of European crop production systems to climate change. European Journal of Agronomy 34, 96–112. https://doi.org/10.1016/j.eja.2010.11.003

Ols, C., Kålås, I.H., Drobyshev, I., Söderström, L., Hofgaard, A., 2019. Spatiotemporal variation in the relationship between boreal forest productivity proxies and climate data. Dendrochronologia 58, 125648. https://doi.org/10.1016/j.dendro.2019.125648

O'Neill, B.C., Carter, T.R., Ebi, K.L., Edmonds, J., Hallegatte, S., Kemp-Benedict, E., Kriegler, E., Mearns, L., Moss, R., Riahi, K., van Ruijven, B., van Vuuren, D.P., 2012. Workshop on The Nature and Use of New Socioeconomic Pathways for Climate Change Research. National Center for Atmospheric Research (NCAR), Boulder, CO.

O'Neill, B.C., Kriegler, E., Ebi, K.L., Kemp-Benedict, E., Riahi, K., Rothman, D.S., van Ruijven, B.J., van Vuuren, D.P., Birkmann, J., Kok, K., Levy, M., Solecki, W., 2017. The roads ahead: Narratives for shared socioeconomic pathways describing world futures in the

21st century. Global Environmental Change 42, 169–180. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.01.004

Oppermann, E., Strengers, Y., Maller, C., Rickards, L., Brearley, M., 2018. Beyond Threshold Approaches to Extreme Heat: Repositioning Adaptation as Everyday Practice. Weather, Climate, and Society 10, 885–898. https://doi.org/10.1175/WCAS-D-17-0084.1

ÖROK, 2021. Österreichisches Raumentwicklungskonzept ÖREK 2030 kompakt, Raum für Wandel, Beschluss der Österreichischen Raumordnungskonferenz (ÖROK) 20. Oktober 2021.

ÖROK, 2018. Raumordnung in Österreich und Bezüge zur Raumentwicklung und Regionalpolitik, Schriftenreihe / Österreichische Raumordnungskonferenz. Österreichische Raumordnungskonferenz (ÖROK), Wien.

ÖROK, 2015. Österreichische Raumordnungskonferenz Wien 2015 – Analysen und Berichte zur räumlichen EntwicklungÖsterreichs 2012–2014.

ÖROK, 2011. ÖROK-Regionalprognosen 2010–2030: Bevölkerung, Erwerbspersonen und Haushalte.

Othengrafen, F., Lange, L., Greinke, L. (Hrsg.), 2021. Temporäre An- und Abwesenheiten in ländlichen Räumen. Auswirkungen multilokaler Lebensweisen auf Land und Gesellschaft. Springer VS, Wiesbaden.

Overbeck, M., Schmidt, M., 2012. Modelling infestation risk of Norway spruce by Ips typographus (L.) in the Lower Saxon Harz Mountains (Germany). Forest Ecology and Management 266, 115–125. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.011

Paeßens, B., Manderscheid, R., Pacholski, A., Varga, B., Erbs, M., Kage, H., Sieling, K., Weigel, H.-J., 2019. Effects of free-air CO2 enrichment and drought on root growth of field grown maize and sorghum. Journal of Agronomy and Crop Science 205, 477–489. https://doi.org/10.1111/jac.12339

Pe'er, G., Dicks, L.V., Visconti, P., Arlettaz, R., Báldi, A., Benton, T.G., Collins, S., Dieterich, M., Gregory, R.D., Hartig, F., Henle, K., Hobson, P.R., Kleijn, D., Neumann, R.K., Robijns, T., Schmidt, J., Shwartz, A., Sutherland, W.J., Turbé, A., Wulf, F., Scott, A.V., 2014. EU agricultural reform fails on biodiversity. Science 344, 1090–1092. https://doi.org/10.1126/science.1253425

Pendrill, F., Persson, U.M., Godar, J., Kastner, T., 2019. Deforestation displaced: trade in forest-risk commodities and the prospects for a global forest transition. Environ. Res. Lett. 14, 055003. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab0d41

Penker, M., 2009. Landscape governance for or by the local population? A property rights analysis in Austria. Land Use Policy 26, 947–953. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2008.11.007

Perzl, F., 2008. Der ISDW-Dokumentationsstandard für die Erfassung der Schutzwirkungen des Waldes (No. 15), BFW. Praxisinformation. Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft.

Perzl, F., Huber, A., Fromm, R., 2015. Verbesserung der Erfassung der Schutzwaldkulisse für die forstliche Raumplanung. Methodik – Prozessmodellierung Lawine für die Kartierung von Wald mit Lawinen-Objektschutzfunktion (Technischer Bericht). BFW, Wien.

Peters, W., van der Velde, I. R., van Schaik, E., Miller, J.B., Ciais, P., Duarte, H.F., van der Laan-Luijkx, I.T., van der Molen, M.K., Scholze, M., Schaefer, K., Vidale, P.L., Verhoef, A., Wårlind, D., Zhu, D., Tans, P.P., Vaughn, B., White, J.W.C., 2018. Increased water-use efficiency and reduced CO 2 uptake by plants during droughts at a continental scale. Nature Geoscience 11, 744–748. https://doi.org/10.1038/s41561-018-0212-7

Pontarollo, N., Mendieta Muñoz, R., 2020. Land consumption and income in Ecuador: A case of an inverted environmental Kuznets curve. Ecological Indicators 108, 105699. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105699

Pontarollo, N., Serpieri, C., 2020. Testing the Environmental Kuznets Curve hypothesis on land use: The case of Romania. Land Use Policy 97, 104695. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104695

Pöyry, 2018. Österreichs E-Wirtschaft Wasserkraftpotentialstudie Österreich Aktualisierung 2018, Bericht 119000433.

Prasad, P.V.V., Jagadish, S.V.K., 2015. Field Crops and the Fear of Heat Stress – Opportunities, Challenges and Future Directions. Procedia Environmental Sciences, Agriculture and Climate Change – Adapting Crops to Increased Uncertainty (AGRI 2015) 29, 36–37. https://doi.org/10.1016/j.proenv.2015.07.144

Pretzsch, H., Schütze, G., Uhl, E., 2013. Resistance of European tree species to drought stress in mixed versus pure forests: evidence of stress release by inter-specific facilitation. Plant Biology 15, 483–495. https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.2012.00670.x

Pröbstl-Haider, U., Mostegl, N.M., Jandl, R., Formayer, H., Haider, W., Pukall, K., Melzer, V., 2017. Willingness to adapt to climate change by small forest owners in Austria. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 188, 113–126. https://doi.org/10.23765/afjz0002007

Pröbstl-Haider, U., Mostegl, N.M., Kelemen-Finan, J., Haider, W., Formayer, H., Kantelhardt, J., Moser, T., Kapfer, M., Trenholm, R., 2016. Farmers' Preferences for Future Agricultural Land Use Under the Consideration of Climate Change. Environmental Management 58, 446–464. https://doi.org/10.1007/s00267-016-0720-4

Reinwald, F., Ring, Z., Kraus, F., Kainz, A., Tötzer, T., Damyanovic, D., 2019. Green Resilient City – A framework to integrate the Green and Open Space Factor and climate simulations into everyday planning to support a green and climate-sensitive landscape and urban development. IOP Conference Series: Earth Environmental Sciience 323, 012082. https://doi.org/10.1088/1755-1315/323/1/012082

Riahi, K., van Vuuren, D.P., Kriegler, E., Edmonds, J., O'Neill, B.C., Fujimori, S., Bauer, N., Calvin, K., Dellink, R., Fricko, O., Lutz, W., Popp, A., Cuaresma, J.C., KC, S., Leimbach, M., Jiang, L., Kram, T., Rao, S., Emmerling, J., Ebi, K., Hasegawa, T., Havlik, P., Humpenöder, F., Da Silva, L.A., Smith, S., Stehfest, E., Bosetti, V., Eom, J., Gernaat, D., Masui, T., Rogelj, J., Strefler, J., Drouet, L., Krey, V., Luderer, G., Harmsen, M., Takahashi, K., Baumstark, L., Doelman, J.C., Kainuma, M., Klimont, Z., Marangoni, G., Lotze-Campen, H., Obersteiner, M., Tabeau, A., Tavoni, M., 2017. The Shared Socioeconomic Pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: An overview. Global Environmental Change 42, 153–168. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.05.009

Rigby, J.R., Porporato, A., 2008. Spring frost risk in a changing climate. Geophysical Research Letters 35, L12703.

Rougieux, P., 2017. Modelling European forest products consumption and trade in a context of structural change. Université de Lorraine, Nancy.

Rüdisser, J., Schirpke, U., Tappeiner, U., 2019. Symbolic entities in the European Alps: Perception and use of a cultural ecosystem service. Ecosystem Services 39, 100980. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100980

Rüdisser, J., Tasser, E., Tappeiner, U., 2012. Biodiversität in Österreich – ihre Erfassung und der Einfluss der Landnutzung, in: Strobl, J., Blaschke, T., Griesebner, G. (Eds.), Angewandte Geoinformatik 2012, 24. VDE Vergalg GmbH, Berlin/Offenbach, pp. 786–794.

Rüdisser, J., Walde, J., Tasser, E., Frühauf, J., Teufelbauer, N., Tappeiner, U., 2015. Biodiversity in cultural landscapes: influence of land use intensity on bird assemblages. Landscape Ecology 30, 1851–1863. https://doi.org/10.1007/s10980-015-0215-3

Russ, W., 2019. Mehr als 4 Millionen Hektar Wald in Österreich. BFW-Praxisinfo 50, 3–7.

Russ, W., 2011. Mehr Wald in Österreich. BFW-Praxisinfo 24, 3–5.

Russ, W., 2004. Mehr Wald – ein positiver Trend!? BFW-Praxisinfo 3, 4–9.

Sanon, S., Hein, T., Douven, W., Winkler, P., 2012. Quantifying ecosystem service trade-offs: The case of an urban floodplain in Vien-

na, Austria. Journal of Environmental Management 111, 159–172. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.06.008

Sarkodie, S.A., Strezov, V., 2019. A review on Environmental Kuznets Curve hypothesis using bibliometric and meta-analysis. Science of The Total Environment 649, 128–145. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.276

Sathre, R., Gustavsson, L., 2006. Energy and carbon balances of wood cascade chains. Resources, Conservation and Reycling 47, 332–355. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2005.12.008

Sauberer, N., Grabherr, G., 1995. Fachliche Grundlagen zur Umsetzung der FFH-Richtlinie, Schwerpunkt Lebensräume (No. 115). Umweltbundesamt, Wien.

Sauberer, N., Zulka, K.P., Abensperg-Traun, M., Berg, H.-M., Bieringer, G., Milasowszky, N., Moser, D., Plutzar, C., Pollheimer, M., Storch, C., Tröstl, R., Zechmeister, H., Grabherr, G., 2004. Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria. Biological Conservation 117, 181–190. https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00291-X

Sauter, I., Kienast, F., Bolliger, J., Winter, B., Pazúr, R., 2019. Changes in demand and supply of ecosystem services under scenarios of future land use in Vorarlberg, Austria. Journal of Mountain Science 16, 2793–2809. https://doi.org/10.1007/s11629-018-5124-x

Schadauer, K., 1996. Growth trends in Austria, in: Growth Trends in European Forests: Studies from 12 Countries. Springer, Berlin, pp. 275–289.

Scheidl, C., Heiser, M., Kamper, S., Thaler, T., Klebinder, K., Nagl, F., Lechner, V., Markart, G., Rammer, W., Seidl, R., 2020. The influence of climate change and canopy disturbances on landslide susceptibility in headwater catchments. Science of The Total Environment 742, 140588. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140588

Scheidl, C.N., Heiser, M., Lechner, V., Perzl, F., Frank, G., Thaler, T., Markart, G., 2021. Forest stands from high elevation afforestation in the Austrian Alps – past, present and future at a glance, in: Natural Hazards in a Changing World. Presented at the 14th Congress INTERPRAEVENT 2021, International Research Society INTERPRAEVENT, Bergen, pp. 356–364.

Scheifinger, H., Menzel, A., Koch, E., Peter, C., 2003. Trends of spring time frost events and phenological dates in Central Europe. Theoretical and Applied Climatology 74, 41–51.

Scheiner, J., 2020. Verkehr: Bedeutung von Verkehrsangeboten für Multilokalität, in: Multilokale Lebensführungen Und Räumliche Entwicklungen: Ein Kompendium. ARL – Akademie für Raumentwicklung in der Leibniz-Gemeinschaft, Hannover, pp. 154–159.

Schenker, P., Fenz, R., 2010. Die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Österreich – Bedeutung für die Landwirtschaft, in: 2. Umweltökologisches Symposium 2010. Presented at the 2. Umweltökologisches Symposium 2010, Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Raumberg-Gumpenstein, pp. 5–8.

Schipfer, F., Kranzl, L., Olsson, O., Lamers, P., 2020a. The European wood pellets for heating market – Price developments, trade and market efficiency. Energy 212, 118636. https://doi.org/10.1016/j.energy.2020.118636

Schipfer, F., Kranzl, L., Olsson, O., Lamers, P., 2020b. European residential wood pellet trade and prices dataset. Data in Brief 32, 106254. https://doi.org/10.1016/j.dib.2020.106254

Schirpke, U., Altzinger, A., Leitinger, G., Tasser, E., 2019a. Change from agricultural to touristic use: Effects on the aesthetic value of landscapes over the last 150 years. Landscape and Urban Planning 187, 23–35. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.03.004

Schirpke, U., Candiago, S., Egarter Vigl, L., Jäger, H., Labadini, A., Marsoner, T., Meisch, C., Tasser, E., Tappeiner, U., 2019b. Integrating supply, flow and demand to enhance the understanding of interactions among multiple ecosystem services. Science of The Total Environment 651, 928–941. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.235

Schirpke, U., Kohler, M., Leitinger, G., Fontana, V., Tasser, E., Tappeiner, U., 2017. Future impacts of changing land-use and climate on ecosystem services of mountain grassland and their resilience. Ecosystem Services 26, 79–94. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.06.008

Schirpke, U., Leitinger, G., Tasser, E., Schermer, M., Steinbacher, M., Tappeiner, U., 2013. Multiple ecosystem services of a changing Alpine landscape: past, present and future. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management 9, 123–135. https://doi.org/10.1080/21513732.2012.751936

Schirpke, U., Meisch, C., Marsoner, T., Tappeiner, U., 2018. Revealing spatial and temporal patterns of outdoor recreation in the European Alps and their surroundings. Ecosystem Services 31, 336–350. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.11.017

Schirpke, U., Tappeiner, U., Tasser, E., 2019c. A transnational perspective of global and regional ecosystem service flows from and to mountain regions. Science Report 9, 6678. https://doi.org/10.1038/s41598-019-43229-z

Schirpke, U., Timmermann, F., Tappeiner, U., Tasser, E., 2016. Cultural ecosystem services of mountain regions: Modelling the aesthetic value. Ecological Indicators 69, 78–90. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.04.001

Schirpke, U., Tscholl, S., Tasser, E., 2020. Spatio-temporal changes in ecosystem service values: Effects of land-use changes from past to future (1860–2100). Journal of Environmental Management 272, 111068. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111068

Schmid, E., 2004. Das Betriebsoptimierungssystem FAMOS (Farm Optimization System), (No. Diskussionspapier DP-09-2004). Universität für Bodenkultur, Institut für nachhaltige Wirtschaftsentwicklung, Wien.

Schmid, E., Kirchner, M., Leclère, D., Schipfer, F., Streicher, G., Schmidt, J., Deppermann, A., Havlík, P., Kranzl, L., 2016. CC2BBE – Vulnerability of a bio-based economy to global climate change impact (Publizierbarer Endbericht No. KR12AC5K01355). ACRP – Austrian Climate Research Program.

Schmid, E., Sinabell, F., 2007. On the choice of farm management practices after the reform of the Common Agricultural Policy in 2003. Journal of Environmental Management 82, 332–340. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.12.027

Schmid, E., Sinabell, F., 2006. The Austrian agricultural sector in 2013 – Management and environmental perspectives. Jahrbuch der Österreichischen Gesellschaft für Agrarökonomie 15, 35–43.

Schmid, E., Sinabell, F., Hofreither, M.F., 2007. Phasing out of environmentally harmful subsidies: Consequences of the 2003 CAP reform. Ecological Economics 60, 596–604. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.12.017

Schmidt, J., Leduc, S., Dotzauer, E., Schmid, E., 2011. Cost-effective policy instruments for greenhouse gas emission reduction and fossil fuel substitution through bioenergy production in Austria. Energy Policy 39, 3261–3280. https://doi.org/10.1016/j.enpol.2011.03.018

Schmidt, J., Lehecka, G., Gass, V., Schmid, E., 2013. Where the wind blows: Assessing the effect of fixed and premium based feed-in tariffs on the spatial diversification of wind turbines. Energy Economics 40, 269–276. https://doi.org/10.1016/j.eneco.2013.07.004

Schmithüsen, F.J., 2013. Three hundred years of applied sustainability in forestry (Working Paper). ETH, Swiss Federal Institute of Technology Zurich, Department Environmental Sciences. https://doi.org/10.3929/ethz-a-009955604

Schmitzberger, I., Wrbka, Th., Steurer, B., Aschenbrenner, G., Peterseil, J., Zechmeister, H.G., 2005. How farming styles influence biodiversity maintenance in Austrian agricultural landscapes. Agriculture, Ecosystems & Environment 108, 274–290. https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.02.009

Schönhart, M., Mitter, H., Schmid, E., Georg, H., Heinrich, G., 2014. Integrated Analysis of Climate Change Impacts and Adaptation

Measures in Austrian Agriculture. German Journal of Agricultural Economics 63, 1–21. https://doi.org/10.22004/ag.econ.253157

Schönhart, M., Schauppenlehner, T., Kuttner, M., Kirchner, M., Schmid, E., 2016. Climate change impacts on farm production, landscape appearance, and the environment: Policy scenario results from an integrated field-farm-landscape model in Austria. Agricultural Systems 145, 39–50. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.02.008

Schönhart, M., Trautvetter, H., Parajka, J., Blaschke, A.P., Hepp, G., Kirchner, M., Mitter, H., Schmid, E., Strenn, B., Zessner, M., 2018. Modelled impacts of policies and climate change on land use and water quality in Austria. Land Use Policy 76, 500–514. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.02.031

Schueler, S., Kapeller, S., Konrad, H., Geburek, T., Mengl, M., Bozzano, M., Koskela, J., Lefèvre, F., Hubert, J., Kraigher, H., Longauer, R., Olrik, D.C., 2013. Adaptive genetic diversity of trees for forest conservation in a future climate: a case study on Norway spruce in Austria. Biodiversity Conservation 22, 1151–1166. https://doi.org/10.1007/s10531-012-0313-3

Schuldt, B., Buras, A., Arend, M., Vitasse, Y., Beierkuhnlein, C., Damm, A., Gharun, M., Grams, T.E.E., Hauck, M., Hajek, P., Hartmann, H., Hiltbrunner, E., Hoch, G., Holloway-Phillips, M., Körner, C., Larysch, E., Lübbe, T., Nelson, D.B., Rammig, A., Rigling, A., Rose, L., Ruehr, N.K., Schumann, K., Weiser, F., Werner, C., Wohlgemuth, T., Zang, C.S., Kahmen, A., 2020. A first assessment of the impact of the extreme 2018 summer drought on Central European forests. Basic and Applied Ecology 45, 86–103. https://doi.org/10.1016/j.baae.2020.04.003

Schwarzbauer, P., Braun, M., 2017. Auswirkungen von Nutzungsrestriktionen auf die Wertschöpfungskette Holz – Beispiel Österreich. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 168, 41–48. https://doi.org/10.3188/szf.2017.0041

Schwarzbauer, P., Huber, W., Koch, S.P., Stern, T., 2012. Das Angebotsverhalten der österreichischen Forstwirtschaft hinsichtlich veränderter Rahmenbedingungen – eine ökonometrische Analyse. Allgemeine Forst und Jagdzeitung 183, 45–55.

Schwarzbauer, P., Stern, T., 2010. Energy vs. material: Economic impacts of a „wood-for-energy scenario" on the forest-based sector in Austria – A simulation approach. Forest Policy and Economics, Forest sector models and their application 12, 31–38. https://doi.org/10.1016/j.forpol.2009.09.004

Schwarzbauer, P., Stern, T., Ettwein, F., 2014. Central-European outlook, in: What Science Can Tell Us. Future of the European Forest-Based Sector: Structural Changes Towards Bioeconomy. European Forest Institute, Joensuu, pp. 65–76.

Schwarzbauer, P., Weinfurter, S., Stern, T., Koch, S., 2015. Simulating possible impacts of roundwood procurement problems in Austria on wood-based energy production and forest-based industries. Biomass and Bioenergy 81, 602–611. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.08.001

Schwarzbauer, P., Weinfurter, S., Stern, T., Koch, S., 2013. Economic crises: Impacts on the forest-based sector and wood-based energy use in Austria. Forest Policy and Economics 27, 13–22. https://doi.org/10.1016/j.forpol.2012.11.004

Schweizerischer Bundesrat, KdK, BPUK, SSV, SGV, 2012. Raumkonzept Schweiz (No. 812.091.d). Schweizerischer Bundesrat, Bern.

Sebald, J., Senf, C., Heiser, M., Scheidl, C., Pflugmacher, D., Seidl, R., 2019. The effects of forest cover and disturbance on torrential hazards: large-scale evidence from the Eastern Alps. Environmental Research Letter 14, 114032. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab4937

Seidl, R., Albrich, K., Erb, K., Formayer, H., Leidinger, D., Leitinger, G., Tappeiner, U., Tasser, E., Rammer, W., 2019. What drives the future supply of regulating ecosystem services in a mountain forest landscape? Forest Ecology and Management 445, 37–47. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.047

Seidl, R., Albrich, K., Thom, D., Rammer, W., 2018. Harnessing landscape heterogeneity for managing future disturbance risks in forest ecosystems. Journal of Environmental Management 209, 46–56. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.12.014

Seidl, R., Baier, P., Rammer, W., Schopf, A., Lexer, M.J., 2007a. Modelling tree mortality by bark beetle infestation in Norway spruce forests. Ecological Modelling 206, 383–399. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.04.002

Seidl, R., Rammer, W., Jäger, D., Currie, W.S., Lexer, M.J., 2007b. Assessing trade-offs between carbon sequestration and timber production within a framework of multi-purpose forestry in Austria. Forest Ecology and Management, Meeting the challenges of process-oriented management. 248, 64–79. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.02.035

Seidl, R., Rammer, W., Jäger, D., Lexer, M.J., 2008. Impact of bark beetle (Ips typographus L.) disturbance on timber production and carbon sequestration in different management strategies under climate change. Forest Ecology and Management 256, 209–220. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.04.002

Seidl, R., Rammer, W., Lexer, M.J., 2011. Adaptation options to reduce climate change vulnerability of sustainable forest management in the Austrian Alps. Canadian Journal of Forest Research 41, 694–706. https://doi.org/10.1139/x10-235

Seidl, R., Schelhaas, M.-J., Rammer, W., Verkerk, P.J., 2014. Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. Nature Climate Change 4, 806–810. https://doi.org/10.1038/nclimate2318

Seidl, R., Spies, T.A., Peterson, D.L., Stephens, S.L., Hicke, J.A., 2016. REVIEW: Searching for resilience: addressing the impacts of changing disturbance regimes on forest ecosystem services. Journal of Applied Ecology 53, 120–129. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12511

Seidl, R., Thom, D., Kautz, M., Martin-Benito, D., Peltoniemi, M., Vacchiano, G., Wild, J., Ascoli, D., Petr, M., Honkaniemi, J., Lexer, M.J., Trotsiuk, V., Mairota, P., Svoboda, M., Fabrika, M., Nagel, T.A., Reyer, C.P.O., 2017. Forest disturbances under climate change. Nature Climate Change 7, 395–402. https://doi.org/10.1038/nclimate3303

Sinabell, F., 2018. Eine Auswahl von Nachhaltigkeitsindikatoren für die österreichische Land- und Forstwirtschaft im internationalen Vergleich. Aktualisierung 2018. WIFO, Wien.

Sinabell, F., Bock-Schappelwein, J., Firgo, M., Friesenbichler, K.S., Piribauer, P., Streicher, G., Gerner, L., Kirchner, M., Kantelhardt, J., Niedermayr, A., Schmid, E., Schönhart, M., Mayer, C., 2019. Eine Zwischenbilanz zu den Wirkungen des Programms der Ländlichen Entwicklung 2014–2020 (No. 2019/143/A/WIFO-Projektnummer: 1618). Österreichisches Institut für Wirtschaftsforschung, Universität für Bodenkultur Wien, Statistik Austria, Wien.

Sinabell, F., Pennerstorfer, D., Streicher, G., Kirchner, M., 2016. Wirkungen des Programms der Ländlichen Entwicklung 2007/2013in Österreich auf den Agrarsektor, die Volkswirtschaft und ausgewählte Bereiche der Lebensqualität (No. 2016/084-2/S/WIFO-Projektnummer: 1015). Österreichisches Institut für Wirtschaftsforschung (WIFO) und Universität für Bodenkultur Wien (BOKU), Wien.

Sinabell, F., Schönhart, M., Schmid, E., 2018. Austrian Agriculture 2020–2050. Scenarios and Sensitivity Analyses on Land Use, Production, Livestock and Production Systems. Wirtschaftsforschungsinstitut (WIFO) und Universität für Bodenkultur Wien (BOKU), Vienna, Austria.

Sklenicka, P., Šímová, P., Hrdinová, K., Salek, M., 2014. Changing rural landscapes along the border of Austria and the Czech Republic between 1952 and 2009: Roles of political, socioeconomic and environmental factors. Applied Geography 47, 89–98. https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.12.006

Sloat, L.L., Davis, S.J., Gerber, J.S., Moore, F.C., Ray, D.K., West, P.C., Mueller, N.D., 2020. Climate adaptation by crop migration. Nature Commun 11, 1–9. https://doi.org/10.1038/s41467-020-15076-4

Stadelmann, G., Bugmann, H., Meier, F., Wermelinger, B., Bigler, C., 2013. Effects of salvage logging and sanitation felling on bark beetle (Ips typographus L.) infestations. Forest Ecology and Management 305, 273–281. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.06.003

Statistik Austria, 2022. Ein Blick auf die Gemeinde [WWW Document]. Gemeindedaten. https://www.statistik.at/blickgem/index (accessed 6.21.21).

Statistik Austria, 2021. Website von Statistik Austria. Energiebilanzen: Gesamtenergiebilanz Österreich 1970 bis 2019 (Detailinformation).

Statistik Austria, 2020a. Feldfruchtproduktion ab 1970.

Statistik Austria, 2020b. Gesamtenergiebilanz Österreich 1970 bis 2016. https://www.statistik.at/statistiken/energie-und-umwelt/energie/energiebilanzen

Statistik Austria, 2019. Bevölkerungsentwicklung [WWW Document]. StatCube. https://statcube.at/statistik.at/ext/statcube/jsf/tableView/tableView.xhtml#Statistik Austria

Steinberger, J.K., Krausmann, F., Getzner, M., Schandl, H., West, J., 2013. Development and Dematerialization: An International Study. PLOS ONE 8, e70385. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0070385

Steyrer, G., Cech, T.L., Fürst, A., Hoch, G., Perny, B., 2020. Waldschutzsituation 2019 in Österreich: Schäden durch Borkenkäfer weiter extrem hoch, in: BFW (2020): Waldschutzsituation 2016–2019 in Österreich. Erhebungen und Diagnosen des BFW und Dokumentation der Waldschädigungsfaktoren 2016–2019. Forstschutz Aktuell 64. pp. 33–44.

Stotten, R., Maurer, M., Herrmann, H., Schermer, M., 2019a. Different Forms of Accommodation in Agritourism: The Role of Decoupled Farmer-Based Accommodation in the Ötztal Valley (Austria). Sustainability 11, 2841. https://doi.org/10.3390/su11102841

Stotten, R., Maurer, M., Schermer, M., 2019b. Agrotourismus. Eine Untersuchung zum Einfluss der bäuerlichen Gästebeherbergung auf die landwirtschaftlichen Strukturen im Ötztal. Universität Innsbruck, Innsbruck.

Strasser, G., 2014. Das Entwicklungspotential der Almen im Lungau. Eine Analyse des touristischen Entwicklungspotentials der Almen in der Gemeinde Zederhaus., in: Landschaft Und Nachhaltige Entwicklung, INTERREG IV-A Projekt Almregione Bayerisch-Salzburger Kalkalpen. Selbstverlag der Arbeitsgruppe für Landschaft und Nachhaltige Entwicklung, Salzburg.

Strasser, U., Förster, K., Formayer, H., Hofmeister, F., Marke, T., Meißl, G., Nadeem, I., Stotten, R., Schermer, M., 2019. Storylines of combined future land use and climate scenarios and their hydrological impacts in an Alpine catchment (Brixental/Austria). Science of The Total Environment 657, 746–763. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.077

Strauss, F., Formayer, H., Schmid, E., 2013a. High resolution climate data for Austria in the period 2008–2040 from a statistical climate change model. International Journal of Climatology 33, 430–443. https://doi.org/10.1002/joc.3434

Strauss, F. Moltchanova, E., Schmid, E., 2013b. Spatially Explicit Modeling of Long-Term Drought Impacts on Crop Production in Austria. American Journal of Climate Change 02, 1–11. https://doi.org/10.4236/ajcc.2013.23A001

Streicher, W., Schnitzer, H., Tatzber, F., Hausberger, S., Haas, R., Kalt, G., Damm, A., Steininger, K., Oblasser, S., 2010. Energieautarkie für Österreich 2050 (Endbericht Klima- und Energiefonds).

Strimitzer, L., 2020. Industrien der Holzverarbeitung (Marktinformation). MBK, Klimaaktiv, Wien.

Strimitzer, L., Höher, M., Nemestothy, K., 2020. Holzströme in Österreich 2018. Austrian Energy Agency, Landwirtschaftskammer Österreich, Wien.

Stürmer, B., 2011. Ökonomische Potentialanalysen zur landwirtschaftlichen Biomasse- und Bioenergieproduktion in Österreich / eingereicht von Bernhard Stürmer.

Stürmer, B., Schmidt, J., Schmid, E., Sinabell, F., 2013. Implications of agricultural bioenergy crop production in a land constrained economy – The example of Austria. Land Use Policy 30, 570–581. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.04.020

Suske, W., Tomek, H., Gattermaier, S., Huber, J., Steurer, B., Unterweger, M., Aschenbrenner, G., Pfefferkorn, W., Teufelbauer, N., Schernhammer, T., Ellmauer, T., Seiberl, M., 2012. Evaluierung des Programms zur Ländlichen Entwicklung im Bereich der Almen. SUSKE Consulting, Wien.

Suter, D., Nösberger, J., Lüscher, A., 2001. Response of Perennial Ryegrass to Free-Air CO2 Enrichment (FACE) Is Related to the Dynamics of Sward Structure during Regrowth. Crop Science 41, 810–817. https://doi.org/10.2135/cropsci2001.413810x

Svobodová, E., Trnka, M., Žalud, Z., Semerádová, D., Dubrovský, M., Eitzinger, J., Štěpánek, P., Brázdil, R., 2014. Climate variability and potential distribution of selected pest species in south Moravia and north-east Austria in the past 200 years – lessons for the future. The Journal of Agricultural Science 152, 225–237. https://doi.org/10.1017/S0021859613000099

Tappeiner, U., Borsdorf, A., Tasser, E., 2008. Alpenatlas = Atlas des alpes: society – economy – environment. Spektrum Akademischer Verl, Heidelberg.

Tappeiner, U., Tasser, E., Tappeiner, G., 1998. Modelling vegetation patterns using natural and anthropogenic influence factors: preliminary experience with a GIS based model applied to an Alpine area. Ecological Modelling 113, 225–237. https://doi.org/10.1016/S0304-3800(98)00145-8

Tasser, E., Leitinger, G., Tappeiner, U., 2017. Climate change versus land-use change – What affects the mountain landscapes more? Land Use Policy 60, 60–72. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.10.019

Tasser, E., Schermer, Markus, Siegl, G. (Eds.), 2012. Wir Landschaftmacher: vom Sein und Werden der Kulturlandschaft in Nord-, Ost- und Südtirol. Athesia, Bozen.

Tasser, E., Schirpke, U., Zoderer, B.M., Tappeiner, U., 2020. Towards an integrative assessment of land-use type values from the perspective of ecosystem services. Ecosystem Services 42, 101082. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101082

Tasser, E., Sternbach, E., Tappeiner, U., 2008. Biodiversity indicators for sustainability monitoring at municipality level: An example of implementation in an alpine region. Ecological Indicators 8, 204–223. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.01.005

Tasser, E., Tappeiner, U., 2002. Impact of land use changes on mountain vegetation. Applied Vegetation Science 5, 173–184. https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2002.tb00547.x

Teich, M., Giunta, A.D., Hagenmuller, P., Bebi, P., Schneebeli, M., Jenkins, M.J., 2019. Effects of bark beetle attacks on forest snowpack and avalanche formation – Implications for protection forest management. Forest Ecology and Management 438, 186–203. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.01.052

Tello-García, E., Huber, L., Leitinger, G., Peters, A., Newesely, C., Ringler, M.-E., Tasser, E., 2020. Drought- and heat-induced shifts in vegetation composition impact biomass production and water use of alpine grasslands. Environmental and Experimental Botany 169, 103921. https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2019.103921

Thaler, S., Eitzinger, J., Kubu, G., Chimani, B., Matulla, C., Hiebl, J., Hofstätter, M., Maraun, D., Mendlik, T., 2019a. Anwendung der ÖKS15-Klimaprojektionen in Agrarmodellen, in: Klimatag 2019. Presented at the 20. Österreichischer Klimatag 2019, APR 24–26, Vienna, pp. DACH2019-46–1.

Thaler, S., Eitzinger, J., Kubu, G., Chimani, B., Matulla, C., Hiebl, J., Hofstätter, M., Maraun, D., Mendlik, T., 2019b. Einfluss von

Klimaszenarien unterschiedlicher Auflösung auf die Ergebnisse agrarmeteorologischer Modelle in unterschiedlichen Regionen Österreichs, in: Kurzfassungen Der Meteorologentagung DACH. Presented at the Meteorologentagung DACH, Garmisch-Partenkirchen, Deutschland, 18.–22. März 2019, pp. DACH2019-46–1.

Thaler, S., Eitzinger, J., Trnka, M., Dubrovsky, M., 2012. Impacts of climate change and alternative adaptation options on winter wheat yield and water productivity in a dry climate in Central Europe. Journal of Agricultural Science 150, 1–19. https://doi.org/10.1017/S0021859612000093

Thaler, S., Zessner, M., Mayr, M.M., Haider, T., Kroiss, H., Rechberger, H., 2013. Impacts of human nutrition on land use, nutrient balances and water consumption in Austria. Sustainability of Water Quality and Ecology 1-2, 24–39. https://doi.org/10.1016/j.swaqe.2014.04.003

Thaler, S., Zessner, M., Weigl, M., Rechberger, H., Schilling, K., Kroiss, H., 2015. Possible implications of dietary changes on nutrient fluxes, environment and land use in Austria. Agricultural Systems 136, 14–29. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2015.01.006

Thom, D., Rammer, W., Garstenauer, R., Seidl, R., 2018. Legacies of past land use have a stronger effect on forest carbon exchange than future climate change in a temperate forest landscape. Biogeosciences 15, 5699–5713. https://doi.org/10.5194/bg-15-5699-2018

Thom, D., Rammer, W., Seidl, R., 2017. The impact of future forest dynamics on climate: interactive effects of changing vegetation and disturbance regimes. Ecological Monographs 87, 665–684. https://doi.org/10.1002/ecm.1272

Thom, D., Seidl, R., 2016. Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests: Disturbance impacts on biodiversity and services. Biological Review 91, 760–781. https://doi.org/10.1111/brv.12193

Thom, D., Seidl, R., Steyrer, G., Krehan, H., Formayer, H., 2013. Slow and fast drivers of the natural disturbance regime in Central European forest ecosystems. Forest Ecology and Management 307, 293–302. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.017

Thom, D., Sommerfeld, A., Sebald, J., Hagge, J., Müller, J., Seidl, R., 2020. Effects of disturbance patterns and deadwood on the microclimate in European beech forests. Agricultural and Forest Meteorology 291, 108066. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108066

Toreti, A., Deryng, D., Tubiello, F.N., Müller, C., Kimball, B.A., Moser, G., Boote, K., Asseng, S., Pugh, T.A.M., Vanuytrecht, E., Pleijel, H., Webber, H., Durand, J.-L., Dentener, F., Ceglar, A., Wang, X., Badeck, F., Lecerf, R., Wall, G.W., van den Berg, M., Hoegy, P., Lopez-Lozano, R., Zampieri, M., Galmarini, S., O'Leary, G.J., Manderscheid, R., Mencos Contreras, E., Rosenzweig, C., 2020. Narrowing uncertainties in the effects of elevated CO2 on crops. Nature Food 1, 775–782. https://doi.org/10.1038/s43016-020-00195-4

Tramberend, S., Fischer, G., Bruckner, M., van Velthuizen, H., 2019. Our Common Cropland: Quantifying Global Agricultural Land Use from a Consumption Perspective. Ecological Economics 157, 332–341. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.12.005

Tribl, C., 2006. Ökonomische Auswirkungen der neuen gesetzlichen Rahmenbedingungen bezüglich biogener Treibstoffe in Österreich. Kammer für Arbeiter und Angestellte für Wien, Wien.

Trimmel, H., Weihs, P., Faroux, S., Formayer, H., Hamer, P., Hasel, K., Laimighofer, J., Leidinger, D., Masson, V., Nadeem, I., Oswald, S.M., Revesz, M., Schoetter, R., 2021. Thermal conditions during heat waves of a mid-European metropolis under consideration of climate change, urban development scenarios and resilience measures for the mid-21st century. Meteorologische Zeitschrift 30, 9–32. https://doi.org/10.1127/metz/2019/0966

Trnka, M., Brázdil, R., Dubrovský, M., Semerádová, D., Štěpánek, P., Dobrovolný, P., Možný, M., Eitzinger, J., Málek, J., Formayer, H., Balek, J., Žalud, Z., 2011a. A 200-year climate record in Central Europe: Implications for agriculture. Agronomy for Sustainable Development 31, 631–641. https://doi.org/10.1007/s13593-011-0038-9

Trnka, M., Eitzinger, J., Hlavinka, P., Dubrovský, M., Semerádová, D., Štěpánek, P., Thaler, S., Žalud, Z., Možný, M., Formayer, H., 2009. Climate-driven changes of production regions in Central Europe. Plant Soil Environment 55, 257–266. https://doi.org/10.17221/1017-pse

Trnka, M., Feng, S., Semenov, M. A., Olesen, J.E., Kersebaum, K.C., Rötter, R.P., Semerádová, D., Klem, K., Huang, W., Ruiz-Ramos, M., Hlavinka, P., Meitner, J., Balek, J., Havlík, P., Büntgen, U., 2019. Mitigation efforts will not fully alleviate the increase in water scarcity occurrence probability in wheat-producing areas. Science Advances 5, eaau2406. https://doi.org/10.1126/sciadv.aau2406

Trnka, M., Rötter, R.P., Ruiz-Ramos, M., Kersebaum, K.C., Olesen, J.E., Žalud, Z., Semenov, M. A., 2014. Adverse weather conditions for European wheat production will become more frequent with climate change. Nature Climate Change 4, 637–643. https://doi.org/10.1038/nclimate2242

Trnka, M., Schaumberger, A., Formayer, H., Eitzinger, J., Hlavinka, P., Semerádová, D., Dubrovský, M., Možný, M., Thaler, S., Žalu, Z., 2011b. Evaluating drought risk for permanent grasslands under present and future climate conditions. Presented at the Procedia Environmental Sciences, Elsevier B.V., pp. 50–57. https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.02.010

Umweltbundesamt, 2020. Flächeninanspruchnahme – Entwicklung des jährlichen Bodenverbrauchs in Österreich [WWW Document]. https://www.umweltbundesamt.at/umweltthemen/boden/flaecheninanspruchnahme (accessed 6.22.20).

Umweltbundesamt, 2019. Zwölfter Umweltkontrollbericht – Umweltsituation in Österreich (Report No. REP-0684). Umweltbundesamt GmbH, Vienna, Austria.

Umweltbundesamt, 2004. Wald in Schutzgebieten. Kategorisierung von Waldflächen in Österreich anhand der Kriterien der Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa (MCPFE) (No. M-165). Umweltbundesamt GmbH, Wien.

UNECE/FAO, 2020. Forest products annual market review 2019–2020 (No. ECE/TIM/SP/50). UNECE, FAO, Geneva.

Unterberger, C., Brunner, L., Nabernegg, S., Steininger, K.W., Steiner, A.K., Stabentheiner, E., Monschein, S., Truhetz, H., 2018. Spring frost risk for regional apple production under a warmer climate. PLOS ONE 13, e0200201. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200201

Urban, O., Hlaváčová, M., Klem, K., Novotná, K., Rapantová, B., Smutná, P., Horáková, V., Hlavinka, P., Škarpa, P., Trnka, M., 2018. Combined effects of drought and high temperature on photosynthetic characteristics in four winter wheat genotypes. Field Crops Research 223, 137–149. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2018.02.029

VEE, 2022. Österreich Klimaneutral, Potenziale, Beitrag und Optionen zur Klimaneutralität mit erneuerbaren Energien, Eine Studie von Erneuerbare Energie Österreich. Verein Erneuerbare Energie Österreich, Wien.

Verkerk, P.J., Costanza, R., Hetemäki, L., Kubiszewski, I., Leskinen, P., Nabuurs, G.J., Potočnik, J., Palahí, M., 2020. Climate-Smart Forestry: the missing link. Forest Policy and Economics 115, 102164. https://doi.org/10.1016/j.forpol.2020.102164

Vitasse, Y., Lenz, A., Körner, C., 2014. The interaction between freezing tolerance and phenology in temperate deciduous trees. Frontiers in Plant Science 5, 541.

Vitasse, Y., Rebetez, M., 2018. Unprecedented risk of spring frost damage in Switzerland and Germany in 2017. Climatic change 149, 233–246.

Vitasse, Y., Schneider, L., Rixen, C., Christen, D., Rebetez, M., 2018a. Increase in the risk of exposure of forest and fruit trees to spring

frosts at higher elevations in Switzerland over the last four decades. Agricultural and forest meteorology 248, 60–69.
Vitasse, Y., Signarbieux, C., Fu, Y.H., 2018b. Global warming leads to more uniform spring phenology across elevations. Proceedings of the National Academy of Sciences 115, 1004–1008.
Vogel, E., Donat, M.G., Alexander, L.V., Meinshausen, M., Ray, D.K., Karoly, D., Meinshausen, N., Frieler, K., 2019. The effects of climate extremes on global agricultural yields. Environmental Research Letter 14, 054010. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab154b
Vospernik, S., Nothdurft, A., 2018. Can trees at high elevations compensate for growth reductions at low elevations due to climate warming? Canadian Journal of Forest Research 48, 650–662. https://doi.org/10.1139/cjfr-2017-0326
Vranken, L., Avermaete, T., Petalios, D., Mathijs, E., 2014. Curbing global meat consumption: Emerging evidence of a second nutrition transition. Environmental Science & Policy 39, 95–106. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.02.009
Vuckovic, M., Tötzer, T., Stollnberger, R., Loibl, W., 2020. Urban transformation and heat island: Potential of urban design alternatives to mitigate the effects of urban overheating in Austrian cities. Journal of Urban Environment 03–14. https://doi.org/10.34154/2020-JUE-0101-03-14/euraass
Waldau, T., Chmielewski, F., 2018. Spatial and temporal changes of spring temperature, thermal growing season and spring phenology in Germany 1951?2015. Meteorologische Zeitschrift 27, 335–342. https://doi.org/10.1127/metz/2018/0923
Weiss, G., Hogl, K., Rametsteiner, E., Sekot, W., 2007. Privatwald in Österreich – neu entdeckt | Private forest property in Austria – newly discovered. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 158, 293–301. https://doi.org/10.3188/szf.2007.0293
Weitz, M., Klippel, C., Peschel, T., 2013. Energieholzplantagen.
Whitnall, T., Pitts, N., 2019. Global trends in meat consumption. Agricultural Commodities.
Wilkes-Allemann, J., Deuffic, P., Jandl, R., Westin, K., Lieberherr, E., Foldal, C., Lidestav, G., Weiss, G., Zabel, A., Živojinović, I., Pecurul-Botines, M., Koller, N., Haltia, E., Sarvašová, Z., Sarvaš, M., Curman, M., Riedl, M., Jarský, V., 2021. Communication campaigns to engage (non-traditional) forest owners: A European perspective. Forest Policy and Economics 133, 102621. https://doi.org/10.1016/j.forpol.2021.102621
Willerstorfer, T., 2013. Der Fleischverbrauch in Österreich von 1950–2010. Trends und Drivers als Zusammenspiel von Angebot und Nachfrage. Social Ecology Working Paper 139. Institute of Social Ecology, Vienna.
Wilson, G.A., Schermer, M., Stotten, R., 2018. The resilience and vulnerability of remote mountain communities: The case of Vent, Austrian Alps. Land Use Policy 71, 372–383. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.022
Wisbauer, A., Kausl, A., Marik-Lebeck, A., Venningen-Fröhlich, H., 2015. Multilokalität in Österreich: Regionale und soziodemographische Struktur der Bevölkerung mit mehreren Wohnsitzen, in: Mobil Und Doppelt Sesshaft. Studien Zur Residenziellen Multilokalität. Abhandlungen zur Geographie und Regionalforschung, Wien, pp. 83–120.
Wolf, G., 2018. Forstwirtschaft und Holzverarbeitung, Branchen Bericht. Bank Austria, Wien.
Wurster, D., Artmann, M., 2014. Development of a Concept for Non-monetary Assessment of Urban Ecosystem Services at the Site Level. AMBIO 43, 454–465. https://doi.org/10.1007/s13280-014-0502-2
Xie, L., Bulkeley, H., 2020. Nature-based solutions for urban biodiversity governance. Environmental Science & Policy 110, 77–87. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.04.002
ZAMG, 2021. Historical Instrumental Climatological Surface Time Series Of The Greater Alpine Region – Langzeitklimareihen der mittleren Lufttemperatur in Sommer für die Station Wien – Hohe Warte.
Zessner, M., Schönhart, M., Parajka, J., Trautvetter, H., Mitter, H., Kirchner, M., Hepp, G., Blaschke, A.P., Strenn, B., Schmid, E., 2017. A novel integrated modelling framework to assess the impacts of climate and socio-economic drivers on land use and water quality. Science of The Total Environment 579, 1137–1151. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.092
Zhou, B., Rybski, D., Kropp, J.P., 2017. The role of city size and urban form in the surface urban heat island. Science Rep 7, 4791. https://doi.org/10.1038/s41598-017-04242-2
Ziello, C., Estrella, N., Kostova, M., Koch, E., Menzel, A., 2009. Influence of altitude on phenology of selected plant species in the Alpine region (1971–2000). Climate Research 39, 227–234.
Zimmermann, P., Tasser, E., Leitinger, G., Tappeiner, U., 2010. Effects of land-use and land-cover pattern on landscape-scale biodiversity in the European Alps. Agriculture, Ecosystems & Environment 139, 13–22. https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.06.010
Zoderer, B.M., Tasser, E., Carver, S., Tappeiner, U., 2019. An integrated method for the mapping of landscape preferences at the regional scale. Ecological Indicators 106, 105430. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.05.061

Open Access Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.
Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.



Kapitel 4. Anpassungsoptionen in der Landnutzung an den Klimawandel

Inhaltsverzeichnis

4.1 Einleitung . . . 218
4.1.1 Querschnittsthema: Wasser . . . 219
4.1.2 Querschnittsthema: Biodiversität . . . 219

4.2 Anpassungsmaßnahmen in der Landwirtschaft . . . 221
4.2.1 Ackerbau . . . 221
4.2.2 Grünland . . . 229
4.2.3 Garten-, Wein- und Obstbau . . . 232
4.2.4 Landwirtschaftliche Tierhaltung . . . 233

4.3 Forstwirtschaft . . . 238
4.3.1 Hintergrund Wald . . . 238
4.3.2 Anpassungsmaßnahmen . . . 241
4.3.3 Handlungsmöglichkeiten für den Naturschutz . . . 246
4.3.4 Schutzgebiete . . . 247

4.4 Siedlungsraum . . . 250

Literatur . . . 252

Koordinierende Leitautor_innen:
Andreas Baumgarten[1], Katharina Lapin[2], Silvio Schüler[2]

Leitautor_innen:
Alexandra Freudenschuss[2], Heidi Grüneis[3], Manfred J. Lexer[4], Julia Miloczki[1], Taru Sandén[1], Günther Schauberger[5], Andreas Schaumberger[6], Christine Stumpp[4], Ottavia Zoboli[7]

Beitragende Autor_innen:
Michael Englisch[2], Sophie Ette[2], Lukas Gaier[6], Thomas Gschwantner[2], Stefan Hörtenhuber[4], Andreas Klinger[6], Heino Konrad[2], Martin Mehofer[8], Janine Oettel[2], Jana Petermann[9], Markus Sallmanshofer[2], Tanja Tötzer[10], Marcela van Loo[2], Werner Zollitsch[4]

Review-Editor_innen:
Anette Freibauer[11], Daniel Müller[12]

Technische Unterstützung:
Bastian Bertsch-Hörmann[4]

Zitiervorschlag:
Baumgarten, A., Lapin, K., Schüler, S., Freudenschuss, A., Grüneis, H., Lexer, M. J., Miloczki, J., Sandén, T., Schauberger, G., Schaumberger, A., Stumpp, C., Zoboli, O., 2024: Kapitel 4 Anpassungsoptionen in der Landnutzung an den Klimawandel. In: APCC Special Report: Landnutzung und Klimawandel in Österreich (APCC SR Land) [Jandl, R., Tappeiner, U., Foldal, C. B., Erb, K.-H. (Hrsg.)]. Springer Spektrum. Berlin/Heidelberg. S. 217–274.

[1] Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH
[2] Bundesforschungszentrum für Wald
[3] Bundesanstalt für Agrarwirtschaft und Bergbauernfragen
[4] Universität für Bodenkultur Wien
[5] Veterinärmedizinische Universität Wien
[6] HBLFA Raumberg-Gumpenstein
[7] Technische Universität Wien
[8] Höhere Bundeslehranstalt und Bundesamt für Wein- und Obstbau Klosterneuburg

© Der/die Autor(en) 2024

R. Jandl et al. (Hrsg.), *APCC Special Report: Landnutzung und Klimawandel in Österreich*,
https://doi.org/10.1007/978-3-662-67864-0_6

[9] Paris Lodron Universität Salzburg
[10] Austrian Institute of Technology GmbH
[11] Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft
[12] Humboldt-Universität zu Berlin

4.1 Einleitung

Die vielfältigen Auswirkungen des Klimawandels führen in Österreich zu einem dringenden Anpassungsbedarf von menschlichen und natürlichen Systemen (APCC, 2014). Während Anpassung prinzipiell ein biologischer oder sozialer Entwicklungsprozess ist, sind jene Anpassungen an den Klimawandel effektiver, die proaktiv, geplant und vorausschauend passieren sowie unterschiedliche Akteur_innen, wie z. B. Wissenschafter_innen, Praktiker_innen und Entscheidungsträger_innen, involvieren (Adger et al., 2009; Berrang-Ford et al., 2011; Smit & Skinner, 2002)

Im 5. Sachstandsbericht des IPCC wird Klimawandelanpassung definiert als

> „Prozess der Anpassung an aktuelle oder erwartete klimatische Veränderungen und deren Effekte. In menschlichen Systemen versucht Anpassung, Schäden abzuschwächen oder zu vermeiden und neue Möglichkeiten günstig zu nutzen (APCC, 2014)."

Anpassungen können nach unterschiedlichen Aspekten differenziert werden: z. B. nach Akteur_innen (öffentliche oder private), dem Zeitpunkt (reaktiv oder antizipativ) oder der Intention (autonom oder geplant; Smit et al., 2000; Füssel, 2007; Malik et al., 2010). Das Verständnis von Anpassung hat sich im Laufe der Zeit verändert: Während als Anpassungen der „ersten Generation" nur direkte Reaktionen auf klimatische Veränderungen verstanden werden (Boyd et al., 2013), berücksichtigen Anpassungen „der zweiten Generation" auch ökologische, soziale, politische und ökonomische Entwicklungen und streben eine höhere Systemresilienz an (Burton et al., 2002; Grasso, 2010; Moser & Boykoff, 2013). Anpassungen werden nicht isoliert von anderen Themen umgesetzt (Adger et al., 2005), und auch in der Landnutzung werden Entscheidungen aufgrund vielfältiger ökonomischer, sozialer und kultureller Kontexte getroffen (Grüneis et al., 2018; Moser & Ekstrom, 2010; Naess, 2013; Wolf, 2011). Die vielfache Forderung nach „Mainstreaming Adaptation" zielt darauf ab, Strategien und Maßnahmen zur Anpassung nicht separat zu formulieren, sondern in bestehende Programme, Politiken oder Managementstrategien aufzunehmen (Klein et al., 2007; Tompkins et al., 2010).

Ein Bedarf an Anpassung führt jedoch nicht automatisch zu Anpassungshandlungen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung], und in der Praxis zeigen sich vielfach Hürden bzw. Barrieren, wie z. B. unklare Verantwortlichkeiten, unzureichende Ressourcen oder ineffektive Kommunikation, sodass Anpassungen nicht stattfinden (Adger et al., 2009; Klein et al., 2007; Mc Carl et al., 2016; Mitter et al., 2019; Moser & Ekstrom, 2010; Wolf, 2011). Solche Barrieren führen zu Anpassungsdefiziten oder Anpassungslücken, die in der Praxis vor allem auf regionaler Ebene vielfach beobachtet werden können (Chen et al., 2016; Dow et al., 2013; Ford & King, 2015; Klein et al., 2014). Eine wichtige Rolle spielen dabei neben Unsicherheiten in den Prognosen für klimatische Entwicklungen auch Vorkenntnisse, Werte, Risikowahrnehmung sowie ökonomische Einschätzungen, die Akteur_innen eine Umsetzung erschweren können.

Anpassungsmaßnahmen können auch erfolglos sein oder sogar die Vulnerabilität gegenüber den Auswirkungen des Klimawandels gegenwärtig oder auch künftig erhöhen. Solche Anpassungen werden als Fehlanpassungen (Maladaptationen) bezeichnet und führen zu einer Erhöhung klimarelevanter Emissionen, besonderer Belastung vulnerabler Gruppen, hohen Opportunitätskosten, Reduzierung von Anreizen zur Anpassung oder schränken durch die Wahl von Pfaden die Möglichkeiten zukünftiger Generationen ein (Pfadabhängigkeiten). Eine umfassende Planung und Umsetzung von Anpassungsmaßnahmen birgt den Vorteil, solche eventuell negativen Wirkungen zu vermeiden (Adger et al., 2005). Allerdings können negative externe Effekte auch entstehen, wenn keine (Anpassungs-)Handlungen gesetzt werden (Steininger et al., 2015).

2012 wurde die Österreichische Strategie zur Anpassung an den Klimawandel vom Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus veröffentlicht und 2017 aktualisiert (BMNT, 2017a). Diese enthält auf Basis wissenschaftlicher Erkenntnisse 136 konkrete Handlungsempfehlungen in 14 Aktivitätsfeldern, die auch alle relevanten Gebiete der Landnutzung, wie z. B. Land- und Forstwirtschaft, Wasserhaushalt und Raumordnung, abbilden. Zusätzlich wurden zwischen 2009 und 2020 in den österreichischen Bundesländern Strategien zur Anpassung eigenständig oder innerhalb anderer Programme veröffentlicht (http://www.klimawandelanpassung.at).

Anpassungsmaßnahmen im Bereich der Landnutzung verfolgen unterschiedliche Ziele. Im Bereich Landwirtschaft hat die Sicherung der menschlichen Ernährung die oberste Priorität. In der flächenmäßig bedeutsamen Waldbewirtschaftung sollen dagegen verschiedene Waldökosystemleistungen bzw. Waldfunktionen gesichert werden. Dazu gehören u. a. die Holzproduktion, die Erhaltung des Schutzwaldes und mit zunehmender Bedeutung auch die Kohlenstoffspeicherfunktion des Waldes. Neben den primären Zielen von Anpassungsmaßnahmen hat jegliche Änderung der Landnutzung auch über die Ziele hinausgehende Auswirkungen auf andere Ökosystemleistungen (Abschn. 1.4). Erfolgreiche Anpassungsmaßnahmen in der Landnutzung berücksichtigen deren Folgen auf den Schutz unserer natürlichen Ressourcen, wie Wasser und Luft, und auf die heimische Biodiversität. Zudem betreffen Anpassungsmaßnahmen in Land- und

Forstwirtschaft zumeist direkt die ländliche Entwicklung und Chancengleichheit zwischen ländlichen und städtischen Räumen.

Durch Anpassungsmaßnahmen in der Landnutzung können sich Nutzungskonflikte zwischen verschiedenen Landnutzungsformen verändern. Ein Nutzungskonflikt entsteht dann, wenn eine Fläche mehrere Flächennutzungspotenziale aufweist (von der Dunk et al., 2011). Sowohl globale als auch lokale Nutzungskonflikte in der Landnutzung sind in Österreich beobachtet worden (Exner & EB & P Umweltbüro GmbH, 2011; Filipancic, 2008). Mit zunehmenden und vielfältigeren Landnutzungsansprüchen werden die verfügbaren Flächenressourcen knapp (von der Dunk et al., 2011). Mit dem Klimawandel und den notwendigen Anpassungen erhöhen sich die Möglichkeiten für verschiedene Formen der Landnutzung (Iglesias & Garrote, 2015), was zu einer Verschärfung der Konfliktsituation führen kann. Nutzungskonflikte werden für den Siedlungsraum, Landwirtschaft und Forstwirtschaft in der Literatur diskutiert (Bernard et al., 2014; Perfler et al., 2007), insbesondere zwischen Naturschutz und anderen Landnutzungsformen.

Zur Lösung von Nutzungskonflikten in der Landnutzung werden die Einbindung von Interessengruppen und der Öffentlichkeit in den frühen Phasen der Entscheidungsprozesse (Semenza et al., 2011), die Abwägung vom potenziellen Nutzen der Maßnahme (Iglesias & Garrote, 2015), die Simulation der Szenarien und Flächennutzungspotenziale (Schaumberger et al., 2011) sowie eine standortspezifische Analyse der zeitlichen und räumlichen Landnutzungsveränderungen und ihrer Auswirkungen auf die Bereitstellung von Ökosystemdienstleistungen empfohlen (Stürck et al., 2018).

Im folgenden Kapitel werden Anpassungen an den Klimawandel in den landnutzungsrelevanten Bereichen Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Schutzgebiete sowie Siedlungsraum betrachtet. Darüber hinaus geben die nächsten Absätze einen Überblick zu den Querschnittsthemen Wasser und Biodiversität.

4.1.1 Querschnittsthema: Wasser

Wasserverfügbarkeit und -qualität sind wesentliche Elemente der Landnutzung. Klimawandel-Anpassungsmaßnahmen können sich positiv oder negativ auf die Wasserverfügbarkeit und Wasserqualität auswirken (Dunn et al., 2012; Schönhart et al., 2018; Zessner et al., 2017). Somit beeinflusst der Klimawandel nicht nur direkt die Verfügbarkeit und Qualität des Wassers (Abschn. 3.2.1), was Anpassungsmaßnahmen im Bereich der Landnutzung und des Landmanagements notwendig macht oder einleitet, sondern auch indirekt, als Konsequenzen von Anpassungen. Als Querschnittsthema wird deshalb in den folgenden Abschnitten der besondere Bezug auf Konsequenzen für Wasserressourcen gelegt. Die wichtigsten Punkte sind hier kurz zusammengefasst.

Die zur Verfügung stehenden Anpassungsoptionen im Ackerbau zeigen, dass es sowohl synergistische als auch antagonistische Effekte gibt in Bezug auf den Gewässerschutz und den Wasserhaushalt. Zwischenfruchtanbau und die damit verbundene erhöhte Bioturbation im Boden durch Regenwürmer führen beispielsweise zu einer Erhöhung des Bodenwasserspeichers und einem geringeren Hochwasserrisiko, aber sie können auch durch präferenzielle Fließwege die Filterfunktion des Bodens vermindern und daher zu einem höheren Input von Nährstoffen und Schadstoffen in die Gewässer führen. Ein anderes Beispiel von Zielkonflikten zeigt sich bei konservierender Bodenbearbeitung, die zu potenziell vermehrtem Einsatz von Herbiziden und einer damit verbundenen erhöhten Gewässerbelastung führt. Die potenziellen Auswirkungen der Anpassungen im Ackerbau auf die Gewässer werden in Abschn. 4.2.1 im Detail ausgeführt. Außerdem werden die mögliche Rolle der Bewässerung bzw. ihre Beschränkungen, Folgen und technischen Umsetzungsmöglichkeiten sowohl im Ackerbau (Abschn. 4.2.1) als auch im Grünland (Abschn. 4.2.2) sowie im Gartenbau, Wein- und Obstbau (Abschn. 4.2.3) ausführlich diskutiert.

In Abschn. 4.2.4 werden die vorhersehbaren negativen Auswirkungen auf Gewässer dargelegt, die aus Anpassungen in der Tierhaltung entstehen könnten. In diesem Kontext sind v. a. der erhöhte Nährstoffeintrag in die Gewässer und das vermehrte Gefährdungspotenzial von Antibiotikaresistenzen hervorzuheben, die eine Intensivierung der Tierhaltung verursachen könnte. Anpassungsmaßnahmen in der Forstwirtschaft verändern den Wasserhaushalt in Waldgebieten, was die Grund- und Trinkwasserressourcen stark beeinflussen kann (Abschn. 4.3.2). Hinsichtlich des Wassermanagements im urbanen Raum wird in Abschn. 4.4 der Schwerpunkt der Diskussion auf das Potenzial, die Umsetzungsmöglichkeiten und die positiven und negativen Effekte eines gezielten Rückhalts des Regenwassers („Schwammstadtprinzip“) gesetzt. Des Weiteren wird auf die Box 1.3 verwiesen, in welcher der Zusammenhang zwischen Klimawandel, Landnutzungsänderungen und Wasserkreislauf übergeordnet dargestellt ist.

4.1.2 Querschnittsthema: Biodiversität

Zu den Bedrohungen der Biodiversität gehören allen voran die Veränderungen in der Landnutzung, Lebensraumfragmentierung und -verlust, Umweltverschmutzung, invasive gebietsfremde Arten und der Klimawandel (Brook et al., 2008; IPBES, 2019). Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel sind in der großen Mehrheit auch geeignet, langfristig dem Verlust an Biodiversität entgegenzuwirken, ist

doch der Klimawandel einer der wichtigsten Verursacher dafür (Sala et al., 2000; Thomas et al., 2004). Verstärkend zum anthropogenen Verlust an biologischer Vielfalt wirkt sich der Klimawandel vor allem durch Habitatzerstörung und -fragmentierung sehr negativ aus. Der Biodiversitätsschutz bezieht sich auf die Erhaltung und den Schutz der Vielfalt, einschließlich der Vielfalt der Arten, der Ökosysteme und der genetischen Vielfalt. Dies kann Maßnahmen wie die Erhaltung von Lebensräumen, die Wiederansiedlung von Arten und die Regulierung von Aktivitäten, die der biologischen Vielfalt schaden könnten, beinhalten. Der Schutz der Biodiversität umfasst nicht nur Naturschutzmaßnahmen in Schutzgebieten (Abschn. 4.3.4), sondern auch den integrativen Biodiversitätsschutz mit einer nachhaltigen Nutzung von Biodiversität auch außerhalb der Schutzgebiete (Doyle & Ristow, 2006). Durch Anpassungsmaßnahmen kann es in der Landnutzung zu Synergien und Trade-offs zwischen Zielen der Anpassung und Biodiversitätsschutz kommen. Die Integration von Maßnahmen zum Schutz und zur Förderung der Biodiversität in allen genannten Bereiche ist daher ein wesentlicher Bestandteil einer erfolgsorientierten Strategie, um die biologische Vielfalt auf allen Ebenen zu erhalten bzw. zu fördern. Die dargestellten Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel umfassen vor allem die Bereiche der Landwirtschaft (Abschn. 4.2), der Forstwirtschaft (Abschn. 4.3), des Siedlungsraums (Abschn. 4.4) und der Schutzgebiete (Abschn. 4.3.4).

Hervorzuheben ist, dass insbesondere der genetischen Vielfalt in allen aktuellen Maßnahmen eine bedeutende Rolle zugeschrieben wird. Nur durch die Vernetzung der Lebensräume kann der Genfluss zwischen Teilpopulationen aufrechterhalten werden und Effekte der Inzucht in den kleinen Populationen verhindert werden, die langfristig unweigerlich zum Erlöschen von Vorkommen bis hin zum Aussterben von Arten führen können (Wiens, 2016; Abschn. 4.3.4). In Bezug auf den Klimawandel kommen bei der Vernetzung der Vorkommen noch weitere wichtige Komponenten hinzu, nämlich werden so die Wanderbewegungen der Arten unterstützt, um Habitatveränderungen ausweichen zu können, und ein funktionierender Genfluss trägt auch zur erfolgreichen Verbreitung (neu) angepasster Genotypen in der Population bei (Braunisch et al., 2010).

Auch im Bereich der Forstwirtschaft ist die Vernetzung von Waldlebensräumen durch die Schaffung selektiv bewirtschafteter sowie unbewirtschafteter Gebiete eine synergistische Anpassungsmaßnahme; so können sich die waldbewohnenden Arten durch Wanderungsbewegungen oder langfristig durch Genfluss an veränderte Bedingungen anpassen (Mawdsley et al., 2009). Die Vernetzung von Waldflächen ist besonders unter den gegebenen Unsicherheiten in Bezug auf die Auswirkungen des Klimawandels und der daraus resultierenden Herausforderung, Langzeit-Bewirtschaftungsstrategien zu entwickeln, von besonderer Bedeutung (Seidl & Lexer, 2013) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Weiters wurden zahlreiche Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität im bewirtschafteten Wald identifiziert, die synergetisch mit der Anpassung der Wälder an den Klimawandel wirken (Hickler et al., 2012; Milad et al., 2013; Oettel & Lapin, 2021). Zum Beispiel sind die Erhöhung der Baumarten- und Strukturvielfalt sowie die Erhaltung und Förderung der genetischen Vielfalt durch Einbringung von Vermehrungsgut mit erhöhter genetischer Vielfalt wichtige Anpassungen an den Klimawandel (Minimierung des Betriebsrisikos) und wirken sich ebenfalls positiv auf die Biodiversität aus (Brang et al., 2014). Der gezielte Wechsel von empfindlichen Baumarten in betroffenen Regionen oder die Schaffung von Mischbeständen (Seidl et al., 2011a) ist im Rahmen von Aufforstungen möglich und insbesondere nach klein- bis mittelflächigen Störungen eine erfolgversprechende Anpassungsmaßnahme (Thom et al., 2017).

Der ökologische Hochwasserschutz ist ein Beispiel für Synergien zwischen Klimawandelanpassung und Biodiversitätsschutz. Die Bewahrung und Ausweitung von ausreichend weitläufigen, natürlichen Retentionsräumen gelten als ökonomisch und ökologisch sinnvoll (Essl & Rabitsch, 2013) und werden in der Raumplanung berücksichtigt. Sie bieten einen natürlichen Hochwasserschutz bei starken Niederschlagsschwankungen sowie einem saisonal steigenden Hochwasserrisiko und schaffen darüber hinaus für viele Tier- und Pflanzenarten einen Lebensraum (Niedermair et al., 2007; Thieken et al., 2016; Abschn. 1.3.6) [Evidenz: mittel, Übereinstimmung: hoch].

Im Bereich der Landwirtschaft ergeben sich Synergien von Klimaanpassung und Biodiversität durch die Förderung von artenreichen Landschaften, die durch die Verwendung von klimaangepassten, trocken- und hitzeresistenten Kulturarten und -sorten sowie artenreiche Anbausysteme (z. B. Zwischenfruchtanbau, Untersaaten, Agroforstsysteme) die Steigerung der Ernteerträge ermöglichen. Heckenpflanzungen und Heckenpflege (Windschutzgürtel) sind eine weitere synergetische Anpassungsmaßnahme für den Biodiversitäts- und Naturschutz, da diese Landschaftselemente als Wind- und Verdunstungsschutz (Klimaschutz) sowie als Habitate und Ausbreitungskorridore für eine Vielzahl von Organismen dienen (Eitzinger, 2010, 2007). Extensiv genutzte Flächen stellen ebenso wichtige Lebensräume für viele Arten dar und können durch ihre hohe Strukturdiversität gleichzeitig positive lokalklimatische Wirkungen erzielen, wodurch das Ertragspotenzial und die -sicherheit z. B. in Trockenjahren gesteigert werden können (Essl & Rabitsch, 2013). Eine vielfältige Bodenfauna und Symbiosen sind für die Pflanzengesundheit und -resilienz darüber hinaus sehr wichtig, um den prognostizierten Stressfaktoren (Wetterextreme, Schädlingsbefall, etc.) zu begegnen (Zethner et al., 2015). Methoden mit geringer Intensität der Bodenbearbeitung oder

unter möglichst geringem Einsatz schwerer, kraftstoffbetriebener Maschinen sorgen für ein stabiles Bodengefüge, das widerstandsfähig gegen Erosion ist (Zethner et al., 2015). Auch Anpassungen, wie adaptierte Fruchtfolgen, können Bodenerosion verringern und sich gleichzeitig positiv auf die Biodiversität auswirken (Hamidov et al., 2018) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Für eine Fläche von 1,3 Mio. ha Dauergrünland in Österreich wird in den kommenden Jahren ein steigendes Ertragspotenzial prognostiziert, während auf anderen Flächen (Grenzertragsböden, trockenere Gebiete, Hanglagen) der Ertrag sinken wird (Haslmayr et al., 2018). Dementsprechend ist mit einer intensiveren Nutzung der begünstigten Flächen zu rechnen (Haslmayr et al., 2018). Die zunehmende Konkurrenz um diese ertragreichen Flächen kann zur Aufgabe von Grenzertragsböden führen (Sailer, 2002). Sowohl die intensivere Nutzung begünstigter Lagen als auch die Aufgabe von Grenzertragsböden können zu negativen Auswirkungen auf die regionale Arten- und Strukturdiversität sowie die Landschaftsheterogenität führen (Tappeiner et al., 2008) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Die Schaffung von Grünraumstrukturen bzw. die Verringerung von versiegelten Flächen sind wesentliche Einflussgrößen auf das Stadtklima, dienen der Reduzierung der Hitzebelastung und können zugleich die Biodiversität fördern. Städtischer Grünraum kann somit einen wertvollen Beitrag zur Pflanzen- und Tiervielfalt leisten (Frantzeskaki et al., 2017) und als Anpassungsmaßnahme an den Klimawandel dienen: Zum Beispiel trägt der Ausbau der großräumigen und kleinräumigen Vernetzung der Lebensräume zur Abkühlung der unmittelbaren Umgebung, zur Speicherung erhöhter Mengen an Niederschlag bzw. einer Verzögerung des Wasserabflusses bei. Lösungen sind natürliche oder halbnatürliche Bereiche, wie Parks, begrünte Dachflächen und Fassaden, Straßenbäume, Stadtgärten oder Flüsse, Kanäle, Seen, Teiche, etc. Dies sind Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel und sie erfüllen zumindest teilweise Ökosystemfunktionen (Kabisch et al., 2016). In stark versiegelten Stadtteilen sind es zum Beispiel „Rain Gardens“ der grünblauen (Land-Wasser-)Infrastruktur (Henninger & Weber, 2019), die ein ökologisch breites Spektrum an Pflanzenarten beherbergen und auch unter extremen Bedingungen – von Dürre bis hoher Feuchtigkeit – funktions- und lebensfähig bleiben. Darüber hinaus kann „Urban Gardening“, v. a. in Kombination mit anderen Grünraum- und Wasserstrukturen, durch eine Verminderung der Bodenversiegelung und eine Erhöhung der Arten- und Strukturvielfalt zur Wasserregulierung beitragen, Luftzirkulation und Kühlung durch Transpiration und Beschattung der Pflanzen bewirken und die mikroklimatischen Bedingungen verbessern (Bindewald et al., 2021; Cabral et al., 2017) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Objektschutzbauten, die als Klimawandelanpassung mit hoher Schutzwirkung für Gebäude bei Extremereignissen wie Hochwasser empfohlen werden (Hübl & Tscharner, 2015), verhindern nicht nur eine natürliche Wasserrückhaltefähigkeit (Retention), sondern bedeuten auch den Verlust von Ökosystemen (Feuchtwiesen, Auwälder), Arten und Genotypen, die an temporäre Überflutungen angepasst sind. Natürliche Retentionsflächen fehlen zunehmend (und sind langfristig nicht mehr verfügbar), während ein hohes Sicherheitsgefühl durch Objektschutz und Versicherungen (Kreibich et al., 2011) zu einer weiteren Intensivierung der Erschließung und Bebauung führt (Fuchs et al., 2017; Nordbeck et al., 2019; Tappeiner et al., 2008). Dies erhöht nicht nur das Schädigungspotenzial und die Vulnerabilität bei Extremereignissen (Cammerer & Thieken, 2013; Mitchell, 2003), sondern auch den negativen Einfluss auf empfindliche Ökosysteme durch Landnutzungsänderung und Landschaftsfragmentierung (Cammerer et al., 2013). Auch werden hydrologische Prozesse negativ beeinflusst (Braunisch et al., 2010; Elfert & Bormann, 2010; Fox et al., 2012; Niehoff et al., 2002) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

4.2 Anpassungsmaßnahmen in der Landwirtschaft

4.2.1 Ackerbau

Der Klimawandel zeigt bereits Auswirkungen auf die Landwirtschaft, z. B. Hitze- und Trockenstress und damit verbundene Ertrags- und Qualitätseinbußen, häufigere Wetterextreme (Eitzinger & Kersebaum, 2016), zunehmende Ausbreitung von Schadorganismen (Abschn. 3.2.1). Dies erfordert die rasche Umsetzung von Anpassungsstrategien auf betrieblicher sowie nationaler, regionaler und lokaler Ebene, um die Vulnerabilität der Landwirtschaft zu mindern (Heeb et al., 2019). Aufgrund kleinräumiger Topografien und Klimaregionen sind die Produktionssysteme der österreichischen Landwirtschaft durch große regionale Unterschiede, vor allem in der Niederschlagsverteilung, geprägt, und die Vulnerabilität gegenüber dem Klimawandel ist zwischen den Regionen sehr unterschiedlich (Eitzinger et al., 2009a). Die Entwicklung und Anwendung von Anpassungsstrategien, welche lokale Standortcharakteristika, Standortkenntnisse und Praxiserfahrungen sowie sozio-ökonomische Bedingungen und Auswirkungen auf die Treibhausgasemissionen berücksichtigen, ist daher eine Bedingung für eine erfolgreiche Anpassung, d. h. eine Reduktion der Vulnerabilität und eine Erhöhung der Resilienz, an den unvermeidbaren Klimawandel (Eitzinger & Kersebaum, 2016) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Diversifizierung

Es wird übereinstimmend berichtet, dass die Diversifizierung der landwirtschaftlichen Produktion durch weitere und vielgestaltigere Fruchtfolgen oder Erhöhung der Kulturartenvielfalt die Resilienz gegen abiotische (z. B. Hitze, Trockenheit) sowie gegen biotische Stressfaktoren (z. B. Pathogene, Schadinsekten) erhöht und zur Risikostreuung beiträgt. Als besonders zielführend werden Bewirtschaftungsverfahren und Forschungstätigkeiten eingeschätzt, die grundsätzlich die Nachhaltigkeit und Anpassungsfähigkeit fördern sowie eine möglichst standortangepasste Landwirtschaft mit minimiertem externen Ressourceneinsatz verfolgen (Bernard et al., 2014; BMNT, 2017a; Steinwidder & Starz, 2016) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Eine abwechslungsreiche Fruchtfolge ist eine zentrale Maßnahme der Diversifizierung und kann auch bei Wetterextremen stabilere Erträge erbringen, den Boden schonen und die Produktion widerstandsfähiger gegen Beikraut- und Schädlingsdruck gestalten (Steinwidder & Starz, 2016). Als Möglichkeiten werden der Wechsel zwischen Sommer- und Winterkulturen/-früchten und zwischen Halm- und Blattfrüchten wie auch der Anbau von Hülsenfrüchten (Leguminosen), Zwischenfrüchten, Untersaaten und mehrjährigen Kulturen genannt (VLK, 2019). Leguminosen, beispielweise Klee, Luzerne und Erbse, stellen der Folgefrucht fixierten Stickstoff zur Verfügung. Der daraus resultierende geringere Bedarf an mineralischem N-Dünger hat positive Auswirkungen auf die Treibhausgasbilanz (Reduktionspotenziale von bis zu 2,2 t CO_2e/ha wurden ermittelt; Dersch et al., 2015). Allerdings können Leguminosen in der Fruchtfolge erhöhte Lachgas- (N_2O-)Emissionen verursachen gegenüber nicht leguminosen Pflanzen (Lehtinen et al. 2014, Basche et al., 2014; Foldal et al., 2019), wobei hier langjährige quantitative Daten fehlen (Böhm et al., 2020).

Möglichkeiten zur Anpassung an Klimaänderungen bieten der Anbau von Zwischenfrüchten, Zwischenbegrünungen und Untersaaten [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Damit können folgende positive Effekte erreicht werden: Sie tragen zur Humusbildung bei und reduzieren das Aufkommen von Beikräutern und Schadorganismen, wie Nematoden (Fadenwürmer), was vor allem im Biolandbau geschätzt wird (BAB, 2019; Bio Austria, 2016; Petritz, 2020). Die ganzjährige Bodenbedeckung mit Pflanzen mindert die Erosion und senkt das Erosionsrisiko um 25–60 % (BAB, 2019; Klik & Eitzinger, 2010; Schönhart et al., 2014). Regenwürmer steigern die Wasserinfiltration und verringern somit das Hochwasserrisiko (Bodner et al., 2014; Bodner & Keiblinger, 2020). Allerdings kann es durch Grobporen im Boden zur Verlagerung von Nähr- und Schadstoffen und somit zu einer Reduzierung der Filterfunktion des Bodens kommen (Jarvis, 2007). Der Zwischenfruchtanbau verbessert den Bodenwasserhaushalt, denn Pflanzen und Ernterückstände verringern die Bodenverdunstung und den Oberflächenabfluss und verbessern die Infiltration und Wasserspeicherfähigkeit des Bodens. Dadurch wird der Boden im Gegensatz zur Brache (unbestelltes, pflanzenlosen Feld) vor Austrocknung geschützt, weniger stark erhitzt und die Bodenorganismen vor starken Temperaturschwankungen bewahrt (Kirchman, 2011). Auch in Trockenzeiten bzw. -gebieten stehen Zwischenfrüchte nicht in Wasserkonkurrenz zur Hauptfrucht und vermindern deren Ertrag nicht (Bodner et al., 2011). Des Weiteren kann die prognostizierte erhöhte Stickstoffmineralisierung aufgrund höherer Temperaturen durch die Aufnahme in Zwischenfrüchte abgedämpft werden, wodurch potenzielle Nährstoffausträge reduziert werden (BAB, 2019; BMNT, 2017a).

Es gibt winterharte oder abfrostende Zwischenfrüchte. Erstere haben den Vorteil, dass sie den Stickstoff über den Winter binden, doch sie bilden ein umfangreiches Wurzelsystem aus, was bei Systemen mit minimaler Bodenbearbeitung zu Schwierigkeiten bzw. zur Notwendigkeit von Herbizideinsatz führen kann (Kriegner-Schramml, 2021). Eine diverse Zwischenfruchtmischung bietet viele Vorteile gegenüber einer Reinsaat, besonders bei einer Kombination von Leguminosen und Nicht-Leguminosen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine artenreiche Mischung erhöht die Stressresistenz und die Wurzelbiomasse des Anbausystems. Die verschiedenen Arten ergänzen sich in ihren Wurzelsystemen und können Nährstoffe aus unterschiedlichen Tiefen bereitstellen (Gentsch et al., 2020; Schmidt & Gläser, 2013). Darüber hinaus steigt die Netto-Aufnahme von CO_2 aus der Atmosphäre mit zunehmender Diversität der Zwischenfrüchte, und mehr Photoassimilate werden in die Wurzeln und den Boden transportiert. Dieser Eintrag stimuliert die mikrobielle Biomasse und Kohlenstoff bleibt länger im Boden (Gentsch et al., 2020).

Auch Untersaaten sind geeignete Anpassungsmaßnahmen im Ackerbau [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Sie bieten eine Verringerung der Erosion (vor allem in Reihenkulturen wie Mais), tragen zum Humusaufbau bei, können das Aufkommen von Beikräutern unterdrücken und können je nach Artenwahl überschüssigen Stickstoff binden (BWSB, 2014; Enggist, 2019). Die Untersaat kann in Form einer einzelnen Art oder einer Mischung aus Gräsern (und Klee) mit der Deckfrucht oder kurz danach gesät werden (Berendes, 2014). Für eine optimale Entwicklung beider Kulturen darf die Konkurrenzkraft der Deckfrucht nicht höher als jene der Untersaat sein. Zusätzlich muss die Untersaat den Boden rasch bedecken und im Winter abfrieren, wenn sie zur Beikrautunterdrückung eingesetzt wird. Abzuwägende Nachteile dieses Anbausystems sind die Wasser- und Nährstoffkonkurrenz und potenzielle Ertragsverluste (bis zu 10 %) der Hauptfrucht (BWSB, 2014; Enggist, 2019).

Der Anbau von Mischkulturen (zeitgleiche Kultivierung von zwei oder mehr Arten) erhöht die Widerstandskraft gegen Klimaschwankungen, Unkrautdruck und Schaderreger

und kann Erträge steigern [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung], da sich die Wahrscheinlichkeit erhöht, dass sich eine an die aktuellen Witterungsverhältnisse angepasste Kulturart auf dem Feld befindet (Hohmann & Haug, 2019). In weiterer Folge können kompatible Mischkulturen und eine geeignete Fruchtfolge den Einsatz von Düngemitteln reduzieren und die Bodenstabilität positiv beeinflussen, vor allem bei Integration mehrjähriger Kulturen und/oder von Kulturen mit unterschiedlicher Wurzeltiefe (Bernard et al., 2014). Tiefwurzler können dabei Wasser aus tieferen Bodenschichten in trockenere Bereiche befördern („hydraulic lift") und Flachwurzler somit in trockeneren Zeiten mit Wasser versorgen (Bayala & Prieto, 2020). Diesen Potenzialen stehen höhere Kosten und größerer Aufwand für die Aussaat, Ernte und Trennung des Erntegutes entgegen. Zudem ergibt sich ein höherer Planungsaufwand, da die Arten gleichzeitig reifen müssen und eine Konkurrenz um Ressourcen zu vermeiden ist (Dierauer et al., 2017; Fischl et al., 2020). In Österreich wurden Mischkulturen aus Körnerleguminosen und Getreide in Feld- und Demonstrationsversuchen getestet. Dabei zeigte sich unter anderem eine beikrautunterdrückende Wirkung der Mischungen Wickroggen, Ackerbohne & Sommerhafer und Körnererbse & Sommergerste sowie eine Steigerung der Kornproteingehalte (und dadurch des Roherlöses) bei Wintererbse & Winterweizen und Winterackerbohne & Winterweizen. Die Ernte von Leguminosen-Getreide-Mischungen kann bei präziser Einstellung mit einem herkömmlichen Mähdrescher erfolgen, und Mischungen wie Ackerbohne und Weizen lassen sich durch Sieben gut trennen (Fischl et al., 2020).

Eine weitere wirksame Anpassungsmaßnahme sind Landschaftselemente wie Hecken [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Aufgrund der Reduzierung der Windgeschwindigkeit (bis zu 60 %) vermindern Hecken die Winderosion sowie die unproduktive Verdunstung des Bodens und die Transpiration der Pflanzen. Infolgedessen können die Pflanzen in dem durch Hecken geschützten Gebiet Trockenperioden leichter überstehen und stabilere Erträge erbringen (Ableidinger et al., 2020; BMNT, 2017a). Darüber hinaus erhöhen Hecken – und andere Landschaftsstrukturen wie Steinmauern, Blühflächen und Alleen – die Biodiversität, indem sie Lebensräume für Tier- und Pflanzenarten und Rückzugsorte für seltene Arten schaffen und als biologische Korridore fungieren, in denen sich Tiere und Pflanzen wieder ausbreiten können. Diese hohe biologische Vielfalt hat auch positiven Einfluss auf angrenzende Flächen aufgrund der Regulierung von Schädlingen durch natürliche Feinde, der Stimulation des Bodenlebens und einer höheren Bestäuberleistung (Ableidinger et al., 2020; Graf et al., 2016). Der Erhalt von Landschaftselementen ist Teil der ÖPUL-Vorhabensart „Umweltgerechte und Biodiversitätsfördernde Bewirtschaftung", welche bereits auf etwa der Hälfte der Ackerflächen umgesetzt wird (BAB, 2019).

Ein anderer Ansatz erhöhter Vielfalt in der Landwirtschaft ist die Etablierung von Agroforstsystemen. Das sind Landnutzungssysteme, in denen Gehölze (Bäume oder Sträucher) mit Ackerkulturen und/oder Tierhaltung auf einer Fläche kombiniert werden, sodass signifikante ökologische und/oder ökonomische Synergien entstehen können (Nair, 1993). Die Wechselwirkungen zwischen Gehölzen und Ackerkulturen werden typischerweise bewusst genutzt und bieten Synergien wie den Erhalt der Bodenfruchtbarkeit, die Kontrolle von Schädlingen und Krankheiten, die Regulation des Mikroklimas, die Erhöhung von Kohlenstoffspeicherung und die Reduktion der Nitratauswaschung (Jacobi et al., 2014; Lasco et al., 2014). Die Gehölze bieten zudem Nährstoffnachlieferung und Windschutz, wodurch die Evaporation vermindert wird und mehr Wasser auf dem Standort verfügbar ist (Kanzler et al., 2017; Petersen & Weigel, 2015). Durch die Diversifizierung des Lebensraums wird auch die Vielfalt von Tier- und Pflanzenarten stimuliert (Torralba et al., 2016; Varah et al., 2013). Aufgrund dieser Effekte werden Agroforstsysteme gleichzeitig als Anpassung an und Minderung des Klimawandels gesehen. Allerdings sind Agrarforstsystem häufig mit geringeren Erträgen (Bertsch-Hoermann et al., 2021) verbunden [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

In Österreich werden kaum Agroforstsysteme etabliert, da die Gehölzflächen dem Forstgesetz unterliegen und somit nicht von den Instrumenten des österreichischen Agrarumweltprogramms gefördert werden (ARGE Agroforst, n. d.). Darüber hinaus stehen der Etablierung von Agroforstsystemen hohe Anlage-, Pflege- und Erntekosten und die Notwendigkeit von langfristigen Investitionen entgegen (Herzog et al., 2016). Systeme, die bereits doch etabliert wurden, sind beispielsweise Reihen von Obstbäumen oder Pappeln auf bzw. zwischen bewirtschafteten Ackerflächen in Oberösterreich, Niederösterreich und der Steiermark (Wallner, 2021). Auch die in Niederösterreich weit verbreiteten Windschutzhecken können aufgrund ihrer Wechselwirkungen mit einjährigen Ackerkulturen als Agroforstsysteme definiert werden. Eine historisch bedeutsame Form der Agroforstwirtschaft ist – neben Hecken – die Streuobstwiese, die ein bedeutsames Landschaftselement und einen der artenreichsten Lebensräume Mitteleuropas darstellt. Jedoch gilt die Streuobstwiese in Österreich gegenwärtig als gefährdet aufgrund von Betriebsintensivierung oder Flächenumwidmungen (Waiss, 2019). Bestrebungen hinsichtlich einer rechtlichen Absicherung, einer einfacheren Förderabwicklung und verstärktem Wissenstransfer werden von der ARGE Agroforst betrieben (ARGE Agroforst, n. d.).

Förderung der Bodenfunktionen

Es ist davon auszugehen, dass sich die klimatischen Veränderungen (steigende Temperatur, sinkende Wasserverfügbarkeit, häufigere Wetterextreme) auf diverse Bodenparameter

auswirken werden, unter anderem auf den Wasserhaushalt und Humusgehalt. Die unmittelbare Wirkung ist stark von den lokalen Gegebenheiten abhängig. Angesichts der erwarteten stärkeren Wind- und Wassererosion und der beschleunigten Zersetzung geht Bodensubstrat verloren, und der Humusgehalt kann sich verringern (Klik & Eitzinger, 2010; Pfeiffer et al., 2017; Schönhart et al., 2014). Ein zentraler Hebel der erfolgreichen landwirtschaftlichen Klimawandelanpassung ist daher die nachhaltige Bodenbewirtschaftung und Sicherung der Bodenfunktionen. Die langfristige Stabilisierung eines optimalen Humusgehaltes ist daher ein wichtiger Aspekt, um den Konsequenzen des Klimawandels entgegenzuwirken [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Humusreiche (kohlenstoffreiche) Böden weisen eine höhere Aggregatstabilität, höhere Wasserinfiltrationsraten und Wasserrückhaltevermögen auf (BMLFUW, 2006; Erhart & Hartl, 2010; Kolbe & Zimmer, 2015), wodurch sie widerstandsfähiger gegenüber Extremereignissen wie Starkregen und Dürre sind (Fließbach et al., 2008; Petersen & Weigel, 2015), die Erosionsgefahr verringern (Erhart & Hartl, 2010) und vor allem mittel- bis langfristig höhere Erträge erbringen (Johnston et al., 2009; Kolbe & Zimmer, 2015).

Die Stabilisierung von Humus erfolgt durch Aggregatbildung und Anlagerung an Mineraloberflächen (überwiegend durch Mikroorganismen) und wird grundlegend von der mikrobiellen Gemeinschaft sowie physikalischen und chemischen Eigenschaften (z. B. Temperatur, Feuchtigkeit, Sauerstoff, Bodentextur, Mineralbestand) bestimmt. Die Bedingungen für mikrobielle Humusstabilisierung können durch landwirtschaftliche Bewirtschaftung optimiert werden (Bodner et al., 2020). Humusaufbauende Maßnahmen zeigen zu Beginn eine deutliche Steigerung des Humusgehaltes, die mit zunehmendem Gehalt über die Zeit abflacht. Um die Effekte abschätzen zu können, sind lange Zeitreihen mit regelmäßigen Messungen nötig. Die natürliche Sättigung des Humusgehaltes wird von Standortfaktoren wie Bodentextur, pH-Wert und Klima bestimmt. So weisen z. B. tonreiche Böden ein höheres Humuspotenzial auf als leichtere Böden (Bodner et al., 2020). Humusaufbauende und -erhaltende Maßnahmen umfassen organische Düngung, konservierende Bodenbearbeitung, eine vielfältige und standortangepasste Fruchtfolge, Zwischenfruchtanbau und Zwischenbegrünung (Schönhart et al., 2014; Steinwidder & Starz, 2016; BMNT, 2017b; Abschn. 2.5.1, 2.5.1.5).

Der Zwischenfruchtanbau ist aufgrund der frischen Gründüngung wertvoll für den Humusaufbau, die zurückbleibenden Wurzeln leisten einen deutlichen Beitrag zur Humusbildung. Zudem trägt ein durchgehender Pflanzenbewuchs durch Ausscheidungen von Kohlenstoff über die Wurzeln und Aggregatbildung zum Humusaufbau bei (Weißhaidinger et al., 2012; Bodner et al., 2020). Zum einen bringen die Wurzelausscheidungen selbst Kohlenstoff und Stickstoff in den Boden ein, und zum anderen regen sie die Aktivität der Bodenorganismen an (Nannipieri et al., 2008; Philippot et al., 2013).

Da die mikrobiellen Gemeinschaften moderner Agrarsysteme oft durch Kohlenstoff limitiert sind, tragen organische Dünger zur Erhöhung der mikrobiellen Biomasse und Aktivität sowie des Humusgehaltes bzw. organischen Kohlenstoffs im Boden bei (Erhart & Hartl, 2010; Ros et al., 2006; Zavattaro et al., 2017). Regelmäßige Kompostdüngung erhöht zudem die Zahl der Regenwürmer, die Nährstoffverfügbarkeit und die Resistenz gegen Schädlinge und Krankheiten (BMLFUW, 2006; Erhart & Hartl, 2010). Die organische Düngung muss für eine Humusanreicherung allerdings regelmäßig durchgeführt werden, da das organische Material auch kontinuierlich von Mikroorganismen abgebaut wird (Bodner et al., 2020). Der Gewinn an organischem Kohlenstoff im Boden impliziert zudem nicht unbedingt einen Beitrag zur Klimawandelminderung, da bei der Zersetzung auch CO_2 und N_2O emittiert werden (Sandén et al., 2018) sowie keine Kohlenstoffsequestrierung aus der Atmosphäre erfolgt (Abschn. 2.2, 5.1). Organische Düngung wird als humusaufbauende Maßnahme in der Wissenschaft kritisch diskutiert, da die organische Substanz oftmals von einem Standort an einen anderen verlagert wird und sich daher zwar als Anpassungsstrategie, aber nicht notwendigerweise auch zur Emissionsminderung eignet (Schlesinger & Amundson, 2019; Sykes et al., 2020; Wiesmeier et al., 2020).

Eine weitere Möglichkeit, den Humusgehalt des Bodens zu erhöhen, ist die Einarbeitung von Ernterückständen (z. B. von Zwischenfrüchten). Dieses Verfahren kann vor allem in viehlosen Ackerbaubetrieben und in Böden mit niedrigen Humuskonzentrationen vorteilhaft sein (Spiegel et al., 2010). Auch wenn eingearbeitete Ernterückstände und Wirtschaftsdünger kurzfristige Ertragsminderungen im Vergleich zu mineralischen Düngern bedingen können (Sandén et al., 2018), sind organische Dünger dem Erhalt der Bodenfruchtbarkeit zuträglich (Erhart & Hartl, 2010; Zavattaro et al., 2017), wodurch die Produktion auf lange Sicht getragen werden kann. Der Einfluss landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Humus- bzw. Kohlenstoffspeicherung in Böden und deren Trade-Offs wird ebenso in den Abschn. 2.5.1.5, 5.1.1, 5.3.2.2 behandelt.

Eine Alternative für die Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit, die in der Wissenschaft große Aufmerksamkeit findet, ist der Einsatz von Biokohle („Biochar“). Studien zufolge sorgt Biokohle für eine höhere Speicherfähigkeit von Wasser und Nährstoffen im Boden und für vorteilhafte Bedingungen für Bodenorganismen (BMLFUW, 2017). Die Anwendung von Biokohle als Bodenzusatzstoff wird in den Abschn. 2.2.4.2, 2.5.1.5, 5.2.2 erläutert.

Um die Bodenfunktionen bestmöglich zu fördern, kann die Bodenbearbeitungsweise an den Standort und die Frucht-

folge angepasst und kontinuierlich aufrechterhalten werden (Artman & Bockisch, 2003; Grosse & Heß, 2016; Spiegel et al., 2007). Konservierende Bodenbearbeitung umfasst die dauerhaft pfluglose Bewirtschaftung („No-till" bzw. Direktsaat) und die reduzierte Bodenbearbeitung (Reduzierung der Häufigkeit, Tiefe und/oder Fläche). Österreichische Berichte nennen als ökologische und wirtschaftliche Vorteile der Direktsaat eine Erhöhung der biotischen Aktivität und des Bodenkohlenstoffs sowie eine Reduktion der Treibhausgasemissionen, der Arbeitszeit und des Kraftstoffverbrauchs (Moitzi et al., 2019; Szalay et al., 2015; Zethner et al., 2015). Langzeitversuche in Niederösterreich bestätigen eine Verringerung des Bodenabtrages bei „No-till" (gänzlicher Verzicht auf Bodenbearbeitung) und Mulchsaat (nicht wendende Bodenbearbeitung zur oberflächlichen Einarbeitung von Ernterückständen; Klik & Rosner, 2020; Komissarov & Klik, 2020), da die Infiltrationskapazität des Bodens erhöht und die Bodenstabilität verbessert wird (Schomakers et al., 2011). Mulchsaat und No-till sind in Trockenperioden eine wichtige Anpassungsmaßnahme [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung], da die Bodenbedeckung mit Ernterückständen und lebenden Pflanzen die Verdunstung senkt und das Wasserrückhaltevermögen erhöht (BMNT, 2017a; Huggins & Reganold, 2009; Zethner et al., 2015). Dadurch steigt auch das Ertragspotenzial der Pflanzen, vor allem auf sandigen Böden (Blanco-Canqui & Ruis, 2018; Eitzinger et al., 2013).

Mehrere Studien (Neugschwandtner et al., 2020; Sandén et al., 2018; Spiegel et al., 2007) stellten fest, dass sich pflanzenverfügbare Nährstoffe in der obersten Bodenschicht (0–5 bzw. 0–10 cm) bei minimaler bzw. reduzierter Bodenbearbeitung im Vergleich zu konventioneller Bodenbearbeitung akkumulierten, während in tieferen Bodenschichten (nach 15–20 Jahren Bewirtschaftung) keine Managementeffekte gefunden wurden. Diese oberflächliche Akkumulation kann unter feuchten Klimabedingungen positive Auswirkungen auf das Pflanzenwachstum haben, während die Nährstoffe unter anhaltender Dürre unzugänglich sein können (Sandén et al., 2018).

Konservierende Bodenbearbeitung, vor allem No-till, hat sich in Österreich aufgrund der Beikraut regulierenden Wirkung des Pflügens nicht durchgesetzt. In der Praxis gehen pfluglose Varianten daher oft mit dem Einsatz von Herbiziden einher (Bernard et al., 2014; Zethner et al., 2015). Das Ausbringen von Herbiziden kann Oberflächengewässer oder das Grundwasser belasten (Klik, 2013; Klik & Rosner, 2020) und kann negative Auswirkungen auf Bodenmikroorganismen, die Resilienz und das Wurzelwachstum der Nutzpflanzen haben (Zethner et al., 2015). Alternativen zur Beikrautbekämpfung sind der Einsatz von Grubber und Scheibenegge, das Striegeln, „Strip-till" und eine Bedeckung des Bodens (Zethner et al., 2015). Beispielsweise erlaubt eine hohe Biomasseproduktion der Zwischenfrucht eine reduzierte Bodenbearbeitung, wohingegen geringer Aufwuchs eine höhere Bodenbearbeitungsintensität zur Beikrautunterdrückung verlangt (Grosse & Heß, 2016).

Über die Ertragsleistung von Kulturpflanzen unter konservierender Bodenbearbeitung sind divergierende Forschungsergebnisse zu finden. Unter pannonischem Klima im Osten Österreichs wurden vergleichbare Erträge von Winterweizen zwischen Pflugbearbeitung, reduzierter Bodenbearbeitung und Direktsaat festgestellt, wobei Direktsaat in sehr trockenen Jahren höhere Erträge erzielte (Neugschwandtner et al., 2015). Theurl et al. (2015) fanden dahingegen eine Ertragsminderung bei Zuckerrüben unter reduzierter Bodenbearbeitung, und Rieger et al. (2008) und Zikeli et al. (2013) ermittelten deutlich niedrigere Erträge bei Weizen unter nicht wendender Bodenbearbeitung in der Schweiz und Deutschland.

In der biologischen Landwirtschaft werden Maßnahmen gesetzt, die die Bodenfruchtbarkeit durch den Eintrag organischer Substanz, vielfältige Fruchtfolgen (inklusive Zwischenfruchtanbau, Begrünungen) und eine dauerhafte Bodenbedeckung erhöhen (Weißhaidinger et al., 2012). Diese Diversität fördert zudem die Resilienz gegenüber Schadorganismen, Unkräutern und extremen Wetterereignissen wie Dürre (Steinwidder & Starz, 2016). Auch wenn die Erträge im Biolandbau im Allgemeinen geringer sind, wurden unter wasserlimitierenden Bedingungen in biologisch bewirtschafteten Feldern höhere Ernteerträge als in konventionell bewirtschafteten verzeichnet (Badgley et al., 2007; Hepperly et al., 2006). Dieser Umstand und der verminderte bzw. fehlende Einsatz von leicht löslichen Mineraldüngern und Herbiziden machen den Biolandbau nachhaltig und bedeutsam für die Klimawandelanpassung (BAB, 2019; Fließbach et al., 2008). Im Biolandbau können trotz Verzichts auf den Einsatz von Mineraldüngern erhebliche Nährstoffmengen durch die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern auf die Flächen gebracht werden. Diesbezügliche Unterschiede zwischen biologischer und konventioneller Landwirtschaft sind nicht eindeutig nachgewiesen, und die Grenzwerte der EU-Nitratrichtlinie können bei beiden Bewirtschaftungsformen überschritten werden (Biernat et al., 2020; Kirchmann & Bergström, 2001).

Da der Großteil dieser Anpassungsentscheidungen auf lokaler bzw. betrieblicher Ebene von Landwirt_innen getroffen wird, ist die Einbeziehung der zugrundeliegenden sozialen Prozesse eine Voraussetzung für eine erfolgreiche Implementierung [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Nach einer Studie von Mitter et al. (2019) entscheiden sich Landwirt_innen nur dann für Anpassungsmaßnahmen, wenn sie effektive Maßnahmen kennen, Eigenverantwortung annehmen und die verbundenen Kosten positiv bewerten. Deshalb empfehlen die Autor_innen bei Informationsstrategien die Einbindung von regionalen und betriebstypspezifischen Bedürfnissen und Herausforderungen, Anpassungskosten sowie Nutzen für den Betrieb.

Pflanzensorten- und -artenwahl

Der Anstieg von sommerlichen Hitzeperioden und zunehmende Trockenheit beeinträchtigen die Wachstumsbedingungen für Kulturpflanzen. Die Prüfung und Etablierung neuer Kulturarten oder Sorten, die an solch extreme Verhältnisse angepasst sind, stellen eine effiziente Anpassungsmaßnahme dar [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Besonderer Fokus der Pflanzenzüchtungsforschung liegt hierbei auf Eigenschaften wie Toleranz gegenüber Hitze und Kälte, effiziente Nährstoff- und Wassernutzung und Resistenzen gegenüber Schaderregern (VLK, 2019).

Als häufigster abiotischer Stress in Ost- und Zentraleuropa kann Trockenheit zu enormen Ertragsverlusten besonders bei Getreide und Leguminosen führen (Brandstetter et al., 2019; Eitzinger et al., 2013; Patil et al., 2010). Hitzestress kann neben Ertragsverlusten auch Veränderungen von Qualitätsparametern (z. B. Proteinqualität und -quantität von Getreide, Ölgehalt von Raps) verursachen (Gömann et al., 2017; Semenov & Shewry, 2011). Hitzestress bei Kulturpflanzen wirkt sich demnach auch auf die funktionellen Eigenschaften für die Verarbeitung und den Verzehr ihrer Ernteprodukte aus (Weigel et al., 2014). In Österreich sind die Pflanzenbestände der pannonischen Region oft Hitze- und Trockenstress ausgesetzt (Flamm et al., 2012). Dementsprechend ist die Selektionierung von hitze- und trockenheitstoleranten Sorten, die eine stabile Jugendentwicklung und Kühltoleranz aufweisen, notwendig (BMNT, 2017a; Brandstetter et al., 2019).

Eine Alternative zur Selektierung aus heimischen Arten ist die Etablierung von Kulturarten aus wärmeren Gegenden, wie z. B. Hirse, Linsen und Esparsette (Christen, 2008). Eitzinger und Kersebaum (2016) finden infolge der Temperaturerhöhung eine Ausweitung potenzieller Anbaugebiete in bislang zu kühle Regionen vor.

Die Züchtung einer Sorte dauert 8–13 Jahre. Es gibt Handlungsbedarf, um rechtzeitig angepasste Sorten zur Verfügung zu haben (BMNT, 2017a). Eine Möglichkeit besteht in der Prüfung (alter) einheimischer Sorten hinsichtlich ihrer Klimasensitivität (Weigel, 2011). Dahingehende Bemühungen werden z. B. im Projekt KLIMAFIT unternommen, (Brandstetter et al., 2019). In Forschungsprojekten, wie z. B. Wheat Stress (2009–2011) und Efficient Wheat (2012–2013), wurden trockenstresstolerante Genotypen von Weizen und Eigenschaften in Zusammenhang mit Trockenstress identifiziert. Durch einen Austausch mit anderen Ländern könnte der Genpool erweitert werden (Majer et al., 2008).

Um mehr Diversität und Anpassungsfähigkeit an klimatische Veränderungen in der Pflanzenzüchtung zu erreichen, sind verwandte Wildarten von Nutzpflanzen eine wichtige Ressource [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Wildarten weisen oft größere Resistenz gegen hohe Temperaturen und Trockenheit sowie gegen Schädlinge und Krankheiten auf (Kilian et al., 2021). Toleranz gegenüber Trockenheit kann beispielsweise bei Gerste, Kichererbse und Sonnenblume durch die Nutzung von Wildarten gestärkt werden (Dempewolf et al., 2014). International gibt es diesbezüglich Bestrebungen (z. B. das Crop Wild Relatives Global Portal; Biodiversity International, 2022), wohingegen diese Methode in Österreich noch nicht angewandt wird. Ein großes Potenzial wird auch in der Anwendung von Mikrobiomen der Pflanzen und des Bodens gesehen. Durch die Selektion und Züchtung von Pflanzen hinsichtlich ihrer Assoziation mit nützlichen Mikroorganismen können Toleranzen gegen Trockenheit, Salzgehalt und Pathogene verbessert und Erträge und die Nährstoffnutzungseffizienz gesteigert werden (Compant et al., 2019; Hussain et al., 2018).

Das Wachstum von Sommergetreidearten wird durch Frühjahrstrockenheit und Hitze im Sommer beeinträchtigt, weshalb sie zunehmend von Wintergetreidearten ersetzt werden. Diese können die Feuchtigkeit in den Wintermonaten besser nutzen (Amt der oberösterreichischen Landesregierung, 2013). Das Spektrum von wintertauglichen Kulturarten erweitert sich nun als Folge der seltener auftretenden Frostereignisse. Damit kommen Sorten von Winterhafer und Winterleguminosen vermehrt zum Einsatz (Christen, 2008). Darüber hinaus trägt die Optimierung des Aussaattermins zur Anpassung bei. Gemäß Modellierungen von Ebrahimi et al. (2016) können höhere Weizenerträge im Marchfeld als derzeit üblich unter zukünftigen Klimabedingungen durch eine frühe Aussaat im September mit einer früheren Düngung erreicht werden. In Praxisversuchen zeigte eine frühe Aussaat im Trockengebiet jedoch negative Effekte auf den Ertrag von Winterweizen aufgrund der erhöhten Anfälligkeit für Virosen (AGES, 2021). Eine allgemeingültige Einschätzung der Vorteile frühreifer Kulturpflanzen ist kaum möglich, da die Literatur dazu sehr spärlich ausfällt und weil ihr Erfolg von der Kulturart, der Witterung des jeweiligen Jahres und den Entwicklungsstadien der Pflanze abhängt (AGES, 2021).

Vorgehensweise hinsichtlich neuer Schaderreger und Krankheiten

Klimatische Veränderungen im Zuge des Klimawandels können die Ausbreitung und das Schadenspotenzial von Schadorganismen (Insekten, Krankheiten, Beikräuter) sowie deren Wechselwirkungen mit Pflanzen erheblich beeinflussen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Klimatische Veränderungen und Extremwetterereignisse machen Ökosysteme anfälliger für die Etablierung und/oder Ausbreitung von Schädlingen, beispielsweise durch die Entstehung ökologischer Nischen für nichtheimische Arten (Masters & Norgrove, 2010; Thuiller et al., 2008).

Ein übereinstimmend berichteter Trend ist, dass erhöhte Temperaturen eine Verschiebung des Verbreitungsgebietes von Schadorganismen weiter nach Norden und/oder in größere Höhenlagen bewirken können (Heeb et al., 2019; Huss, 2013; Svobodová et al., 2014) und zu einer Steigerung

der Reproduktionsraten, der Vitalität, des Wachstums und der Lebendüberwinterung führen können (Bernard et al., 2014; Eitzinger et al., 2013; Krengel et al., 2014). Durch die erhöhte Mobilität von Viren übertragenden Insekten infolge steigender Herbsttemperaturen nimmt auch das Risiko von Viruseinträgen (z. B. Verzwergungsviren) in frisch aufgekeimtes Wintergetreide zu (Huss, 2013). Extremwetterereignisse wie langanhaltende Niederschläge können das Auftreten von bisher unbekannten Schadorganismen begünstigen (Huss, 2013).

Des Weiteren begünstigen die klimatischen Änderungen die Einwanderung und Etablierung invasiver Arten (Heeb et al., 2019; Krengel et al., 2014). Ein Beispiel ist der Maiswurzelbohrer, der in den 1990er-Jahren nach Europa eingeschleppt wurde und seither Schäden an Maiskulturen hinterlässt (Grabenweger, 2008). Seine Ausbreitung wird durch milde Winter und heiße Sommer mit ausreichend Niederschlag und durch fehlenden Fruchtwechsel begünstigt (Falkner et al., 2019). Invasive Pflanzenarten können aufgrund ihrer zum Teil hohen Nährstoffnutzungskapazität heimische Kulturarten rasch überwuchern. Ein Beispiel dafür ist das Beikraut *Ambrosia* (Ragweed), welches die Ernten von Ölkürbis und Soja um 50 % mindern kann (Landwirtschaftskammer Steiermark, 2020).

Die klimatischen Veränderungen führen zu einem vermehrten Auftreten von Krankheiten und Schädlingen, wie man beispielsweise am verheerenden Befall von Kartoffeln und Zuckerrüben durch Drahtwurm und Rüsselkäfer im Jahr 2018 festmachen kann (BMNT, 2019a). Eine Möglichkeit, dieser Gefährdung entgegenzuwirken, ist die Förderung von Resistenz und Standfestigkeit gegenüber Schaderregern in der Pflanzenzucht und Sortenprüfung (Amt der oberösterreichischen Landesregierung, 2013; VLK, 2019). Eine Kulturart, für die der Infektionsdruck durch Schadorganismen durch die sich verändernden Umweltbedingungen besonders steigt, ist die Kartoffel (Brandstetter et al., 2019).

Allgemeingültige Vorhersagen über die Dynamik von Schadorganismen und Krankheiten und universale Bekämpfungsstrategien sind nicht möglich, da der fortschreitende Klimawandel sowohl positive als auch negative Effekte auf eine bestimmte Art ausübt. Für eine robuste Prognose müsste jede Art einzeln bewertet werden (Lehmann et al., 2020). Da das Wissen über die Ausbreitungsmuster spärlich ist und konkrete Lösungen zur Eindämmung der Schadorganismen und Krankheiten benötigt werden, kommt der Forschung eine hohe Priorität zu (BMNT, 2017a; Landwirtschaftskammer Steiermark, 2020). Monitoring ermöglicht die Entwicklung prognostizierender Modelle und damit die Identifikation von gefährdeten Gebieten unter diversen Landnutzungs- und Klimawandelszenarien sowie die Einschätzung des (ökonomischen) Schadenpotenzials (Falkner et al., 2019). Basierend darauf können gezielte Präventionsmaßnahmen in der landwirtschaftlichen Praxis ergriffen werden (Heeb et al., 2019).

Ein Puffer gegenüber dem erhöhten Schädlings- und Krankheitsdruck kann durch eine vielfältige Fruchtfolge, ausgewogene Düngung, eine aktive Bodenfauna und Förderung von Nützlingen durch Landschaftselemente geschaffen werden [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Auch die gezielte Resistenzzüchtung stellt eine wichtige Bewältigungsstrategie dar (Bernard et al., 2014; Huss, 2013). Eine vielfältige Fruchtfolge wird z. B. gegen den Maiswurzelbohrer als effektive Bekämpfungsstrategie berichtet, da er sich bei räumlich und zeitlich ausgedehnten Maisbeständen ungehindert ausbreiten kann (Falkner et al., 2019; Feusthuber et al., 2017). Durch den Anbau alternativer Futtermittel, wie z. B. Hirse, kann der Maisanteil im Ackerbau zusätzlich vermindert werden (Zukunftsraumland, n. d.). Die natürliche Schädlingsregulation kann mithilfe von künstlich angelegten Blühstreifen gesteigert werden, in welchen die spezifischen Gegenspieler der Schadorganismen gefördert werden (Balmer et al., 2012). Des Weiteren können pflanzenstärkende Maßnahmen und eine biologische Bekämpfung durch das Einbringen natürlicher Feinde eingesetzt werden (Grabenweger, 2008).

Die Anpassungsmaßname eines erhöhten Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln wird in der Literatur kritisch gesehen (Bernard et al., 2014) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Das deutsche Umweltbundesamt identifizierte in einer Literaturstudie (Brühl et al., 2015) Pflanzenschutzmittel und Biozide als den Faktor mit den meisten negativen Effekten auf die Biodiversität (von 18 analysierten Faktoren). Die Studie zeigte Beeinträchtigungen von wirbellosen Tieren (z. B. Wildbienen, Laufkäfer, Schwebfliegen) auf, die als Bestäuber, Räuber oder Zersetzer fungieren und dadurch unentbehrliche Rollen im Ökosystem erfüllen. Der Rückgang von Bestäubern mindert wiederum die Bestände von Wildpflanzen (IPBES, 2016). Zudem wird die Biodiversität durch Pestizideinsatz auch indirekt über das Nahrungsnetz geschädigt, indem diversen Tieren die Nahrungsgrundlage genommen wird (Niggli et al., 2020).

Für einen wirksamen Pflanzenschutz sind darüber hinaus der Ausbau von Warndiensten, die Ausarbeitung von Bekämpfungsstrategien und der Einsatz neuer genetischer Ressourcen dienlich (BMNT, 2017a; Eitzinger et al., 2013; Heumesser et al., 2012). Heeb et al. (2019) betonten darüber hinaus die Wichtigkeit der politischen Koordination aller involvierten Stakeholder_innen.

Wassermanagement

Haslinger et al. (2019) zeigten die Ursachen von Dürreereignissen im erweiterten alpinen Raum auf. Aufgrund von Wassermangel und Hitze werden eine Verringerung des Ertrags und eine Veränderung der Produktqualität von Kulturpflanzen im Osten und Südosten Österreichs erwartet, insbesondere bei nicht bewässerten Sommerkulturen (BMNT, 2017a; Bodner et al., 2016; Haslmayr et al., 2018). Heumesser

et al. (2012) prognostizierten eine Reduktion der Jahresniederschlagssumme (vor allem durch abnehmende Sommerniederschläge) um 20 % im Marchfeld bis zum Jahr 2040 und ein vermehrtes Auftreten von extremen Dürreperioden. Des Weiteren sind Ertragsverluste in Wald- und Mühlviertel, Südburgenland und in der Südoststeiermark zu erwarten (Haslmayr et al., 2018). Die Ertragseinbußen werden dabei deutlicher ausfallen auf Böden mit niedriger Wasserspeicherkapazität (sandige Böden; Eitzinger et al., 2013).

Diese Prognosen machen deutlich, dass die natürliche Wasserverfügbarkeit für die Pflanzen zu einem ertragslimitierenden Faktor wird und die Anpassung des landwirtschaftlichen Wassermanagements essenziell für die zukünftige Produktionssicherung ist [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung], wobei die Steigerung der Wassereffizienz (Leitthema „More crop per drop“) im Zentrum stehen sollte (Heumesser et al., 2012). Es stehen verschiedene ackerbauliche, technische und politische Maßnahmen zur Verfügung, die an den Standort anzupassen sind.

Da eine künstliche Bewässerung aufgrund mangelnder Wasserverfügbarkeit nur auf Teilen der landwirtschaftlichen Fläche Österreichs möglich ist, wird die Steigerung der ackerbaulichen Wassernutzungseffizienz mittels Optimierung von Bodenbearbeitung und Steigerung der Bodenbedeckung, des Humusgehalts und der Durchwurzelungstiefe gefördert und auch praktiziert (Abschn. 5.1.1; Gollner et al., 2019; Grocholl, 2011). Beispielsweise wird durch die Verbesserung der Bodenstruktur und durch den Anbau tiefwurzelnder Kulturen der Bodenwasservorrat ergiebiger genutzt (VLK, 2019). Winterfrüchte haben einen Vorteil bei Wasserstress gegenüber Sommerfrüchten, da das bereits tiefere Wurzelsystem im Frühjahr die Bodenwasserressourcen besser nutzen kann (Bodner et al., 2016). Der Umstieg von Pflugbearbeitung auf minimale Bodenbearbeitung vermindert die unproduktive Verdunstung, wodurch gemäß Modellierungen das Ertragspotenzial von Kulturpflanzen verbessert werden kann (bis zu 10 % bei Winterweizen; Eitzinger et al., 2013). Reduzierte Bodenbearbeitung (nicht wendende Bearbeitung) wird derzeit auf rund 29 % der österreichischen Ackerfläche angewandt, wohingegen nur auf 2 % der Ackerfläche eine Bestellung des Feldes ohne Bodenbearbeitung (Direktsaat) erfolgt (Statistik Austria, 2018). Zudem mindern eine permanente Bodenbedeckung und Windschutzanlagen, z. B. Hecken, die unproduktive Evaporation (Ableidinger et al., 2020; BMNT, 2017a; Eitzinger et al., 2013). Diese Möglichkeiten werden bereits in nennenswertem Ausmaß genutzt und sind Bestandteil von Fördermaßnahmen des Agrarumweltprogramms (BMLRT, 2021).

Ein Ansatzpunkt ist der Einsatz effizienter Bewässerungstechnik sowie eine an das Bewässerungssystem, den tatsächlichen Pflanzenwasserbedarf und die Bodeneigenschaften angepasste Bewässerungsplanung und -steuerung (BMNT, 2017a; Eitzinger et al., 2013). Die Effekte einer Bewässerung hängen von den Standortfaktoren ab. Einerseits kann die Bewässerung eine verbesserte Aufnahme von Stickstoff im Vergleich zu Trockenperioden bedingen (Fricke, 2009), doch andererseits kann sie auf sandigen Böden zu erhöhter Nitratauswaschung und Ertragsverlusten führen (Eitzinger et al., 2013). Als eine effiziente Bewässerungstechnik wird die Tropfbewässerung bewertet, die jedoch aufgrund der hohen Investitionskosten nur vereinzelt eingesetzt wird (Heumesser et al., 2012). Andere moderne Techniken inkludieren Kreis- und Linearberegnung und mobile Beregnungsmaschinen mit optimierter Steuerung (Schimmelpfennig et al., 2018). Eine bedarfsorientierte Steuerung der Bewässerung wird durch Messungen des Bodenmatrixpotenzials oder der Bodenfeuchte (Dabach et al., 2015; Nolz et al., 2016; Nolz & Loiskandl, 2017) sowie durch Bestimmung von pflanzenbezogenem Pflanzenwasserstatus und Stressindices mit Hilfe von Fernerkundungsmethoden ermöglicht (Romero-Trigueros et al., 2019), aber noch kaum praktiziert. Aufgrund der hohen Kosten und eingeschränkten Umsetzbarkeit wird eine Beregnung in Österreich zurzeit lediglich für hochpreisige Marktfrüchte als effektiv bewertet (Schönhart et al., 2014).

Im Falle der Errichtung einer Bewässerungsanlage ist dem kritischen Aspekt der Wasserquelle große Bedeutung zu schenken. Die Entnahme von Grund- und Oberflächenwasser kann zu einer Beeinträchtigung der Grundwasserqualität, der Bodenqualität und der Wasserökologie sowie zur Absenkung des Grundwasserspiegels führen (BMNT, 2017a; de Graaf et al., 2019; Müller et al., 2007). Da sich bei der Wasserentnahme konkurrierende Nutzungen (z. B. Energiebereitstellung durch Wasserkraft) ergeben können, sollten vorab Erhebungen zu langfristigen Entnahmekapazitäten des betreffenden Gebiets durchgeführt werden (BMNT, 2017a). Darüber hinaus wird vor allem unter Anbetracht voraussichtlicher Trockenperioden die Errichtung von Speicherteichen angeraten (Amt der Steiermärkischen Landesregierung, 2017). Vielversprechend, aber noch weniger etabliert, ist der Ansatz, die Wassereffizienz durch die Nutzung alternativer Wasserquellen zu verbessern, wie z. B. Regenrückhaltebecken oder aufbereitetes Abwasser (VLK, 2019).

Neben den technischen Innovationen nennt die Europäische Umweltagentur (EEA, 2009) auch die Etablierung von spezifischer Beratung für Landwirt_innen und Politikmaßnahmen wie Subventionen für effiziente Wassernutzung und Wasserpreisgestaltung. Eine ganzheitliche Evaluierung des landwirtschaftlichen Wassermanagements über die regionale Wasserverfügbarkeit, den Wasserbedarf und die Effektivität und Wirtschaftlichkeit diverser Wassermanagementsysteme, wie sie in Deutschland (Dietrich et al., 2015) erfolgte, fehlt in Österreich noch.

Anpassung des Düngeeinsatzes

Die sich verändernden Witterungsbedingungen ändern auch die Nährstoffdynamik, den Wasserhaushalt und die saiso-

nalen Düngeanforderungen (BMNT, 2017a; Pfeiffer et al., 2017). Die Düngung sollte sich im Sinne einer bedarfsgerechten und nachhaltigen Nutzung an diese Schwankungen anpassen und die standortspezifischen Bedingungen berücksichtigen (Amon, 2014; BMNT, 2017a), wobei insbesondere die Effizienz der Nährstoffnutzung im Vordergrund stehen sollte.

Die Effizienz kann durch bedarfsgerechte Düngung erhöht werden (Barraclough et al., 2010; Spiegel et al., 2021). Optimale Düngung erfordert die Berücksichtigung der Nährstoffe aus der Vorfrucht, der Bodeneigenschaften, des Nährstoffbedarfs und der vorherrschenden Wetterbedingungen wie auch eine Optimierung der Fruchtfolge (BMNT, 2017a; Spiegel et al., 2021) und könnte durch eine Analyse des pflanzenverfügbaren mineralischen Stickstoffs (N_{min}) im Boden im Frühjahr und Chlorophyllmessungen des Pflanzenbestandes, wie es z. B. auf Referenzflächen des Nitrat-Informationsdienstes (NID) durchgeführt wird, unterstützt werden (Spiegel et al., 2009). Überdies erlauben Precision-Farming-Technologien mithilfe von Satelliten- und Sensordaten, unterstützt durch GPS-gesteuerte Maschinen, räumlich bedarfsgerechte N-Düngungsraten mit einer hohen Stickstoffnutzungseffizienz, wodurch die Erträge mit einem Minimum an N-Verlusten gesteigert werden (Spiegel et al., 2021).

Anbaumethoden, die den Nährstoffaustrag reduzieren, sind Zwischenfruchtanbau und Winterbegrünung, vor allem in Regionen mit viel Niederschlag im Winter (BMNT, 2017a; Kaye & Quemada, 2017). Des Weiteren sollten die Unterschiede der Düngerarten (mineralisch vs. organisch) hinsichtlich der Nährstoffmineralisierung, und die sachgerechte Düngerausbringung und -einarbeitung in die Planung miteinbezogen werden (Amon, 2014; Mayer & Mäder, 2016). N-Verluste können darüber hinaus durch den Einsatz von Düngern mit kontrollierter N-Freisetzung und von (biologischen) Nitrifikationsinhibitoren verringert werden (Osterburg & Runge, 2007). Dadurch wird die Umwandlung von Ammonium zu Nitrat verzögert, was vor allem bei unregelmäßigen Wetterbedingungen, wie z. B. sehr hohen Niederschlägen nach der Düngerausbringung, zu mehr Ertragssicherheit führt. Des Weiteren können damit Lachgasemissionen um 20–80 % reduziert werden, jedoch variieren die Effekte in Abhängigkeit von Standort und Klima sehr stark (Dersch & Spiegel, 2020).

Leguminosen in der Fruchtfolge können den Bedarf an (mineralischen) Düngern reduzieren, da sie der Folgefrucht fixierten Stickstoff bereitstellen. Jedoch muss bei einer solchen Änderung der Fruchtfolge eine potenzielle Abnahme der Energieproduktion und der wirtschaftliche Verlust für die Landwirt_innen bedacht werden (Amon, 2014). Um diesen Erschwernissen für die Landwirt_innen entgegenzuwirken, kann eine Weiterentwicklung der Direktzahlungen für klimawandelangepasstes Düngemanagement erfolgen, wie in der Österreichischen Strategie zur Klimawandelanpassung empfohlen (BMNT, 2017a). Neben Direktzahlungen sind verstärkte Beratung und Bewusstseinsbildung, gesetzliche Regelungen, freiwillige ÖPUL-Maßnahmen und intensivierte Kollaboration zwischen Wissenschaft, Beratung und Praktiker_innen wichtige Steuerungsinstrumente (Amon, 2014; BAB, 2019; BMNT, 2017a).

4.2.2 Grünland

In Österreich werden 1,34 Mio. ha, das ist annähernd die Hälfte der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche, als Grünland bewirtschaftet. Flächenmäßig ist Dauergrünland damit die wichtigste Kulturart und vor allem im klimatisch und topografisch benachteiligten Berggebiet das prägende Element alpenländischer Kulturlandschaft. Die Wiesen und Weiden des Wirtschaftsgrünlandes bilden als Grundfutterquelle (Grünfutter, Silage, Heu) die zentrale Lebensgrundlage für knapp die Hälfte aller landwirtschaftlichen Betriebe Österreichs (BMLRT, 2020).

In Abhängigkeit von Bodeneigenschaften, Seehöhe, Hangneigung und klimatischen Bedingungen bietet das Wirtschaftsgrünland eine große Bandbreite unterschiedlicher Nutzungstypen, die von intensiver Bewirtschaftung mit hoher Schnitthäufigkeit und darauf abgestimmter Düngung in den Gunstlagen bis hin zu extensivster Nutzung auf Almen reicht. Mit dieser Vielfalt erfüllt das Grünland neben der Bereitstellung von Grundfutter für die nachhaltige Milch- und Fleischproduktion weitere Aufgaben, wie zum Beispiel den Schutz vor Bodenerosion, die Sicherung der Wasserqualität oder die Speicherung von Kohlenstoff (Le Clec'h et al., 2019; Pötsch, 2010). Vor allem extensiv bis mäßig genutztes Grünland weist eine hohe Biodiversität auf (Ellmauer, 2019; Isselstein, 2018). Gerade diese wertvollen Flächen geraten zunehmend unter Druck, weil ihre Nutzung aufgegeben oder intensiviert wird. Zudem fällt Grünland mehr und mehr der Versiegelung zum Opfer oder wird vor allem in den Gunstlagen umgebrochen und als Ackerland genutzt (Ellmauer, 2019; Isselstein, 2018). Grünland in einer abwechslungsreichen, alpenländisch geprägten Landschaft bietet Raum für Erholung und Freizeitgestaltung und stellt deshalb für den Tourismus einen bedeutenden Mehrwert dar (Parente et al., 2012).

Für viele landwirtschaftliche Kulturen sind niedrige Temperaturen und eine damit einhergehende kürzere Vegetationsperiode in klimatisch benachteiligten Regionen limitierende Faktoren. Grünland passt sich jedoch bei standortgerechter Bewirtschaftung unterschiedlichen Bedingungen gut an und kann in den meisten Lagen produktiv genutzt werden (Pötsch, 2012). Allerdings ist der Wasserbedarf mit mindestens 700 l kg^{-1} Trockenmasse im Grünland vergleichsweise hoch, sodass in den Grünlandgrenzlagen ein Jahresnieder-

schlag von mindestens 700–800 mm erforderlich ist (Bohner & Eder, 2006; Carlsson et al., 2017; Chmielewski, 2011).

Eine entsprechende Wasserversorgung als Voraussetzung für gute Erträge wird insbesondere im Bergland und in Staulagen meist erreicht. Mit der Klimaveränderung einhergehende Temperaturzunahmen und ungleichmäßigere Niederschlagsverteilungen erhöhen vor allem in inneralpinen Trockenlagen und im östlichen Flachland das Risiko von extremen Dürreperioden, die sich auch auf das sonst robuste Grünland auswirken (Eitzinger et al., 2009a; Frenck et al., 2018; IPCC, 2016; Chimani et al., 2016). Ergebnisse des Freilandexperimentes ClimGrass an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein zur Erforschung der Klimafolgen für das Ökosystem Grünland zeigen signifikante Auswirkungen der Klimaveränderung auf Pflanzenbestandszusammensetzung, Ertrag, phänologische Entwicklung und Bodenwasserhaushalt (Pötsch et al., 2019a, b).

Anpassung der Bewirtschaftung

Nutzung (z. B. Schnitthäufigkeit) und Düngung bieten die Möglichkeit, auf veränderte Klimabedingungen direkt zu reagieren (Pötsch, 2009). Immer häufiger ist Grünland von anhaltender Trockenheit betroffen, die teilweise zu erheblichen Ertragsausfällen führt. Die Resistenz und Resilienz der Pflanzenbestände hängt dabei vom ursprünglichen Artenspektrum sowie dessen Veränderung als Folge einer standortgerechten Bewirtschaftung hinsichtlich Nutzungshäufigkeit und Düngungsintensität ab (Carlsson et al., 2017; Tello-García et al., 2020). Studien zeigen einhellig, dass sich das Wachstum bei höheren Temperaturen mit ausreichender Wasserverfügbarkeit beschleunigt und die einzelnen Aufwüchse früher zur Schnittreife gelangen (Schaumberger et al., 2019; Wang et al., 2020). Daraus ergibt sich die Möglichkeit, die Schnitthäufigkeit zusammen mit der Düngung an die sich verändernden klimatischen Bedingungen so anzupassen, dass durch rechtzeitige Nutzung eine entsprechende Grundfutterqualität erhalten bleibt und mit einer höheren Schnittanzahl auch das Risiko von dürre- oder schädlingsbedingten Ertragsausfällen auf mehrere Aufwüchse verteilt werden kann. Steht ausreichend Wasser zur Verfügung, führt eine moderate Temperaturzunahme zu einer höheren Produktivität und damit auch zu höheren Erträgen (Volk et al., 2021).

Erfolgt keine Anpassung der Schnitthäufigkeit, so werden höhere Temperaturen speziell in wärmeren Jahren auch in Regionen mit ausreichenden, aber ungünstig verteilten Niederschlägen zu Ertragsrückgängen führen (Schaumberger et al., 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Dies ist unter anderem auf Veränderungen des Pflanzenbestandes zurückzuführen, wo sich zwar trockentolerante Gräserarten wie Knaulgras oder Glatthafer stärker durchsetzen, der Anteil an Futtergräsern insgesamt aber abnimmt und durch Kräuter ersetzt wird (Dumont et al., 2015; Schaumberger et al., 2019). Tritt dazu Dürre auf, reduziert sich der Ertrag noch einmal stärker als unter aktuellen klimatischen Bedingungen (Pötsch et al. 2019b). Während der Trockenmasseertrag vor allem bei einer deutlichen Klimaveränderung (RCP 8.5) ohne Anpassungsmaßnahmen künftig sowohl unter Normal- als auch noch stärker unter Extrembedingungen zurückgeht, zeigt sich bei der Veränderung des Futterwertes kein einheitliches Bild (Jäger et al., 2020), jedoch eine starke Abhängigkeit vom jeweiligen Pflanzenbestand (Küchenmeister et al., 2014). Trockenheit hat nach Meisser et al. (2015) einen viel geringeren Einfluss auf die Futterqualität als auf den Ertrag.

Trockengestresste Pflanzenbestände regenerieren im Grünland rasch, und in Folgeaufwüchsen stellt sich durch erhöhte Stickstoffverfügbarkeit, stärkere Wurzelbildung sowie Reserveeinlagerungen ein kompensatorischer Mehrertrag ein (Hofer et al., 2017, 2016). Führt eine längere und intensive Dürre zu irreversiblen Schäden, sodass keine natürliche Regeneration des Pflanzenbestandes möglich ist, wird eine Nachsaat oder Neuansaat notwendig, vorzugsweise mit trockentoleranten Arten bzw. Mischungen. Das höhere Risiko von Ertragsausfällen erfordert eine optimale Abstimmung zwischen Ertragsniveau und Tierbestand, bei der auch eine entsprechende Futterreserve berücksichtigt werden sollte.

Klimasimulationen mit höheren Temperaturen und CO_2-Konzentrationen (Kruijt et al., 2008; Slavitsch et al., 2019). Pötsch et al. (2019b) zeigen, dass in warmen und trockenen Jahren die Verdunstung (Evapotranspiration) zunimmt, Bodenwassergehalte und Sickerwasserraten deutlich abnehmen, eine höhere CO_2-Konzentration die negativen Effekte von Erwärmung und Trockenheit auf den Wasserhaushalt jedoch teilweise kompensiert [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Auch der Nutzungstyp kann die Vulnerabilität einer Grünlandfläche in Zeiten der Dürre maßgeblich beeinflussen. So verstärkt beispielsweise eine intensive Weidenutzung (Kurzrasenweide) im Gegensatz zur Schnittnutzung die negativen Folgen von Trockenperioden auf Ertrag und Pflanzenbestand (Deléglise et al., 2015). Während die Weidehaltung in Regionen mit ausreichenden Niederschlägen eine effiziente Form der Grünlandnutzung darstellt, ist sie in den Grünlandgrenzlagen mit nicht mehr als 800 mm Jahresniederschlägen und höherer Trockengefährdung nur bedingt und dann eher als Koppelweide geeignet (Starz et al., 2013).

Mit steigenden Temperaturen und eingeschränkter Wasserverfügbarkeit ist eine Umstellung auf Kulturarten mit geringerem Wasserbedarf wie Silomais oder Getreide in umbruchfähigen Lagen zu erwarten. Problematisch ist dies deshalb, da das Dauergrünland mit vergleichsweise hohen Humusgehalten in einem stabilen, fruchtbaren und gut durchwurzelten Oberboden einen positiven Beitrag zum Kohlenstoffhaushalt leistet, der bei einem Umbruch verloren geht (Janssens et al., 2005; Reinsch et al., 2018; Vleeshouwers & Verhagen, 2002). Standortangepasste Bewirtschaftung und

die Versorgung der Flächen mit Wirtschaftsdüngern fördern den Aufbau von Bodenhumus und tragen wesentlich zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit bei (Pötsch, 2010). Die Erhaltung von Grünlandflächen leistet daher einen wesentlichen Beitrag für den Klimaschutz.

Anpassung durch technische Maßnahmen

Künstliche Bewässerung ist ein geeignetes Mittel, Trockenperioden zu überbrücken und Ernteausfälle im Grünland zu verhindern. Wenngleich in Österreich noch kaum eingesetzt, sind Beregnungssysteme in einigen Grünlandregionen des Alpenraums, wie beispielsweise in den mittleren Lagen Südtirols und in der Schweiz, häufig anzutreffen. Eine regelmäßige Beregnung im Grünland eignet sich nach Peratoner et al. (2009) allerdings nicht zur Ertrags- und Qualitätssteigerung; es wird ausdrücklich empfohlen, nur nach Bedarf zu bewässern, um Trockenphasen zu überbrücken. Eine ständige Wasserzufuhr führt zu verminderter Bodenstabilität, einer Veränderung des pH-Wertes im Boden sowie zu einer vermehrten Verunkrautung durch abgekühlte Böden. Die Optimierung der Wasserzufuhr durch Bodensensoren (Tensiometer) oder durch Berechnungen des Wasserbedarfs über Verdunstungsgleichungen reduziert die Kosten und steigert die Effizienz (Dabach et al., 2015; Nolz et al., 2016; Nolz & Loiskandl, 2017). Wasser ist insbesondere bei Trockenheit knapp und bedarf einer sorgfältigen Planung, die auch die zu errichtende Infrastruktur wie Wasserfassungen, Zubringerleitungen, Filteranlagen, Speicherbecken usw. mit einbezieht (Prünster, 2020).

Mit einer laufenden Beobachtung von Grünlandbeständen und einer genauen Schätzung von Ertrag und Qualität bietet sich die Möglichkeit, Managementmaßnahmen wie Pflege, Düngung und Ernte zielgerichtet zu planen und in Hinblick auf Klimaveränderungen anzupassen. So bietet ein satellitenbasiertes Monitoring in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung mit daraus abgeleiteten Vegetationskennwerten („Normalized Difference Vegetation Index“, NDVI) effiziente Möglichkeiten, Ertragszuwächse und Qualitätsveränderungen auf Grünlandflächen zu bestimmen (Guerini Filho et al., 2020; Siegmund et al., 2019). Modelle auf Basis von Wetter- und Satellitendaten befinden sich zwar noch weitgehend im Entwicklungsstadium, werden jedoch einen wertvollen Beitrag für die Digitalisierung in der Grünlandwirtschaft liefern (Klingler et al., 2020; Schaumberger et al., 2019). Vor allem die Möglichkeit einer regionalen Schätzung von Erträgen ist die Voraussetzung für Grundfutterbilanzen zur Planung eines regionalen Ausgleichs zwischen trockenheitsbedingten Defiziten und den Überschüssen in Gunstlagen. Im Zuge der Klimaveränderung kann dies eine Maßnahme darstellen, die bei extremen Dürreereignissen eine flächendeckende Futterversorgung des Viehbestandes weiter gewährleistet und den Bedarf kurzfristig überbrückt.

Anpassung durch den Einsatz trockenresistenter Sorten und Mischungen

Für klimabedingte Anpassungsmaßnahmen im Grünland erlangt der Einsatz von trockenresistenten Sorten zunehmend an Bedeutung, was sich unter anderem auch in einer Ausweitung von Zuchtprogrammen niederschlägt (Krautzer & Graiss, 2015). Weltweit wird derzeit an der Verbesserung der Trockenresistenz von Zuchtsorten (Merewitz et al., 2010) und der Resilienz verschiedener Grünlandtypen gearbeitet (Carlsson et al., 2017; Vogel et al., 2012).

Die Anpassungsmöglichkeiten von Pflanzen an Trockenstress sind sehr vielfältig. Während die meisten Gräser ihren Hauptwurzelhorizont in den obersten 10–20 cm des Bodens ausbilden (Staniak & Kocon, 2015), dringen verschiedene Kräuter und auch einige Leguminosen und Gräser (z. B. Luzerne und Rohrschwingel) mit ihren Wurzeln über einen Meter in den Boden ein und können somit die Wasserreserven der tieferen Bodenschichten nutzen.

Auch auf Sortenebene finden sich einige Ansätze, die Trockenresistenz festzustellen und den Züchtungserfolg zu verbessern (Ebrahimiyan et al., 2013; Walter et al., 2012). Hinsichtlich Trockentoleranz kommt der Verwendung von regionalen Herkünften eine große Bedeutung zu, da die daraus abgeleiteten Sorten ideal auf die vorherrschenden Standorteigenschaften angepasst sind. Ebenso werden verschiedene Inhaltsstoffe auf ihre Möglichkeiten zur Verbesserung der Trockenresistenz untersucht (Abtahi et al., 2018; Ebrahimiyan et al., 2013). Von zunehmend größerer wirtschaftlicher Bedeutung sind Blattflecken- und Rosterkrankungen sowie eingeschleppte Krankheiten, wie beispielsweise der Südliche Stängelbrenner bei Rotklee (Krautzer & Graiss, 2015), auf die die Futterpflanzenzüchtung bereits mit entsprechenden Zuchtprogrammen reagiert. Mögliche Anpassungsmaßnahmen und -strategien der Züchtung für inneralpine Pflanzenbestände sind

- eine Erweiterung des Artenspektrums in Grünlandmischungen für trockengefährdete Standorte,
- eine Intensivierung der Zucht auf trockenresistente Sorten unter Einsatz neuer Methoden, um Zuchterfolge schneller zu erkennen, und
- eine erhöhte Widerstandsfähigkeit gegenüber den bereits etablierten und neu auftretenden Krankheiten und Erregern als Zuchtziel neuer Sorten.

Neben den spezifischen Sorteneigenschaften kommt der Mischungsgestaltung große Bedeutung zu. Durch die Kombination von verschiedenen Sorten und Arten unter Einbeziehung ihrer funktionalen Merkmale kann sich der Bestand gut an widrige Witterungsbedingungen anpassen und so Ertragsausfälle deutlich verringern (Haughey et al., 2018; Komainda et al., 2020; Prieto et al., 2015).

Anpassung durch eine verstärkte Nutzung von Almen
Almfutterflächen stellen eine wichtige, in den letzten Jahren jedoch immer weniger genutzte Ressource für die landwirtschaftliche Produktion in Österreich dar. Die Veränderung der klimatischen Bedingungen beeinflusst die standortspezifische Produktivität von Almfutterflächen sowohl positiv als auch negativ.

Höhere Temperaturen und damit eine längere Vegetationsperiode (Chimani et al., 2016) fördern die Produktivität auf Almen, welche zurzeit noch aufgrund niedriger Temperaturen und kurzer Vegetationsdauer eingeschränkt ist. Zum einen kann die Alpung einen wichtigen Beitrag zum Ausgleich von Ertragsdefiziten in inneralpinen trockengefährdeten Gebieten darstellen, zum anderen dienen die Almen als Refugialgebiete für pflanzliche und tierische Arten, die an kühlere Bedingungen angepasst sind (Grabherr et al., 2011; Stanisci et al., 2005).

Heute noch ausreichend mit Wasser versorgte Lagen können aufgrund sich ändernder Niederschlagsverteilungen und erhöhter Evapotranspiration zunehmend unter Druck geraten. Als Folge steigender Temperaturen (Wieser et al., 2009) und der seit etwa 150 Jahren rückläufigen Almbewirtschaftung (Zwittkovits, 1974) – besonders stark war dieser Rückgang in den letzten Jahrzehnten zu beobachten (BMLRT, 2020) – dringen subalpine Wald- und Straucharten sukzessive in die aufgegebenen Almfutterflächen vor. Aufgrund der im Vergleich zu Grünlandflächen erhöhten Evapotranspiration von Waldflächen führt die zunehmende Verwaldung und Verbuschung zu einer verstärkten negativen Entwicklung der Bodenwasserbilanz in den alpinen Tälern Österreichs (Strasser et al., 2017; van den Bergh et al., 2018). Aus Sicht des Waldes sind in den beiden letzten Jahrzehnten rund 10 % des Waldes über 1800 m durch Neubewaldungen früherer Grünlandstandorte dazugekommen (Russ, 2019). Dadurch entsteht ein Nutzungskonflikt zwischen Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Biodiversität und Tourismus.

Umfassende und adäquate Subventionen sind eine Möglichkeit zur Förderung einer flächendeckenden Almbewirtschaftung in Österreich und einer damit verbundenen Grundfutterversorgung, einer positiven Wasserbilanz sowie einer hohen Biodiversität. Die weidebasierte Milch- und Fleischproduktion auf den Almen, in der Viehbesatz und Standortpotenzial in einem Gleichgewicht stehen, stellt eine nachhaltige Produktionsstrategie mit einer vergleichsweisen hohen Umweltverträglichkeit dar (O'Brien et al., 2012; Pittarello et al., 2020). Eine moderate, dafür flächendeckende Almbewirtschaftung erlaubt es, diese positiven Effekte auszubauen. Allerdings sind erheblichen Bewirtschaftungsnachteile, besonders in Hinblick auf Nutzung und Düngung und die nötige Arbeitszeit für ein standortangepasstes Almmanagement, damit verbunden. Fördermaßnahmen können hier ausgeglichen wirken [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Mithilfe eines Almbewirtschaftungsplans kann eine weitere Möglichkeit geschaffen werden, um den Almfutterflächenverlust zu reduzieren und bereits verbuschte und verstrauchte Almflächen zu rekultivieren. Der Einsatz neuer Techniken, wie zum Beispiel die Satellitenfernerkundung, ermöglicht eine kontinuierliche Beobachtung der alpinen Vegetation und trägt dazu bei, das Management auf den Almen zu verbessern. So können unter anderem der optimale Auftriebszeitpunkt oder das aktuelle Futterangebot auf den Almen ermittelt werden und eine effiziente und standortangepasste Weidewirtschaft gefördert und unterstützt werden.

4.2.3 Garten-, Wein- und Obstbau

Gartenbau
Viele Erkenntnisse aus dem Ackerbau lassen sich auf den Gartenbau übertragen. Insbesondere für die Nahversorgung sind Anpassungsmaßnahmen von großer Relevanz, wobei sie in erster Linie für den Freilandanbau wesentlich sind. Im geschützten Anbau werden Kühl- und Bewässerungssysteme bereits eingesetzt. Die Sortenwahl (Hitzetoleranz ist bei vielen Kulturen ein Zuchtziel geworden) kann zu einer Verbesserung führen, allerdings können resistente Sorten auch geringere Erträge haben (Gruda et al., 2019). Die längeren Produktionszeiträume im Frühjahr und Herbst können genutzt werden (z. B. früherer Anbau von wärmeliebenden Kulturen), allerdings steigt das Risiko der Schädigung durch Frostereignisse (Bisbis et al., 2019).

Neue Kulturen, die früher nur in südlichen Regionen angebaut werden konnten, werden regulär oder versuchsweise in die Anbaupläne aufgenommen. Beispiele dafür sind Wassermelonen, Zuckermelonen, Süßkartoffeln, Kichererbsen, Linsen, Artischocken, Erdnüsse oder Edamame. Darüber hinaus kann die Wasserversorgung durch die Optimierung der Bewässerung, z. B. durch die gezielte Versorgung der Wurzeln mit Wasser (Badr et al., 2018) oder Unterflur-Tröpfchenbewässerung (Badr et al., 2010), verbessert werden.

In Regionen mit ausgeprägter Trockenheit werden Produktionszeiträume im Sommer nicht mehr genutzt, nach Einschätzung der LK Niederösterreich wird sogar teilweise die gesamte Produktion stillgelegt, da sie unter den geänderten Klimabedingungen zu risikoreich und dadurch nicht mehr wirtschaftlich ist (LK Niederösterreich, pers. Mitteilung).

Wein- und Obstbau
Im Wein- und Obstbau sind die zentralen Herausforderungen die erhöhten Temperaturen sowie der mögliche Wassermangel. Die Anpassungsmaßnahmen im Weinbau können kurzfristig im Verlauf einer Vegetationsperiode oder langfristig angelegt sein.

Kurzfristige Anpassungsmaßnahmen Eine Reduktion des Traubenbesatzes durch Abschneiden (hauptsächlich in jungen Anlagen) oder eine Verringerung der Blattfläche führen zu geringerer Transpiration und damit zu geringerem Wasserverbrauch (van Leeuwen & Darriet, 2016). Dies kann aber auch zu einem erhöhten Risiko von „Sonnenbrand" führen.

Eine Blattspritzung mit Kaolin kann mit gutem Erfolg als Schutz gegen extreme Hitze und Sonnenbrand eingesetzt werden (Dinis et al., 2018).

Neben den üblichen Bewässerungssystemen zeigt auch die ressourceneffiziente Form der „deficit irrigation" sehr gute Erfolge. Diese basiert auf einem Evapotranspirationsmodell (Allen et al., 1998), für das Sensoren für die Bodenfeuchte oder auch die direkte Pflanzenversorgung, eingesetzt werden (Malheiro et al., 2011; Santos et al., 2020). Vor allem Letztere sind weniger fehleranfällig und können für automatisierte Systeme eingesetzt werden (z. B. Montoro et al., 2012). Die Umsetzung dieser Systeme ist insbesondere in Regionen mit geringer Wasserversorgung von einer genauen Kosten-Nutzen-Analyse abhängig (Koech & Langat, 2018).

Geänderte Perioden mit Krankheits- und Schädlingsdruck sowie neue Schadorganismen und Krankheiten erfordern eine genaue Beobachtung der lokalen Situation. Hier sind bestehende Warndienstsysteme auszubauen und zu verbessern (z. B. engmaschigeres Monitoring, verstärkter Einsatz von IT) und der Informationstransfer zu fördern, um erfolgreiche Bekämpfungsmaßnahmen aus anderen Regionen übernehmen zu können. Dennoch besteht gerade in diesem Bereich noch großer Forschungsbedarf, z. B. in Hinblick auf die Verbreitungsmöglichkeiten und die Biologie von Krankheiten und Schädlingen.

Das Management des Bodens stellt ein zentrales Instrument für eine Anpassung dar. Durch möglichst permanente Bodenbedeckung (z. B. Mulch, Begrünung) werden die Evapotranspiration und das Erosions- bzw. Verdichtungsrisiko vermindert sowie die Bodenstruktur verbessert (Santos et al., 2020). Bei einer Anwendung von Kompost ist auch auf die damit gegebene Nährstoffzufuhr zu achten. Der Einsatz von Gründüngungspflanzen führt aufgrund der vielfältigen positiven Wirkungen zu Verbesserungen von Ertrag und Qualität (Xi et al. 2010). Im Bedarfsfall kann durch gezielte Bodenbearbeitung der Kapillarwasserstrom unterbrochen werden.

Langfristige Anpassungsmaßnahmen Über Modelle, die auf Daten für Niederschlag, Strahlung und Topografie aufbauen, können lokale Zonierungen für die Auswahl von entsprechenden Arten oder Sorten ausgewiesen werden (Egarter Vigl et al., 2017).

Durch die Form des Baumes (beeinflussbar durch verschiedene „Erziehungssysteme"), die Geometrie des Blätterdachs und der Baumkronen sowie die Orientierung kann ein deutlicher Einfluss auf Faktoren wie Lichtinterzeption (Aufnahme der Sonnenenergie) oder Windgeschwindigkeit genommen werden. Dadurch werden physiologische Prozesse wie die Reifeentwicklung oder Wassernutzungseffizienz beeinflusst, wodurch entsprechende Anpassungen an neue klimatische Gegebenheiten ermöglicht werden (Santos et al., 2020). Diese Maßnahmen können auch mit Änderungen der Bepflanzungsdichte kombiniert werden, um den Wasserstress zu reduzieren (Neethling et al., 2019).

Eine wesentliche Bedeutung kommt der Wahl von Sorten, Klonen und Unterlagsreben zu. Dazu zählen auch z. B. Mehltau-resistente Sorten, die derzeit allerdings aufgrund fehlender Zulassungen noch nicht eingesetzt werden können. Hier kann einerseits auf bereits verfügbare Pflanzen zurückgegriffen werden, andererseits ist aber auch noch ein hohes Entwicklungspotenzial gegeben (Morales-Castilla et al., 2020). Ein Problem könnte allerdings die Vermarktung von „Terroir-Weinen" darstellen, da spezielle Regionen mit bestimmten Sorten in Verbindung gebracht werden und ein diesbezüglicher Wechsel erst von den Kunden akzeptiert werden müsste (Schultz & Jones, 2010).

Im Obstbau kann durch eine Intensivierung von Schutzmaßnahmen, sowohl in Hinblick auf Extremwetterereignisse (Hagel, Trockenheit) als auch neue Krankheiten und Schädlinge, eine auch ökonomisch sinnvolle Verbesserung erreicht werden (Wurm, 2020). Auch der Anbau von robusten, seltenen Obstarten (z. B. Quitte, Mispel, Speierling, Elsbeere) oder „neuen" Kulturen (z. B. Feigen, Kiwi, Kiwibeere, Indianerbanane) oder der Einsatz spät reifender Sorten kann zumindest regional zu Verbesserungen führen (Wurm, 2020). Schlussendlich kann sowohl im Obst- als auch im Weinbau durch eine Verlagerung der Anbauregionen (z. B. in höhere Lagen) eine Adaptierung erreicht werden, wobei allerdings die ökonomischen und sozio-ökonomischen Konsequenzen zu beachten sind (Zhu et al., 2016).

4.2.4 Landwirtschaftliche Tierhaltung

Die Tierhaltung ist ein bedeutender Teil der österreichischen Landwirtschaft und trägt rund 39 % zu den Erträgen der Land- und Forstwirtschaft bei. Die wichtigsten Nutztierarten in Österreich mit Stand 2018 sind Rinder, Schweine, Geflügel, Schafe, Ziegen und Pferde (BMNT, 2019a).

Bei der Tierhaltung wird hier zwischen den Futterbaubetrieben mit Weide- und Almhaltung und den Veredelungsbetrieben mit Stallhaltung unterschieden. In der ersten Betriebsform werden vorrangig Rinder, Schafe und Ziegen in sogenannten Kalt- bzw. Außenklimaställen sowie auf Weiden und Almen gehalten. Im Gegensatz dazu werden Schweine und Geflügel vorrangig in Warmställen aufgestallt (Pöllinger et al., 2018). Die ganzjährige Weidehaltung wird in Österreich zunehmend häufiger, benötigt jedoch ei-

nige Voraussetzungen wie z. B. die Bodeneigenschaften der Weide (Vermeidung von Nährstoffungleichgewichten, mechanische Tragfähigkeit, ausreichender Abstand zu Oberflächengewässern, regelmäßiger Wechsel der Fress- und Tränkeplätze; Pötsch, 2007). Dieser Abschnitt beschäftigt sich vorrangig mit der Stallhaltung, da die Freilandhaltung größtenteils schon in der Grünlandbewirtschaftung thematisiert wird (Abschn. 4.2.2).

Auf den österreichischen Almen herrschen im Durchschnitt geringe bis moderate Besatzdichten. Diese hängen von der Alpungsdauer sowie vor allem vom Ertragspotenzial ab, welches wiederum ganz wesentlich von den Standortbedingungen und der Bewirtschaftung beeinflusst wird. Die geringen Besatzdichten und die häufig verspäteten Almauftriebe haben einen zu geringen Weidedruck zur Folge. Schlechte Futterqualitäten, hohe Weidereste, Verunkrautung sowie zunehmende Verwaldung und Verbuschung sind Konsequenzen dieser Trends in der Almbewirtschaftung (LFI, 2015; Abschn. 2.4.4 für daraus resultierende Treibhausgasemissionen und andere klimawirksame Effekte). Diese geringen Besatzdichten auf Almen ergeben sich unter anderem auch aus den aufgelassenen und zusätzlich gepachteten Betrieben im Tal, da diese Tiere nicht mehr auf die Alm bzw. nur mehr für die Mindestweidedauer von 60 Tagen gehalten werden, um die Förderbedingungen einzuhalten (Abschn. 4.2.2, Machatschek, 2016). Eine Anpassung und Abstimmung geeigneter Förderungsmaßnahmen ist demnach notwendig, um den zu geringen Besatzdichten mit ihren negativen Folgen für die Almflächen entgegenzuwirken, indem die im Zuge der Alpung entstehenden Bewirtschaftungsnachteile ausgeglichen werden.

Neben dem Klimawandel steht die Tierhaltung vor einer Reihe weiterer Herausforderungen, wie z. B. der Sicherstellung des Tierwohles. Diese beeinflussen die Tierhaltung u. U. stärker als die unmittelbaren Auswirkungen des Klimawandels. Gleichwohl sind Veränderungen in der Tierhaltung vor dem Hintergrund des Klimawandels zu sehen. Dafür werden zu Beginn die Auswirkungen der Tierhaltung auf den Klimawandel und die Umwelt sowie die Auswirkungen des Klimawandels auf die Tierhaltung erläutert, um letztendlich mögliche Anpassungsmaßnahmen vorzustellen (Abschn. 4.2.4).

4.2.4.1 Tierhaltung und seine Auswirkungen

Landwirtschaftliche Tierhaltung ist mit wesentlichen Umweltauswirkungen verbunden (siehe Abb. 4.1). Der globale Anteil der Tierhaltung an der THG-Emission wird weltweit auf etwa 14–18 % geschätzt, für Österreich wird ein Anteil von 10,2 % angenommen, wobei der Energieeinsatz (Transport, Lüftungsanlage, Fütterung, Entmistung etc.) nicht berücksichtigt werden (Abschn. 2.2). Unter Einbeziehung des Energieeinsatzes steigt der Anteil auf 14 % (Lindenthal & Schlatzer, 2020).

Bei den luftgetragenen Emissionen haben die THG-Emissionen globale Bedeutung, sind aber durch Anpassungsmaßnahmen nur in geringem Umfang zu beeinflussen. Jene Emissionen, die regional (Ammoniak) und lokal (Geruchstoffe und Bioaerosole) relevant sind, können jedoch durch

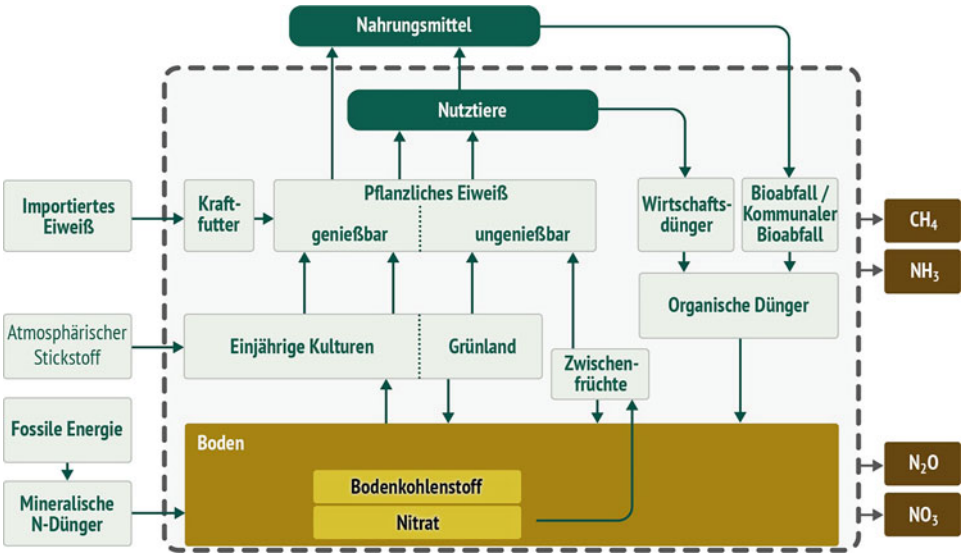


Abb. 4.1 Zusammenhang zwischen Proteinproduktion, Stickstoff- (N-) Düngung und Umweltauswirkungen. In Österreich werden jährlich 353 kt Stickstoff ausgebracht (Daten aus dem Jahr 2017). Davon entfallen 130 kt auf Mineraldünger, 173 kt auf Wirtschaftsdünger, 5 kt auf symbiotische Stickstoffbindung, 40 kt auf N-Deposition und 4 kt auf N im Saatgut. Diese Mengen übersteigen die N-Aufnahme durch Pflanzen, was zu einem Brutto-N-Überschuss von 122 kt führt, der als NO_3, NH_3, N_2O oder NO austritt (Umweltbundesamt, 2019). Darüber hinaus werden bei der Herstellung von Mineraldüngern 60 MJ/kg N fossile Energie verbraucht. Datenmodellierungen zeigen, dass ein reduzierter Einsatz von Mineraldüngern gemeinsam mit einem effizienteren Einsatz von Wirtschaftsdüngern und einem verstärkten Anbau von Getreide und Futterleguminosen diese Emissionen aufgrund der Düngung verringern können. (ATF & ETP, 2019)

Tab. 4.1 Jährliche Ammoniakemissionen für Österreich auf der Basis des nationalen Emissionsinventars (2005–2017) und der Szenarien 2020–2030 unter Berücksichtigung des verkauften Kraftstoffs. (Anderl et al., 2019)

Jahr	2005	2010	2017	2020	2025	2030
Emission (kt)	62,70	65,70	69,09	69,47	70,51	71,57
Rel. Änderung bezogen auf 2005 (%)	–	5 %	10 %	11 %	12 %	14 %
Zielwert (kt)	–	–	–	62,07	58,94	55,18
Rel. Abweichung vom Zielwert (%)	–	–	–	12 %	20 %	30 %

technische Minderungsmaßnahmen (Luftwäscher, Biofilter, etc.) verringert werden und stehen oftmals in einer engen Beziehung mit der Landnutzung (intensive und extensive Haltungsformen, Stallhaltung, Weidehaltung, etc.).

In Österreich wird der Großteil der Ammoniakemissionen (NH_3) durch die Landwirtschaft (95 %) verursacht, 47 % durch Tierhaltung und Güllelagerung, 43 % durch Ausbringen von Gülle, 8 % Dünger, 2 % Weideland und andere Tätigkeiten. In Europa sind die NH_3-Emissionen zwischen 1990 und 2015 um 23 % gesunken (EEA, 2017a). Zwischen 2000 und 2015 gingen die Emissionen um 8 % zurück. In Österreich war jedoch ein gegenläufiger Trend (Anstieg der NH_3-Emissionen von 1990 bis 2016 um 3 %, Tab. 4.1) zu beobachten (EEA, 2017b). Im Jahr 2005 betrug die Emission 62,70 kt und stieg kontinuierlich auf 69,09 kt pro Jahr im Jahr 2017. Für den Zeitraum von 2020 bis 2030 wurden Emissionsszenarien berechnet. Diese basieren auf Änderungen der Landnutzung, des Tierbestandes und der Produktionssysteme (Sinabell et al., 2018). Die Emissionsszenarien für 2020, 2025 und 2030 zeigen eine weitere Zunahme der jährlichen NH_3-Emissionen (Anderl et al., 2019). Gemäß der NEC-Richtlinie (EU 2284, 2016) muss für 2020 eine Reduzierung um 1 % und in weiterer Folge eine lineare Abnahme bis 2030 auf 12 % (bezogen auf 2005) erreicht werden. Die Zielverfehlung ergibt sich aus diesen Vorgaben der NEC und den Emissionsszenarien und beträgt im Jahr 2020 12 % und steigt bis zum Jahr 2030 auf 30 % an [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Oft mit anderen luftgetragenen Emissionen einhergehend, ist die Tierhaltung auch eine wesentliche Quelle für Bioaerosole (Partikel mit einer biologischen Herkunft). Dazu zählen Partikel, die Pilze (Sporen, Konidien, Hyphenbruchstücke), Bakterien, Viren und/oder Pollen sowie deren Zellwandbestandteile und Stoffwechselprodukte (z. B. Endotoxine, Mykotoxine) beinhalten. Damit bedingen Bioaerosole auch bedeutsame Erkrankungen von Mensch und Tier, die durch Übertragungswege von Betrieb zu Betrieb mit der Atmosphäre als Vektor verbreitet werden. Das Risiko für eine derartige Übertragung ist einerseits von den meteorologischen Ausbreitungsbedingungen (Wind, Stabilität der Atmosphäre) und andererseits vom Abstand der Tierhaltungsbetriebe zueinander bzw. von der Agglomeration von Wohnbebauung und Tierhaltung abhängig. Ein besonderer Aspekt ist die Emission von antibiotikaresistenten Keimen (Greenpeace, 2018), die insbesondere für die Lebensmittelkette von Bedeutung für die humane Gesundheit sind. Daneben sind auch Bioaerosole, die keine zoonotischen Pathogene beinhalten, für das Auftreten von umweltbedingten Erkrankungen verantwortlich (Freidl et al., 2017; Hoopmann et al., 2004; Radon, 2005; Smit et al., 2012) [mittlere Evidenz: mittlere Übereinstimmung].

Die Emission von Geruchstoffen aus der Tierhaltung und die damit verbundene Geruchsbelästigung ist eine der häufigsten Beschwerden der Anrainer_innen und stellt daher ein wesentliches Konfliktpotenzial zwischen landwirtschaftlicher Tierhaltung und Wohnbevölkerung dar (Nicolas et al., 2008; Schauberger et al., 2001) [hohe Evidenz: hohe Übereinstimmung]. Anpassungsmöglichkeiten in Hinblick auf eine Reduktion sind vorrangig auf geschlossene Stallhaltung reduziert (Abluftreinigung, Adaptationsmaßnahmen zur Reduktion von Hitzestress). Diese Maßnahmen weisen eine starke Überlappung mit Maßnahmen zur Reduktion der NH_3-Emission auf.

Durch die Gülleausbringung wird ein breites Spektrum von Stoffen auf die landwirtschaftlichen Böden geführt, die einen wesentlichen Beitrag zur Düngung der Pflanzen leisten, die aber auch potenziell gravierende Auswirkungen auf den ökologischen und chemischen Zustand von Grund- und Oberflächengewässer haben können. Werden Nährstoffe wie Stickstoff und Phosphor im Übermaß ausgebracht und nicht durch die Pflanzen aufgenommen, können diese durch Versickerung und Auswaschung direkt in Grund- und Oberflächengewässer ausgetragen werden, oder sie können in die Luft ausgetragen werden und infolgedessen über atmosphärische Deposition in Gewässer gelangen. Stickstoff gefährdet den chemischen Zustand von Grundwasser und trägt gemeinsam mit Phosphor zur Nährstoffüberversorgung von Oberflächengewässern (Eutrophierung) bei. Aufgrund von erhöhten Nitratkonzentrationen werden zwei Grundwasserkörper in Österreich jeweils als voraussichtliches Maßnahmengebiet (Marchfeld) bzw. als Beobachtungsgebiet (Weinviertel) ausgewiesen (Loishandl-Weisz et al., 2013). Die Höhe der Stickstoffüberschüsse geht mit einem höheren Viehbesatz und dem damit verbundenen Wirtschaftsdüngeranfall einher (Loishandl-Weisz et al., 2013). Bei den Fließgewässern wird derzeit für 11 % der österreichischen Messstellen aufgrund eines erhöhten Phosphorgehaltes der gute Zustand nicht erreicht (BMNT, 2019b). Intensive Tierhaltung bzw. geografische und funktionelle Trennung zwischen Viehzucht und Ackerland tragen im Wesentlichen zur Bildung eines Phos-

phorüberschusses im Boden und somit zu einem erhöhten Risiko von Phosphoreinträgen in die Oberflächengewässer bei (Nesme & Withers, 2016).

Nicht nur Nährstoffe werden über die Gülleausbringung auf die Böden gebracht, sondern auch Veterinärarzneimittelrückstände, die ein zunehmendes ökologisches Problem für die Wasserqualität und die öffentliche Gesundheit bilden. In Gebieten mit hoher Viehdichte wurde bei umfangreichen Screenings das Vorkommen von mehreren Antibiotika in Grundwasser in den Niederlanden (Kivits et al., 2018) und in Deutschland (Balzer et al., 2016; Burke et al., 2016; Karfusehr et al., 2019) bzw. in Oberflächengewässern in Deutschland nachgewiesen (Burke et al., 2016). Darüber hinaus kann die Ausbringung der Gülle zu einem erhöhten Gefährdungspotenzial durch Antibiotikaresistenzgene, sowohl in Oberflächengewässern als auch in Grundwasser, führen (Singer et al., 2016). Obwohl in Österreich solch hohe Viehdichten derzeit nicht üblich sind, ist diese Problematik ein wesentlicher Aspekt der Anpassungsmaßnahmen, die eine Intensivierung vorsehen.

4.2.4.2 Auswirkungen des Klimawandels auf die Tierhaltung

Die Auswirkungen der globalen Erwärmung auf die Tierhaltung werden aus meteorologischen Parametern abgeleitet. Geeignete Hitzestressparameter für die Tierhaltung (Hahn et al., 2009) müssen jedoch für die Freilandhaltung geeignet sein und neben Lufttemperatur und Feuchtigkeit auch Windgeschwindigkeit und solare Strahlung berücksichtigen (Mader et al., 2006). Im Gegensatz dazu muss in der Stallhaltung der Tiere die thermische Situation im Stallgebäude für die Beurteilung herangezogen werden. Diese hängt vom Tierbestand, der Gebäudehülle und der Form der Lüftung ab.

Der Anstieg von Hitzestress hat in der Tierhaltung Auswirkungen auf die Gesundheit der Tiere (Mortalität), ihre Leistungsfähigkeit (Futterverwertung, Mastleistung, Milchleistung, Legeleistung) und ihr Wohlbefinden. Weiters hat Hitzestress auch Auswirkungen auf die Fleischqualität (Zhang et al., 2020). Für geschlossene Stallungen mit mechanischer Lüftung konnte für Österreich gezeigt werden, dass die Resilienz im Vergleich zur Freilandhaltung geringer ist und in den letzten 40 Jahren die Jahressumme einiger Hitzestressparameter (Häufigkeit und Intensität der Überschreitung der Stalltemperatur von 25 °C und des THI von 75) für Mastschweine um 9–13 % pro Dekade bei der Überschreitungshäufigkeit und 15–64 % pro Dekade bei der Intensität zugenommen hat (Mikovits et al., 2019). Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel müssen daher sowohl bei der Auswahl der Haltungsformen als auch bei der Gestaltung und Nutzung von Stallanlagen ansetzen, denn der Tierbestand, die Gebäudehülle und die Form der Lüftung beeinflussen die thermische Belastung [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Skjøth und Geels (2013) haben die Auswirkungen des Klimas und des Klimawandels auf NH_3-Emissionen in Europa untersucht. Diese Temperaturabhängigkeit der NH_3-Emission kann bei der Erstellung der jährlichen Emissionsinventare mitberücksichtigt werden. Während 1984 (kühles Jahr) nur 98 % der sonst üblichen Menge an NH_3 freigesetzt wurde, betrug dieser Faktor im Jahr 2015 (warmes Jahr) 108 % (Schauberger et al., 2018). Aufgrund des nichtlinearen Zusammenhangs zwischen NH_3-Emission und Temperatur liegt diese Schwankungsbreite auch deutlich außerhalb des relativen Trends einer Zunahme der NH_3-Emissionen von 1981 bis 2017 von 0,16 % pro Jahr. Simulationsergebnisse von Schauberger et al. (2018) zeigen, dass eine Temperaturerhöhung von 5 °C eine Zunahme der NH_3-Emissionen aus Stallungen von 17 % mit sich bringen würde. Diese Abschätzung ist konservativ gegenüber jener von Sutton et al. (2013), welche eine Zunahme der NH_3-Emissionen von 42 % bei einer Erwärmung von 5 °C postuliert. In dieser Untersuchung wurden jedoch auch NH_3-Emissionen berücksichtigt, welche nicht in der Landwirtschaft freigesetzt wurden [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].

4.2.4.3 Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel

Anpassungsmaßnahmen der Tierhaltung können im Hinblick auf die Haltungssysteme einerseits unter dem Konzept der nachhaltigen Intensivierung (Garnett et al., 2013; Silva et al., 2017) und andererseits als Konzept der nachhaltigen Extensivierung (Van Grinsven et al., 2015) betrachtet werden (Box 4.1).

Box 4.1 Nachhaltige Intensivierung versus nachhaltige Extensivierung in der Tierhaltung

In der landwirtschaftlichen Tierhaltung werden einerseits die nachhaltige Intensivierung (Garnett et al., 2013; Silva et al., 2017) und anderseits die nachhaltige Extensivierung (Van Grinsven et al., 2015) als zwei konkurrierende Konzepte diskutiert.

Nachhaltige Intensivierung basiert auf dem Konzept eines hohen Inputs (Futter, Energie etc.), um einen hohen Output (tierische Produkte) mit möglichst geringen Auswirkungen auf die Umwelt zu erzielen (Rauw et al., 2020). Intensive Haltungsformen führen zu geringerem Energieaufwand, Futterbedarf und Emissionen, bezogen auf die produzierte tierische Leistung (Protein-, Energiemenge, etc.; Basset-Mens & van der Werf, 2005; de Vries & de Boer, 2010; Dourmad et al., 2014; Haas et al., 2001; Rudolph et al., 2018), da der Anteil des Erhaltungsbedarfs, im Vergleich zu extensiven Haltungsformen mit geringeren tierischen Leistungen, kleiner ist. Im Gegensatz zur Weidehal-

tung können Emissionen durch die hohe räumliche Dichte der Tiere in den Stallungen technisch einfacher beherrscht werden. Bei diesen Untersuchungen bleiben oftmals externe Aufwendungen und die Lebensmittelkonkurrenz unberücksichtigt (Ertl et al., 2015; Wilkinson, 2011). Eine Intensivierung der Tierhaltung mit einer dadurch bedingten Erhöhung des Tierdichte und/oder Trennung vom Ackerbau könnte zu einer vermehrten Nährstoffemission in die Gewässer führen (Fezzi et al., 2015; Schönhart et al., 2018), da technologische Ansätze zur Rückgewinnung von Nährstoffen aus Wirtschaftsdünger derzeit noch mit zu hohen Kosten bzw. mit rechtlichen Hindernissen verbunden sind (Sharpley et al., 2015). Auch Ökobilanzen der Rinderhaltung in der Schweiz, Frankreich, Deutschland und Italien zeigen ein vielschichtiges Bild zur nachhaltigen Intensivierung (Bysticky et al., 2014).

Nachhaltige Extensivierung geht von einem System mit reduziertem Input und reduziertem Output aus. Insbesondere die globale Erwärmung und die dadurch bedingte Steigerung von Hitzestress und der Einsatz von alternativen Futterquellen werden für dieses Szenarium ins Treffen geführt (Rauw et al., 2020). Außerdem trägt es dazu bei, Trade-off-Effekten von Futterimporten und der Nahrungskonkurrenz der Tierhaltung gegenüber dem Menschen gerecht zu werden. Weitere positive Aspekte einer Extensivierung sind die Verbesserung der Biodiversität, geringere Emissionen bezogen auf die genutzte Fläche und dadurch geringere externe Folgekosten für die Gesellschaft. Ein Mindestmaß an extensiven Haltungsformen ist jedenfalls erforderlich, da eine Mindestbesatzdichte zur Erhaltung der Almen, aber auch von Weideflächen, notwendig ist, um durch einen ausreichenden Weidedruck eine ausreichende Futterqualität durch geringe Weidereste und Verunkrautung zu gewährleisten (LFI, 2015). In kleinstrukturierten Betrieben, in denen Tierhaltung ein integraler Bestandteil ist, kann die THG-Emission des gesamten Betriebs so weit reduziert werden, dass auch eine THG-neutrale Tierhaltung erreicht werden kann (Chiriacò & Valentini, 2021). Nachhaltige Extensivierung ist vor allem in Kombination mit einer Reduktion des Fleischkonsums umsetzbar, da dadurch der Tierbestand verringert werden kann, der einen zentralen Skalierungsfaktor für die Mitigation von THG darstellt.

Eine nachhaltige Entwicklung der landwirtschaftlichen Tierhaltung in Österreich benötigt eine regional differenzierte Optimierungsstrategie zwischen Intensivierung und Extensivierung, die auch auf das jeweilige Produktionssystem abgestimmt werden muss. Die Entwicklung derartiger Trade-offs inkludiert neben dem Anpassungsbedarf an den Klimawandel auch Mitigationseffekte (Emission von Treibhausgasen in Österreich und durch Importe von Futtermitteln, Kohlenstoffspeicherung etc.), One-Health-Konzepte und Ernährungsgewohnheiten.

Änderungen im Konsumverhalten

Eine wesentliche Anpassungsmaßnahme an den Klimawandel in der Tierhaltung kann einerseits durch die Verschiebung von tierischen Lebensmitteln weg von Wiederkäuern (Milch, Fleisch) hin zu Geflügel und Schweinen erfolgen, weil damit die Abhängigkeit von Grünland abnimmt. Der spezifische Nutzungsbedarf von Landfläche pro produziertem Produkt (m^2/kg) ist von der Tierart und der Nutzungsart abhängig. Den höchsten Bedarf hat Rindfleisch mit 27–49 m^2/kg, gefolgt von Schweine- und Geflügelfleisch mit 8,1–11 m^2/kg, Eiern mit 4,5–6,2 m^2/kg und Milch mit 1,1–2,0 m^2/kg (de Vries & de Boer, 2010). Bei diesen Kennzahlen, die auf Lebensdaueranalysen basieren, muss weiters zwischen intensiven und extensiven Haltungsformen unterschieden werden. Andererseits kann durch eine generelle Reduktion von tierischen Lebensmitteln eine Anpassung erreicht werden, weil dadurch die Bedeutung der Tierhaltung insgesamt verändert wird.

Anpassungen der Haltungsverfahren und Haltungsbedingungen

Die Wahl von geeigneten Anpassungsmaßnahmen an die globale Erwärmung hängt davon ab, ob die Tiere im Freien gehalten werden (Alm, Weidehaltung, Freilandhaltung) oder in Stallungen. Bei der Haltung im Freien sind die Hitzestress betreffenden Anpassungsmaßnahmen auf Schatten, ausreichend Zugang zu Wasser und zusätzliche Luftbewegung durch Ventilatoren reduziert (Thornton et al., 2021). In Stallungen stehen vielfältige Anpassungsmaßnahmen zur Verfügung, mit großen Unterschieden in der Effizienz in Hinblick auf die Reduktion von Hitzestress (Hörtenhuber et al., 2020). Dazu zählen energiesparende Luftaufbereitung (z. B. evaporative Kühlung, Bodenspeicher), Maßnahmen für das Gebäude (Orientierung, Fassaden und Dachbegrünung, thermische Isolation), im Stallraum (z. B. erhöhte Luftgeschwindigkeit, Vernebelung von Wasser, Kühlung von Trinkwasser und Liegeflächen, Suhlen) und Managementmaßnahmen (z. B. Reduktion der Tierdichte, Erhöhung der maximalen Luftrate, thermisch adaptierte Genotypen, Fütterungsmaßnahmen). In der Schweinehaltung kann durch energiesparende Luftaufbereitungssysteme (Vitt et al., 2017) die Häufigkeit des Hitzestresses um etwa 50–90 % reduziert werden, während Maßnahmen im Bereich des Managements der Tierhaltung (z. B. Reduktion der Tierdichte) deutlich geringere Reduktionen mit 5–35 % aufweisen (Schauberger et al.,

2019). Aufgrund der langen Nutzungsdauer von Stallungen ist es notwendig, solche Anpassungsmaßnahmen bereits in der Planung von Neu- und Umbauten zu berücksichtigen, um die Investitionskosten möglichst gering zu halten. Daneben sind auch, nicht zuletzt aufgrund der hohen Mitigationspotenziale im Tierhaltungsbereich (Abschn. 5.1.1.2), ebenso Veränderungen zu erwarten, die die Tierhaltung in Art und Umfang nachhaltig beeinflussen.

Da NH_3 eine wichtige Vorläufersubstanz zur Bildung von Feinstaub ist (Baek et al., 2004), der als gesundheitliches Risiko für einige Erkrankungen des Menschen relevant ist (APCC, 2018), aber auch in das THG Lachgas umgewandelt wird, müssen Anpassungsmaßnahmen in Hinblick auf die Freisetzung von NH_3 und Geruchstoffen (UNECE, 2015) erfolgen. So können die bereits o. g. Maßnahmen zur Reduzierung von Hitzestress in Stallungen (Hutchings et al., 1996; Ni, 1999; Schauberger et al., 2013) und Güllelagern die Freisetzung reduzieren: Für die Schweinehaltung wird für die Kühlung der Gülle eine Minderung der NH_3-Emissionen von 30–60 % angenommen, für die Zuluftkühlung bis zu 10 % (Wulf et al., 2017), für Sprinklersysteme etwa 45 % (Jeppsson et al., 2021). Die Emissionen von NH_3, Staub, Bioaerosolen und Geruchstoffen lassen sich durch Abluftreinigungssysteme wirksam reduzieren (Aarnink et al., 2011; De Vries & Melse, 2017; Melse et al., 2008; Melse & Ogink, 2005). Diese Maßnahmen sind in anderen Ländern als Stand der landwirtschaftlichen Tierhaltung angesehen und in einem BREF-Dokument der EU dargestellt (IPPC, 2017), während für die Anwendung in Österreich bisher kein Konsens vorliegt (Anderl et al., 2016) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat zählen in den ländlichen Regionen Österreichs zu den wichtigsten sekundären anorganischen Aerosolen, welche zwischen 30 und 45 % der gesamten Staub- („Particulate Matter“) PM10 bzw. Feinstaubbelastung PM2.5 ausmachen können (Buxbaum et al., 2014). Für belastete Gebiete – sogenannten Feinstaub-Sanierungsgebieten – werden nach § 3 UVP-G 2000 PM10 Minderungen der NH_3-Emissionen empfohlen. Das betrifft vor allem das Grazer und Leibnitzer Becken in der Südoststeiermark. Solche Maßnahmen sind jedoch bisher nicht in allen Bundesländern Bestandteil der Maßnahmenkataloge der dafür verantwortlichen Landeshauptleute. In Österreich existieren im Vergleich zu anderen Ländern mit hoher Tierdichte kaum Auflagen zur Reduktion von NH_3-Emissionen. Das führt in den kommenden Jahren zu zusätzlichen Investitionskosten in den Bereichen Abluftreinigung von Ställen (nur für Stallanlagen mit einer mechanischen Lüftungsanlage), Güllelagerabdeckung und Gülleausbringungstechnik, um die von der EU vorgeschlagenen zukünftigen Ziele der NEC-Nachfolge-Richtlinie erreichen zu können (Anderl et al., 2017). Derzeit werden NH_3-Immissionen nur in Hinblick auf schädigende Einflüsse auf Waldökosysteme im Rahmen von ICP Forests (Neumann, 2016), aber nicht operationell im Messnetz der Länder und des Bundes gemessen. Die notwendigen Reduktionsmaßnahmen haben auch Auswirkungen auf die Landnutzung. Bei der Ausbringung von Gülle auf Grünland ist eine unmittelbare Einarbeitung während oder nach der Ausbringung nur eingeschränkt möglich, das bedeutet, dass für diese Flächen nur eine bodennahe Ausbringung erfolgen kann. Weiters kann die Abluftreinigung aus ökonomischen Gründen nur für Stallungen mit einem großen Tierbestand erfolgen (Anderl et al., 2017; IPPC, 2017). Das bedeutet, dass solche Maßnahmen als Teil der diskutierten nachhaltigen Intensivierung zu sehen sind.

Notwendige Schutzabstände zwischen Tierhaltungsbetrieben und stickstoffempfindlichen Ökosystemen (z. B. Feuchtgebiete, Magerrasen, Heiden, Bäume und Waldökosysteme, insbes. Nadelbäume auf sauren Standorten) können durch eine Richtlinie (BMLFUW, 2011) mit Hilfe der deutschen TA Luft (2002) geregelt werden, um die ökosystemspezifischen Belastungsgrenzen („Critical Loads“) nicht zu überschreiten. Pufferdistanzen können auch gegenüber Natura-2000-Gebieten erforderlich sein (Kelleghan et al., 2014). Dies führt in jedem Fall zu einem erhöhten Flächenbedarf für neue Stallungen außerhalb dieser Schutzabstände.

Generell ist eine Versorgung der Tierhaltung aus betrieblichen Brunnen oder kleinregionalen Brunnengemeinschaften anzutreffen. Für eine Absicherung der Wasserversorgung in kritischen Phasen empfiehlt sich ein Anschluss an ein kommunales Wassernetz, die Verwendung von Zisternen, Rückhaltebecken oder Regenwasser-/Dachwasserspeichern sowie Wiederverwertung von (noch verwendbaren) Abwässern, z. B. Nachspülwasser der Tank- und Melkmaschinenreinigung für andere Reinigungszwecke.

4.3 Forstwirtschaft

4.3.1 Hintergrund Wald

Die Interessen unterschiedlicher Anspruchsgruppen am Wald in Österreich gehen weit über die Produktion und Bereitstellung des Rohstoffs Holz zur Versorgung von Säge- und Papierindustrie und zur energetischen Verwertung (Strom, Wärme) hinaus. Im österreichischen Forstgesetz 1975 (i. d. g. F.) wird traditionell der Begriff der Waldfunktionen verwendet und explizit die Nutz-, die Schutz-, die Wohlfahrts- und die Erholungsfunktion genannt. Zudem wird seit der Novellierung des Forstgesetzes 2002 die Bedeutung des Waldes als Lebensraum für Mensch, Tiere und Pflanzen unabhängig von einzelnen Funktionen anerkannt und bei der forstlichen Raumplanung berücksichtigt. Dabei wird das Konzept der Multifunktionalität als klassischer (zentral-)europäischer Ansatz zur bestmöglichen Befriedigung diverser Ansprüche verfolgt (Bollmann & Braunisch,

2013). Dieses Konzept sieht vor, die wichtigsten Funktionen in einem integrativen Ansatz möglichst gleichzeitig zu berücksichtigen. Im Gegensatz dazu wird bei dem weltweit stärker verbreiteten segregativen Ansatz (FAO, 2010) ausschließlich eine Waldfunktion auf einer Waldfläche realisiert, z. B. Produktion oder Naturschutz oder Schutzwald (FOREST EUROPE, 2020; FOREST EUROPE et al., 2011). In Österreich werden für die gesamte Waldfläche die vier o. g. Funktionen inkl. der vorherrschenden Leitfunktion im Waldentwicklungsplan (WEP), einem Instrument der forstlichen Raumplanung, dokumentiert, um durch vorausschauende Planung sämtliche Waldfunktionen bestmöglich zu erhalten (BMLFUW, 2012). Mit dem Millenium Assessment (MA, 2003) hat sich der Begriff der „Ökosystemleistungen" (ÖSL) etabliert, der die Waldfunktionen weiter operationalisiert (siehe „Common International Classification of Ecosystem Services" der European Environmental Agency; EEA, 2020) und ÖSL in die Kategorien „bereitstellend" (z. B. Holz, Trinkwasser, Nichtholzprodukte), „regulierend" (z. B. Schutz vor gravitativen Naturgefahren, Abflussregulierung, Kohlenstoffspeicher und -sequestrierung), Lebensraumleistungen (Maes et al., 2011) und „sozial-kulturell" (z. B. Erholung) gliedert. ÖSL werden nicht unabhängig voneinander erbracht, sondern können in positivem, negativem, aber auch neutralem Zusammenhang zueinander stehen (Strengbom et al., 2018; van der Plas et al., 2018). Bewirtschaftung erlaubt die gemeinsame Optimierung zahlreicher ÖSL inkl. Holznutzung und Biodiversität (Asbeck et al., 2021; Eyvindson et al., 2018; Lafond et al., 2015; Storch et al., 2019; van der Plas et al., 2018). Die Planung und Umsetzung von Anpassungsmaßnahmen hat sowohl direkte Auswirkungen auf bestimmte ÖSL als auch deren Wechselbeziehungen (Brockerhoff et al., 2017; Langner et al., 2017) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Die Intensität des Klimawandels und Anpassungsmaßnahmen in der Waldbewirtschaftung beeinflussen Artenzusammensetzung und Waldstrukturen und damit ÖSL und deren Wechselwirkungen in unterschiedlichem Ausmaß (Irauschek et al., 2017; Maroschek et al., 2015; Mina et al., 2017; Rammer et al., 2015; Scheidl et al., 2020). Insbesondere intensivierte Störungsregime (e.g., Seidl et al., 2018; Steyrer et al., 2020b) wirken sich direkt auf ÖSL aus [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Dazu gehören Wetterextreme wie Stürme, extreme Schneefallereignisse und Eisanhang und der dadurch ausgelöste Befall durch Sekundärschädlinge (Forzieri et al., 2021) ebenso wie die in den letzten zwei Jahrzehnten häufiger und intensiver auftretenden sommerlichen Trocken- und Hitzeperioden, die zu einem bisher in Mitteleuropa unbekannten Populationswachstum von Borkenkäfern geführt haben (Forzieri et al., 2021; Hlásny et al., 2021). Auch die Anzahl und Flächengröße von Waldbränden ist in den letzten Jahrzehnten gestiegen (Müller et al., 2015). Insgesamt ist in der Zukunft mit einer Intensivierung der Störungsregime zu rechnen (Seidl et al., 2017). Dabei ist überwiegend von negativen Auswirkungen auf ÖSL auszugehen (Thom & Seidl, 2016). Zum Beispiel führen großräumige Störungen durch Sturm oder Insektenkalamitäten u. a. zu einer Reduktion der Evapotranspiration und höheren Abflussgeschwindigkeiten (Mikkelson et al., 2013). Auch die Speicherung von Kohlendioxid wird durch zunehmende Störungen massiv beeinträchtigt (u. a. Kurz et al., 2008; McDowell et al., 2020; Abschn. 5.1.2).



Abb. 4.2 Die Erhöhung und Erhaltung von Resilienz, Resistenz und Anpassungsfähigkeit sind drei strategische Ziele von Anpassungsmaßnahmen im Waldbereich, zu denen einzelne Maßnahmen in unterschiedlichem Ausmaß beitragen. (Eigene Darstellung)

Anpassungsmaßnahmen in der Waldbewirtschaftung zielen vor allem darauf ab, die Auswirkungen von Störungen auf die Erbringung von ÖSL zu reduzieren. Dabei sind drei Elemente zu kombinieren (Abb. 4.2):

- Resilienz als Vermögen von Waldökosystemen, möglichst selbstständig und rasch nach einer eingetretenen Störung wieder in einen Zustand überzugehen, der das erforderliche Niveau an ÖSL erbringen kann (Falk et al., 2022; Box 4.2)
- Resistenz als Vermögen, Störungseinflüssen möglichst gut standhalten zu können (Jactel et al., 2021; Naidoo et al., 2019)
- Anpassungsfähigkeit als Vermögen, sich möglichst autonom, z. B. über Naturverjüngungsprozesse, an sich verändernde Klimabedingungen anpassen zu können (Puettmann, 2014; Royer-Tardif et al., 2021)

Situativ kann eine Planung von Anpassungsmaßnahmen aber eine optimale Kombination der drei Elemente erreichen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Ein großräumig repräsentatives Monitoring des Waldes erfolgt durch die Österreichische Waldinventur (ÖWI; BFW, 2021). In den Daten der ÖWI zeigen sich sowohl eine allmähliche Anpassung an die veränderten klimatischen Bedingungen als auch Trends, die einer Anpassung entgegenstehen. Der Holzvorrat ist seit den 1960er-Jahren kontinuierlich angestiegen und weist einen der höchsten mittleren Hektarwerte in Europa auf (Tomppo et al., 2010). Der Flächenanteil von laubholzreicheren Beständen im österreichischen Wald hat seit den 1980er-Jahren um rund 10 % zugenommen, wobei vor allem der Anteil von Hartholzarten

ansteigt, während Nadelbaumarten wie Fichte und Weißkiefer an Waldfläche verlieren (Hauk, 2011; Russ, 2019), dies insbesondere im Bereich der sekundären Nadelwälder in Tieflagen (Gschwantner & Prskawetz, 2005). Gleichzeitig zeigt sich, bedingt durch Altersklassenaufbau und unterbliebene Nutzungseingriffe, eine deutliche strukturelle Verschiebung zu stärkeren Durchmesserklassen (Gschwantner, 2019), die zukünftig rückläufige Holzzuwächse (Ledermann et al., 2020) und eine abnehmende Bestandsstabilität erwarten lassen (Gschwantner, 2019; Seidl et al., 2019; Abschn. 5.1.2). Gleichaltrige und vergleichsweise alte Bestände ohne ausreichende Verjüngung kennzeichnen gegenwärtig auch den Schutzwald (Niese, 2011; Schodterer, 2011, 2004; Schodterer & Schadauer, 1997) [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Empirische Untersuchungen zeigen, dass größere und ältere Bäume stärker von Sturm und Trockenheit betroffen sind (Albrecht et al., 2012; Bennett et al., 2015; Schmidt et al., 2010) und daher mit starken demografischen Veränderungen durch die Zunahme an Störungen gerechnet werden muss: junge Altersklassen werden eher zunehmen und alte Altersklassen eher abnehmen (Albrich et al., 2020; McDowell et al., 2020). Zu beachten ist auch, dass das seit Mitte des 20. Jahrhunderts beschleunigte Wachstum von Einzelbäumen und Waldbeständen (Pretzsch et al., 2014) zwar die Baumdimensionen und Bestandsvorräte gesteigert hat, die Lebensdauer von Bäumen (Büntgen et al., 2019) dagegen abnimmt und mit erhöhten Mortalitäten in reifen Waldbeständen gerechnet werden muss (Brienen et al., 2020). Daher gilt es als sehr unsicher, ob ältere Wälder und deren ÖSL eine geringere Sensitivität gegenüber dem Klimawandel aufweisen als junge Wälder, so wie dies z. B. für boreal-gemäßigte Wälder Nordamerikas aus Modellrechnungen abgeleitet wurde (Thom et al., 2019), weil in dieser Studie keine Störungen berücksichtigt wurden.

Über 50 % der Waldfläche gehört der Gruppe der Kleinwaldbesitzer_innen mit Besitzgrößen unter 200 ha (BMNT, 2017b). Davon sind viele Waldbesitzer_innen Hof-fern und haben selber keinen Bezug zu Waldarbeit und Waldbewirtschaftung mehr (Mostegl et al., 2019). Erfolgreiche flächenwirksame Anpassung an den Klimawandel wird also u. a. davon abhängen, einen hohen Anteil dieser Besitzergruppe zu erreichen.

In Interviews in drei Fallstudienregionen in Österreich gaben ca. 70 % des befragten Forstpersonals und der befragten Waldbesitzer_innen an, dass sie bereits Anpassungsmaßnahmen gesetzt hätten (Kavallar, 2019; Senitza, 2020). Dieser Anteil war umso höher, je höher der Anteil der sekundären Fichtenwälder in den Fallstudienregionen war. Dies korrespondiert gut mit dem zunehmenden Anteil an Mischbeständen in den letzten Inventurperioden der ÖWI (Russ, 2019). Für die restlichen ca. 30 % wurden als ausschlaggebende Gründe für bisheriges Zögern, Anpassungsmaßnahmen zu setzen, genannt, dass Informationen über das zukünftige Klima derzeit zu unsicher seien (Labonne et al., 2020).

Seit 2004 wird durch das bundeseinheitliche Wildeinflussmonitoring der Wildeinfluss auf die Baumartenzusammensetzung in der Waldverjüngung erfasst (Schodterer & Lackner, 2019). Während in den untersten Verjüngungsschichten die meisten Baumarten (bis zu 18 verschiedene) vertreten sind, vermindert sich die Artenanzahl mit zunehmender Höhenklasse. Die Ursachen dafür sind vielfältig, der Verbiss durch Schalenwild spielt dabei aber sehr oft eine wichtige Rolle. Insbesondere die in einem zukünftigen wärmeren Klima wichtigen Baumarten Tanne, Bergahorn, Eiche und Hainbuche sind in den oberen Höhenklassen nur sporadisch vertreten. Insgesamt beträgt laut Wildeinflussmonitoring (BFW, 2019) der Anteil der Flächen mit starkem Wildeinfluss auf die Waldverjüngung bundesländerweise zwischen 44–72 % und ist damit in Hinblick auf eine Anpassung der Baumartenzusammensetzung an zukünftiges Klima viel zu hoch. Der hohe Wildeinfluss kann einen Kaskadeneffekt auf zahlreiche waldbewohnende Arten auslösen (Angelstam et al., 2017; Vázquez & Simberloff, 2004) und schränkt die Anpassungsmöglichkeiten an den Klimawandel empfindlich ein.

Box 4.2 Resilienz

Als Resilienz bezeichnet man die Fähigkeit eines Systems, nach einer temporären Störung in einen Referenzzustand zurückzukehren (Abb. 4.3; Grimm & Wissel, 1997; Holling, 1973). Als theoretisches Konzept wird Resilienz heute als Schlüsselelement im Umgang mit zunehmenden Störungen und der Unsicherheit im Ökosystemmanagement und deren Erhöhung als eines der wichtigsten Ziele von Anpassungsmaßnahmen genannt (Spears et al., 2015).

Resilienz spielt sowohl in bewirtschafteten Landnutzungssystemen, insbesondere in der Forstwirtschaft, als auch in Naturschutz und Schutzgebietsmanagement eine wichtige Rolle. Im Schutzgebietsmanagement geht es z. B. darum, die Schutzgüter auf das vermehrte Auftreten von Störungen vorzubereiten und negative Auswirkungen wie den Verlust der zu schützenden Arten und Lebensgemeinschaften zu vermeiden. In der Forstwirtschaft steht dagegen die Erhaltung der Fähigkeit des Systems, wichtige Ökosystemleistungen (ÖSL) zu erbringen, im Vordergrund.

Die Bedeutung der Resilienz kann auf verschiedenen Ebenen realisiert werden (Nikinmaa et al., 2020):

1. Auf der Ebene von Einzelindividuen geht es zum Beispiel um die Regenerationsfähigkeit nach ei-

nem unmittelbaren Stressereignis, z. B. wie schnell ein Baum nach einer Trockenperiode sein früheres Wachstum wieder erreicht.
2. Auf der Ebene von Populationen spielt dagegen die Fähigkeit zu Reproduktion, zu Migration und Genfluss sowie zu genetischer Anpassung (durch Prozesse wie Mutation, genetische Drift und Selektion) an veränderte Umweltbedingungen eine zentrale Rolle. Maßnahmen zum Schutz seltener und gefährdeter Arten, z. B. Assisted Migration, sind auf dieser Ebene zu realisieren.
3. Die Ebene der Ökosysteme betrifft Lebensgemeinschaften und deren Fähigkeit, auch beim Ausfall einzelner Arten wichtige ÖSL zu erbringen. Diese Ebene ist in der Waldbewirtschaftung und im Schutzgebietsmanagement von Relevanz.
4. Oberhalb der Ökosysteme ist eine sozio-ökologische Resilienz anzustreben, denn die gegenwärtigen Landnutzungsformen sind eingebettet und abhängig von den sie umgebenden sozialen und wirtschaftlichen Rahmenbedingungen. Zum Beispiel werden die Waldbewirtschaftung und deren Anpassung ohne die Abgeltung anderer ÖSL maßgeblich vom Holzmarkt und den Kapazitäten der holzverarbeitenden Industrie beeinflusst. Gleichzeitig haben Störungen auf der Ebene der Waldbewirtschaftung das Potenzial, auf das sozio-ökonomische System durchzuschlagen, indem z. B. der Rohstoff Holz langfristig knapp werden könnte oder die heutigen Holzsortimente durch andere Holzarten ersetzt werden. Daher ist die Erhöhung der Resilienz der sozio-ökonomischen Systeme eine wichtige Voraussetzung für erfolgreiche Anpassungen der Landnutzungssysteme.

In der Waldbewirtschaftung hat sich der Ansatz der Steigerung der Resilienz zur Erbringung von ÖSL als erfolgsversprechende Anpassungsstrategie etabliert (siehe Box 1.3). Die mit dem Klimawandel verbundenen Auswirkungen, Risiken und Unsicherheiten (z. B. Ausbruch von Schädlingen und Krankheitserregern, Temperaturstress und Windwurfgefahr) führen zu Veränderungen von bisher zu erwartenden Referenzwerten für die ökologischen und sozio-ökologischen Systeme (Araújo et al., 2011; Felton et al., 2016). Durch den klimabedingten Ausfall der ökosystembestimmenden Baumarten (Abschn. 4.3.2) sowie der damit verbundenen assoziierten Biozönosen kann es zu Verringerung der Resilienz kommen (Ellison et al., 2005; Rohr et al., 2009).

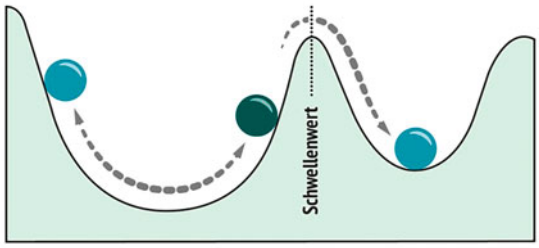


Abb. 4.3 Ökologisches Konzept von Resilienz nach Holling (1973), dargestellt als Berg- und Taldiagramm nach Keane et al. (2018). Der Ball stellt ein Ökosystem dar, dass sich innerhalb bestimmter Grenzen verändern kann, aber nach Veränderungen immer wieder in seinen Ausgangspunkt, die Tallage, zurückkehren kann. Überschreitet die Störung einen bestimmten Schwellenwert, kann auch ein komplett neuer Zustand erreicht werden

4.3.2 Anpassungsmaßnahmen

Als konzeptioneller Rahmen ist bei der Planung von Anpassungsmaßnahmen die Berücksichtigung der Kriterien Resistenz, Resilienz und Anpassungsfähigkeit hilfreich (Neumann et al., 2021).

Baumartenwahl

Hohe Übereinstimmung besteht darüber, dass die Wahl von geeigneten Baumarten und Baumartenmischungen in Bezug auf Klimawandelanpassung die größte Hebelwirkung aller Anpassungsmaßnahmen hat. Die Baumartenwahl bzw. die Mischung von Baumarten wirkt sich auf Resistenz, Resilienz und das Anpassungsvermögen von Beständen aus. Da sich Baumarten in Bezug auf ihr Wurzelsystem sowie das Vermögen, ihren Wasserhaushalt durch Schließen der Stomata zu kontrollieren, unterscheiden, kann durch die Wahl geeigneter Baumarten die Resistenz von Waldbeständen gegen Sturm oder Vitalitätsverlust durch mangelnde Wasserversorgung erhöht werden (Sykes et al., 1996; Thuiller, 2003; Dyderski et al., 2018). Heute begründete Bestände müssen imstande sein, die Umweltbedingungen der kommenden 80–100 Jahre an ihrem Standort zu tolerieren (Jandl et al., 2021). Da aber die zukünftigen Klimabedingungen unsicher sind, kann für die Planung nur die wahrscheinliche Bandbreite zukünftiger klimatischer Bedingungen verwendet werden [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Das Vorkommen und die Eignung verschiedener Baumarten werden nicht nur durch Temperaturmittel und Niederschlagssummen bestimmt, sondern hängen auch vom artspezifischen Verhalten der Bäume in Trockenperioden, der Phänologie und Frosthärte bei immer häufiger auftretenden Spätfrösten ab (Liu et al., 2018; Zohner et al., 2020) sowie vom Auftreten von Klimaextremen (Zimmermann et al., 2009) und Störungsfaktoren wie Sturm, Schnee, und Schad-

organismen. Zudem sind neben den klimatischen Faktoren auch weitere lokale Standortsfaktoren wie Bodeneigenschaften und topografische Merkmale (Hanglage, Exposition, etc.) bei der Baumartenwahl zu berücksichtigen (Walthert & Meier, 2017). Allerdings liegt für österreichische Waldstandorte bisher keine hochaufgelöste Kartierung der Waldstandorte flächendeckend vor (Englisch et al., 2019).

Hohe Übereinstimmung besteht darüber, dass wichtige Hauptbaumarten des zentraleuropäischen Raumes wie Fichte, Buche oder Kiefer unter den prognostizierten Klimaänderungen und Kalamitätsanstiegen in den nächsten Jahrzehnten deutlich (60 % bzw. 33–50 %) an Flächenanteilen an den warmen Enden ihrer Verteilung verlieren werden (Sykes et al., 1996; Thuiller, 2003; Schueler et al., 2014; Thurm et al., 2018). Im Fall der Fichte ist dies vor allem auf Trockenperioden und die sich intensivierenden Störungen durch Borkenkäfer zurückzuführen. Ähnlich anfällig für Borkenkäfer und Pilzorganismen sind Reinbestände aus Weißkiefer (Dyderski et al., 2018). Auf geeigneten Standorten und in Mischung stellt die Schwarzkiefer eine alternative Nadelbaumart dar, leidet auf den heute wärmsten und trockensten Standorten allerdings ebenfalls stark an pilzlichen Krankheitserregern (Triebsterben), die von klimatischen Faktoren beeinflusst werden (Steyrer et al., 2020a). Die Buche leidet bei Sommertrockenheit und wird unter diesen Bedingungen anfällig für Sekundärschädlinge wie etwa Buchenborkenkäfer (Tomiczek et al., 2008). Die Buche wird allerdings in einem wärmeren Klima durch längere Vegetationsperioden und geringere Winterfröste in den montanen Berglagen konkurrenzkräftiger. Auf heutigen submontanen Buchenstandorten werden wiederum Stiel- und Traubeneiche zu möglichen bestandsbildenden Baumarten. Auf gut wasser- und nährstoffversorgten Standorten oberhalb von ca. 1000 m können im Klimawandel steigende Zuwächse erwartet werden (Lexer et al., 2015) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

In den kommenden Jahrzehnten ist nach den relevanten Klimaszenarien (Chimani et al., 2016) in allen Regionen Österreichs weiterhin mit Winterfrösten zu rechnen, die ein wesentlicher Hemmfaktor für die alternative Verwendung von mediterranen Baumarten mit geringer Winterhärte sind (Kreyling et al., 2015; Thurm et al., 2018).

Da der regionale Ausfall der Fichte zu massiven Einkommensverlusten für Waldbesitzer_innen führen wird (Hanewinkel et al., 2014), besteht großes Interesse an alternativen Nadelbaumarten. Als besonders relevant wurde bisher vor allem die aus dem Nordwesten der USA und British Columbia in Kanada stammende Douglasie diskutiert, die bereits seit fast 200 Jahren in Europa vertreten ist. Sie ist trockenheitsresistenter (George et al., 2019; Lévesque et al., 2014) und in Mitteleuropa bisher weniger schädlingsanfällig als heimische Nadelbaumarten. Allerdings ist die Douglasie auf schweren, stauwasserbeeinflussten Böden nicht geeignet (u. a. Eckhart et al., 2019), und Modellierungen ihres Wachstumspotenzials im Klimawandel zeigen, dass die Douglasie zwar heute noch in den tieferen Lagen des sommerwarmen Osten geeignet ist, dort aber in Zukunft an ihre klimatischen Grenzen stoßen könnte (Chakraborty et al., 2016; Pötzelsberger et al., 2019; Schüler & Chakraborty, 2021). Als weitere interessante Baumarten werden u. a. Roteiche, Küstentanne, Libanonzeder, Atlaszeder oder Baumhasel diskutiert (Schuster & Ruhm, 2015) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Das Einbringen nicht heimischer Baumarten wird aber vor dem Hintergrund möglicher Invasivität und damit potenziell möglicher negativer Auswirkungen auf die heimische Biodiversität, insbesondere in geschützten Lebensräumen, kontrovers in der Wissenschaft diskutiert (Brundu et al., 2020; Brundu & Richardson, 2016; Lapin et al., 2019; Pötzelsberger et al., 2020). Insgesamt gesehen besteht noch erheblicher Forschungsbedarf in Hinblick auf die Chancen und Risiken nicht heimischer Arten und deren potenzieller ökologischer und ökonomischer Rollen (Thurm et al., 2018, Wohlgemuth et al., 2021, Bindewald et al., 2021) [robuste Evidenz, geringe Übereinstimmung]

Verwendung anderer Samenherkünfte

Neben der Nutzung anderer heimischer und nicht heimischer Baumarten spielt die Anpassung von Waldbeständen bzw. Baumpopulationen an ihre Umweltbedingungen eine wichtige Rolle. Die meisten Baumarten haben ein großes natürliches Verbreitungsgebiet, innerhalb dessen sie an unterschiedliche Klimabedingungen angepasst sind. Diese lokale Anpassung an das Klima (Chakraborty et al., 2019a) äußert sich in verschiedenen Merkmalen, z. B. dem Austriebszeitpunkt, der Frostresistenz, der Wuchsleistung oder der Trockenresistenz (Kreyling et al., 2012; Richter et al., 2012). Bisherige Empfehlungen zur Verwendung von Herkünften basieren auf der vorwiegenden Nutzung von lokalen Samenherkünften bzw., soweit möglich, der Nutzung der Naturverjüngung von autochthonen Beständen (Gaviria et al., 2019). Zahlreiche Studien im Alpenraum und Skandinavien zeigen allerdings, dass lokale Anpassungen durch die starke Veränderung der Umweltbedingungen obsolet geworden sind und das Risiko von Fehlanpassungen in Hinblick auf die Wuchsleistung (Kapeller et al., 2012) und die Steuerung von Austrieb und Wachstumsabschluss (Chakraborty et al., 2019b; Frank et al., 2017a, 2017b; Milesi et al., 2019) bis zum Ende des Jahrhunderts für wichtige Baumarten wie Fichte, Rotbuche und Weißtanne deutlich steigt. Das gilt für Baumarten der montanen und subalpinen Waldstufe wie Rotbuche (Gauzere et al., 2020) und Zirbe (Dauphin et al., 2021) genauso wie für wichtige Arten in den tieferen Lagen (Arend et al. 2011). Zum Beispiel weisen die heimischen Eichenarten lokale Anpassungen an klimatische Faktoren auf (Sáenz-Romero et al., 2017), und bereits Temperaturveränderungen von 1 °C können zu Fehlanpassungen wachstums-

relevanter Eigenschaften (Höhen-, und Dickenwachstum) führen (George et al., 2020). Neben Unterschieden in Wuchseigenschaften und Phänologie zeigen heimische und nicht heimische Baumarten auch genetische Anpassungen an extreme Trockenperioden (George et al., 2019, 2017, 2015; Schueler et al., 2021). Auch die bereits in der Vergangenheit häufig eingesetzten Herkünfte nicht heimischer Baumarten (z. B. Douglasie) werden auf den bisher genutzten Standorten im Osten Österreichs und in tieferen Lagen in Zukunft geringere Zuwächse erleben (Chakraborty et al., 2015). Die Auswahl anderer Herkünfte kann diese Zuwachseinbußen abmildern (Chakraborty et al., 2019a, 2016, 2015) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Box 4.3 Assisted Migration

Die Anpassung von Baumpopulationen an die zukünftigen Bedingungen kann entweder durch gezielte Züchtungsmaßnahmen, die auch innerhalb kurzfristiger Projekte umsetzbar sind (Lstibůrek et al., 2020), erfolgen, oder durch den Einsatz von Samenherkünften aus anderen Teilen der natürlichen Verbreitungsgebiete. Letztere Maßnahme wird oft als „Assisted Migration" bzw. „Assisted Gene Flow" bezeichnet (Aitken & Bemmels, 2016; McLachlan et al., 2007).

„Assisted Migration" ist ein Überbegriff für die vom Menschen aktiv unterstützte Wanderung von Arten und einzelnen Populationen, um dem Verlust ihrer angestammten Lebensräume durch den Klimawandel entgegenzuwirken und für die jeweiligen Arten und Populationen neue Lebensräume mit passenden Klimabedingungen zu finden. Parallel zu Assisted Migration werden auch die Begriffe „Managed Relocation" oder „Managed Translocation" verwendet. Für Arten mit breiter geografischer Verbreitung, für die Anpassungen an die heutigen lokalen Umweltbedingungen bekannt sind (wie etwa für viele Baumarten), wird der „Assisted Gene Flow" als Sonderfall unterschieden (Abb. 4.4). Dabei werden die lokalen Anpassungen der jeweiligen Baumpopulationen durch Transfer von Saat- und Pflanzgut innerhalb des Verbreitungsgebietes der jeweiligen Art erhalten und damit gleichzeitig die Resilienz der zukünftigen Waldökosysteme erhöht.

Assisted Migration und Assisted Gene Flow gelten sowohl im Naturschutz als auch in der Forstwirtschaft als aktive Anpassungsmaßnahme. Als Herausforderungen für die Umsetzung von Assisted Migration/Assisted Gene Flow gelten

1. die Unsicherheit der Klimaprognosen,
2. das oft noch fehlende Verständnis über lokale Anpassungen an Standort und Klima
3. mögliche Risiken intrakontinentaler Invasionen und
4. die regulatorischen Herausforderungen der meist regional und national verankerten Gesetze im Naturschutzbereich und dem forstlichem Saat- und Pflanzgut.

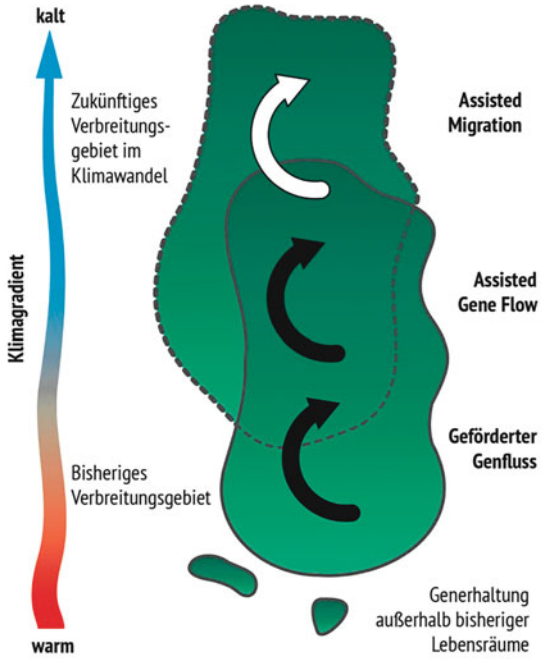


Abb. 4.4 Abgrenzung zwischen Assisted Migration und Assisted Gene Flow. Populationen an der bisherigen warmen Grenze ihrer Verbreitung müssen gegebenenfalls durch zusätzliche Generhaltungsmaßnahmen außerhalb ihrer bisherigen Lebensräume (ex situ) gesichert werden. (Grafik nach Aitken & Bemmels, 2016)

Mischbestände

Die Begründung von Mischbeständen ist eine der wichtigsten Maßnahmen zur Anpassung an den Klimawandel. Obwohl heute gute Abschätzungen für das mögliche Vorkommen und Wachstum der wichtigsten Baumarten im Klimawandel existieren, ist die Unsicherheit der Klimaszenarien zu hoch, um spezifisch einzelne Baumarten für die Zukunft empfehlen zu können [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Die wichtigsten gesicherten Vorteile von Mischbeständen im Vergleich zu Reinbeständen sind:

1. Sie reduzieren das Auftreten von spezialisierten Forstschädlingen und den von ihnen verursachten Schäden (Guyot et al., 2016; Jactel & Brockerhoff, 2007).
2. In Abhängigkeit von den beteiligten Baumarten und Klimabedingungen können sie eine höhere Produktivität und

Gesamtwuchsleistung aufweisen (z. B. Pretzsch & Schütze, 2009), für einige Baumartenmischungen jedoch auch zu einer geringeren Wuchsleistung führen (Nothdurft & Engel, 2020; Vospernik, 2021).
3. Einzelne Baumarten der jeweiligen Mischung zeigen während und nach Trockenperioden geringere Wachstumseinbußen und/oder eine bessere Erholung (Pretzsch et al., 2013; Thurm & Pretzsch, 2016).
4. Baumarten wie Fichte weisen in Mischbeständen auch unter wärmeren und trockeneren Bedingungen eine geringere Mortalität auf als Fichten in Reinbeständen (Neuner et al., 2015).

Der klimabedingte Ausfall von einer oder mehreren Baumarten der Mischung führt bei entsprechend gewählten Mischungsanteilen nicht zu einem vollständigen Verlust des Bestandes. Werden Baumarten mit unterschiedlichen Verjüngungsverhalten gemischt, erhöht dies die Resilienz. Ein Anteil von Baumarten mit Pioniereigenschaften (z. B. häufige und intensive Samenproduktion) kann die natürliche Wiederbewaldung im Störungsfall deutlich beschleunigen. Auch können bei geeigneten Baumartenmischungen durch Steuerung der Baumartenanteile im Laufe des Bestandslebens sich manifestierende klimatische Entwicklungstendenzen berücksichtigt werden (Neumann et al., 2021). Ein Beispiel ist das Einbringen von Eichen und eventuell Kiefern in Buchenbestände.

Die Bewirtschaftung von Mischbeständen, insbesondere mit höherem Laubholzanteil, verlangt von Waldbesitzer_innen und Bewirtschafter_innen ein höheres Know-how [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Absenkung der Bestandsgrundfläche, Dichtereduktion und Durchforstung

Das Risiko, das mit großflächigen abiotischen und biotischen Kalamitäten verbunden ist, wird durch die dynamischen Störungsfaktoren (z. B. maximale Windgeschwindigkeit, Länge der Trockenperiode) und relativ unveränderlichen Standortsfaktoren wie Relief, Seehöhe, Neigung, Exposition und Bodentyp bestimmt (Seidl et al., 2011a). Darüber hinaus beeinflussen dynamische Baum- und Bestandsfaktoren (Stammdurchmesser, Baumhöhe, Kronenlänge, Stammzahl, Blattfläche, Baumart, Mischungstyp, Bestandsstruktur) die Prädisposition der betroffenen Bestände (Albrecht et al., 2012; Schmidt et al., 2010). Durch waldbauliche Maßnahmen können die Wahrscheinlichkeit und die Auswirkungen von Störungen und damit das Risiko des Verlusts an ÖLS verringert werden (Seidl et al., 2011b; del Rio et al., 2017). Neben der Baumart bzw. der Baumartenmischung (vgl. oben) können durch gezielte Waldpflege- und Durchforstungsmaßnahmen die Stammzahl je Hektar und davon abhängend das Baumhöhen/Durchmesser-Verhältnis (H/D-Wert), die Kronenlänge und -breite, die Bestandsgrundfläche sowie die Bestandsblattfläche, die wesentlich die Verdunstungsverluste bestimmt, gesteuert werden. Geringere Pflanzenzahlen bei der Aufforstung, sehr frühzeitige Stammzahlreduktion (bevor verstärkte Kronen- und Wurzelkonkurrenz auftritt) und kräftige Durchforstungen haben ein rascheres Dickenwachstum in Relation zum Höhenwachstum und damit einen günstigeren H/D-Wertes zur Folge (Assmann, 1961; Puettmann et al., 2008) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Hinsichtlich der Gefahr von Windwürfen gibt es einen sehr gut abgesicherten Zusammenhang zwischen der Wahrscheinlichkeit von Windwürfen und der Baumhöhe des Waldbestandes bei mittleren Windgeschwindigkeiten: Je größer die Baum-, bzw. Bestandshöhe, desto wahrscheinlicher ist ein Windwurf bzw. -bruch (Albrecht et al., 2012; Ledermann et al., 2010). Bei sehr hohen Windgeschwindigkeiten ab ca. 120 km/h haben diese baumspezifischen Parameter dagegen nur einen geringen Einfluss auf das Auftreten von Sturmschäden (Hanewinkel et al., 2013). Durch gezielte frühe und starke Durchforstungen wird ein wirtschaftlich nutzbarer Baumdurchmesser von ca. 30–35 cm in kürzerer Zeit und damit bei geringeren Baumhöhen erreicht. Derartige bewirtschaftete Bestände weisen aufgrund der niedrigeren Baumhöhen nicht nur ein geringeres Risiko gegenüber Sturm auf (Scott & Mitchell, 2005; Slodicak & Novak, 2006; Torita & Masaka, 2020), sondern sind auch weniger von abiotischen Störungen und klimatischer Veränderung innerhalb ihrer kürzeren Produktionszeit betroffen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Auch die Sensitivität von Bäumen gegenüber Trockenperioden lässt sich durch eine geeignete Stammzahlhaltung und regelmäßige Durchforstungen beeinflussen. Zum Beispiel zeigt eine Zusammenfassung europäischer Studien (Sohn et al., 2016), dass Laubbaumarten nach Durchforstungen in Trockenperioden geringere Einbußen des Radialwachstums und damit eine höhere Resistenz aufweisen, während gut durchforstete Nadelbaumbestände nach einer Trockenphase eine bessere Erholungsfähigkeit (Resilienz) aufweisen und schneller ihr ursprüngliches Radialwachstum wieder erreichen. Bäume mit höherer Resistenz und Erholungsfähigkeit zeigen gleichzeitig ein geringeres Mortalitätsrisiko in darauffolgenden Trockenperioden (DeSoto et al., 2020). Auch in Langzeitexperimenten konnte der Einfluss von geringeren Stammzahlen und Bestandsgrundflächen auf die Mortalität bestätigt werden (Powers et al., 2010). Eine aktuelle Studie auf Basis von fünf europäischen Waldinventuren (Spanien, Frankreich, Deutschland, Schweden, Finnland) zeigt, dass der Einfluss der Bestandsgrundfläche (d. i. die Summe aller Grundflächen aller Einzelbäume auf einer Flächeneinheit, z. B. auf einem Hektar) auf die Baummortalität über einen weiten klimatischen Gradienten für häufig vorkommende Baumarten wie Waldkiefer und Rotbuche gilt (Archambeau et al., 2020). Insgesamt können die positiven Auswirkungen von Durchforstung und geringerer Stammzahl auf das Wachstum und

Überleben in und nach Trockenperioden als sehr sicher eingeschätzt werden (Gebhardt et al., 2014; Sohn et al., 2013) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]

Neben der Eingriffstärke der Durchforstung ist auch die rechtzeitige Durchführung eine Voraussetzung zum Erreichen eines stabilen Waldbestandes. Werden Durchforstungen zu spät durchgeführt, d. h. zu einem Zeitpunkt, an dem das H/D-Verhältnis schon über 100 liegt und die Länge der Baumkrone weniger als ca. ein Drittel der Baumlänge ausmacht, erhöhen starke Durchforstungen das Kalamitätsrisiko, da dann bereits instabile und wenig vitale Einzelbäume das schützende Stützgerüst des Bestandes verlieren (Wallentin & Nilsson, 2014). Durchforstungen erhöhen kurzfristig die mechanische Anfälligkeit der Bestände gegenüber Störungen (Stritih et al., 2021; Temperli et al., 2017), sind grundsätzlich langfristig aber unverzichtbar, um eine hohe mechanische Bestandsstabilität zu erzielen (Assmann, 1961; Cameron, 2002; Marchi et al., 2018; Mayer, 1984; Oliver & Larson, 1990; Vacek et al., 2020) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Ein weiterer Aspekt von stabilen und vitalen Einzelbäumen in Waldbeständen ist die damit einhergehende größere waldbauliche Freiheit im Rahmen von Verjüngungsverfahren (Brang et al., 2016), die maßgeblich zu einer höheren Anpassungsfähigkeit und Resilienz beiträgt. Bestände mit instabilen Baumindividuen können mehr oder weniger nur im Kahl- oder Saumschlagverfahren verjüngt werden, während in Beständen mit stabilen Einzelbäumen Einzelstammnutzungen bzw. kleinflächige Nutzungen und entsprechende Verjüngungsverfahren möglich sind.

Bestandsstruktur

Eine Maßnahme, die ebenfalls die Resilienz erhöhen kann, ist Vorausverjüngung von geeigneten Baumarten (siehe oben) unter Schirm und eine kleinflächig mosaikartig strukturierte Altersklassenverteilung in Dauerwaldsystemen (Brang et al., 2016). Im Störungsfall wird in der Regel das Hauptkronendach oder eine bestimmte Altersklasse betroffen sein, und ein funktionsfähiger Bestandsaufbau kann so rascher wieder erreicht werden. Auch gibt es Hinweise, dass längerfristig die Resistenz von vertikal strukturierten Wäldern gegenüber abiotischen Störungsfaktoren (Schnee, Sturm) größer ist (Hanewinkel et al., 2014) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Landschaftskonfiguration (Baumartendiversität auf übergeordneter Ebene)

Eine höhere Baumartenvielfalt und -verteilung auf Landschaftsebene stellt eine Möglichkeit dar, das Kalamitätsrisiko zu verringern [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Geringere Anteile einer vulnerablen Baumart in einer Landschaft (z. B. Fichtenwälder in warmen Regionen, in denen eine rasche Zunahme von Borkenkäfergenerationen erwartet werden kann) sowie die geklumpte Verteilung der gefährdeten Baumart tragen dazu bei, das Risiko dieser Baumart zu senken (z. B. Raffa et al., 2008; Honkaniemi et al., 2020). Zudem fördern unterschiedliche Baumarten und Bewirtschaftungskonzepte auf Landschaftsebene die Habitatvielfalt und die Erbringung verschiedener ÖSL (Duflot et al., 2022).

Adaptiver Waldbau als situationsgerechte Umsetzung von Anpassungsmaßnahmen

Die wesentlichen Anpassungsmaßnahmen (geeignete Baumartenwahl, Etablierung resilienzfördernder Baumartenmischungen, rechtzeitige und zielgerichtete Waldpflege- und Durchforstungsmaßnahmen) können mit verschiedenen waldbaulichen Systemen unterschiedlich gut umgesetzt werden. Brang et al. (2014) verglichen dazu drei naturnahe Waldbewirtschaftungsmethoden (Plenterung, Femelschlag und Schirmschlag). Es zeigt sich, dass mit der Femelschlagmethode, bei der nur kleine Baumgruppen entnommen werden, die meisten Anpassungsmaßnahmen gut umgesetzt werden können. Begrenzte Möglichkeiten bestehen allerdings bei der Erhöhung der Baumartenvielfalt. Hier spielen vor allem das Flächenausmaß der Verjüngungshiebe sowie die Geschwindigkeit der Abfolge der Verjüngungshiebe eine entscheidende Rolle, damit lichtbedürftige Pionierbaumarten das Artenspektrum erhöhen können. In steilen Lagen in Gebirgswäldern muss dieses Verfahren an die Erfordernisse der tragseilgestützten Holzernte angepasst werden (Haberl, 2020; Lexer & Stampfer, 2022). Die Durchforstungen ermöglichen eine Erhöhung der horizontalen und vertikalen Strukturvielfalt sowie der Resistenz von Einzelbäumen hinsichtlich biotischer und abiotischer Störfaktoren. Umtriebszeitverkürzungen oder stärkere Durchforstungen ermöglichen auch eine Überführung von Reinbeständen in Mischbestände.

Die Dauerwald- und Plenterwaldbewirtschaftung charakterisiert Waldökosysteme mit einer kontinuierlichen Waldbedeckung (Pommerening & Murphy, 2004). Ihre hohe Strukturvielfalt, Baumartenmischung und Heterogenität in den Altersklassen ist demnach weniger anfällig für biotische und abiotische Schäden (Brang et al., 2014). Eine Erhöhung der Baumartenvielfalt bzw. das Einbringen von Baumarten, die besser an die Klimaerwärmung und den jeweiligen Standort angepasst sind, ist in der klassischen Plenterwaldbewirtschaftung ohne Modifizierung des Konzeptes kaum möglich. Die im Plenterwald übliche Einzelbaumernte ist ungeeignet, Baumarten mit höherem Lichtanspruch zu fördern und zu integrieren. Stattdessen können, je nach Situation, trupp- bis gruppengroße Entnahmen (ca. 1000 m^2) zielführend sein, um Resistenz, Resilienz und Anpassungsfähigkeit zu erhöhen.

Für die Umsetzung dieser waldbaulichen Konzepte sind eine Kenntnis und ein verbessertes Monitoring der Dynamik von Schadereignissen, insbesondere der zur Massen-

vermehrung neigenden Forstschädlinge, notwendig (O'Hara, 2016). Dabei verlangen die genannten Anpassungsmaßnahmen eine aktive Bewirtschaftung. Allerdings sind nicht alle Waldtypen gleichermaßen vom Klimawandel betroffen, daher ist in einigen Waldtypen auch eine passive Anpassung, bzw. Nicht-Bewirtschaftung ausreichend (Jandl et al., 2018; Royer-Tardif et al., 2021).

Obwohl Anpassungsmaßnahmen in der Waldbewirtschaftung vor allem auf die Erhaltung der vielfältigen ÖSL abzielen, sind potenziell negative Folgen für einzelne ÖSL nicht auszuschließen und müssen im Einzelfall und vor dem Hintergrund der jeweiligen Waldfunktionen betrachtet werden. So haben z. B. Änderungen in den Beständen (Baumartenänderung, Durchforstung) auch Einfluss auf hydrologische Prozesse in Waldgebieten und können Veränderungen im Bodenwasserspeicher, der Grundwasserneubildung, der Fließwege und des Abflussverhaltens im Einzugsgebiet bewirken (Müller, 2011; Pribulick et al., 2016) und damit letztlich auch die Bereitstellung von Trinkwasser beeinflussen. Rund 31 % der österreichischen Waldfläche (12.512 km^2), sind nach internationalen und europäischen Richtlinien unter Schutz gestellt (IUCN-Kategorien I–IV, inkl. Natura-2000-Schutzgebiete). Insgesamt sind in Österreich 125 Waldlebensraumtypen mit 65 heimischen Baumarten bekannt (Willner et al., 2007). Etwa 68.000 Arten, darunter 3462 heimische Arten und Unterarten von Gefäßpflanzen und 54.000 Tierarten wurden bisher in Österreich erfasst (Geiser, 2018), von denen schätzungsweise zwei Drittel in Wäldern vorkommen. Der Status, die Verbreitung und die Bedrohung der waldabhängigen Arten sind jedoch nach wie vor unbekannt. Eine bessere Wissengrundlage steht für verschiedene Waldbiodiversitätsindikatoren zur Verjüngung, wie Baumartenvielfalt, Strukturvielfalt sowie Tot- und Altholz (Lapin et al., 2021; Oettel & Lapin, 2021). Untersuchungen zu Biodiversitätsparametern auf der Datenbasis der österreichischen Waldinventur (in Zeitraum 1981–2009) zeigten steigende Anteile an stehendem und liegendem Totholz (Gschwantner et al., 2019; Oettel et al., 2022) sowie steigende Anteile an Laub- und Mischwäldern (Russ, 2019) in österreichischen Wäldern sowie eine verbesserte Wissensgrundlage zu Habitatansprüchen und Management von waldabhängigen saproxylischen Insekten (Oettel et al., 2022). Weiters wird mit Programmen zur Lebensraumvernetzung (Trittsteinbiotope) und Prozessschutz (Naturwaldreservate) im Wald an der Umsetzung der Anpassungsmaßnahme der nationalen und europäischen Biodiversitäts- und Waldstrategien gearbeitet.

4.3.3 Handlungsmöglichkeiten für den Naturschutz

Durch die Erweiterung des konservierenden (bewahrenden oder auch passiven) Naturschutzes um einen dynamischen integrativen (erhaltenden – aktiven) Biodiversitätsschutz ergeben sich neue Handlungsmöglichkeiten für den Schutz von Biodiversität und die nachhaltige Nutzung der biologischen Ressourcen außerhalb von Schutzgebieten (Aggestam et al., 2020; Gustafsson et al., 2020, 2012; Krumm et al., 2020). Zu den Handlungsoptionen zählen der Ausbau des Schutzes von gefährdeten, endemischen (nur in einem begrenzten Gebiet vorkommenden) und pflanzenbestäubenden Arten sowie von ursprünglichen Wildformen von Nutztieren und Nutzpflanzenarten, die zur Entwicklung neuer, angepasster Kultursorten in laufenden Zuchtprogrammen verwendet werden. Hier ist der In-situ-Schutz (Erhaltung im Lebensraum) zu priorisieren, da dieser effektiver und kosteneffizienter ist als der Ex-situ-Schutz (Erhaltung genetischer Ressourcen außerhalb ihrer natürlichen Lebensräume, wie z. B. in Samenbanken oder Zoos; Gippoliti, 2012; Khoury et al., 2010). Neben der Erhaltung der Artenvielfalt ist es notwendig, auch die genetische Vielfalt zu schützen, da diese für den Fortbestand der Artenvielfalt sowie für die Anpassungsfähigkeit einer Population essenziell ist (García-Dorado & Caballero, 2021; Laikre et al., 2010). Der regelmäßige genetische Austausch zwischen verschiedenen Populationen einer Art ist eine wichtige Maßnahme, um eine geringe genetische Vielfalt und die Auswirkungen von Inzucht zu vermeiden sowie eine langfristige genetische Anpassung an das Klima zu ermöglichen. Die Information zur genetischen Vielfalt einer Population ist für die Entwicklung von Naturschutzmaßnahmen entscheidend. Allerdings fehlt diese Information in vielen Fällen (Coates et al., 2018; DeWoody et al., 2021; Massatti & Winkler, 2022; Taylor et al., 2017) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Die Erhaltung gefährdeter Arten kann eine aktive Ausbreitung durch den Menschen oder die Ermöglichung der selbstständigen Ausbreitung von Arten, Unterarten und Sorten in Gebiete außerhalb ihres aktuellen geografischen Vorkommens erfordern (Box 4.3). Die Bewertung des Invasivitätspotenzials der Arten, die in neue Gebiete gelangen, erfordert innovative Instrumente zur Risikobewertung von nichtheimischen bzw. gebietsfremden Arten, z. B. im Rahmen standortspezifischer Risikoanalysen (Bindewald et al., 2021).

Eine weitere Voraussetzung für den Einsatz angepasster genetischer Ressourcen zur Erhöhung der Widerstandsfähigkeit künftiger Produktionssysteme ist eine verbesserte Kenntnis dieser Ressourcen (Coates et al., 2018). Daher bleibt die Charakterisierung genetischer Ressourcen, ihrer Eigenschaften, insbesondere in Bezug auf die Resistenz gegen Trockenheit oder gegen Krankheiten und Schädlinge, als

auch das Zusammenführen resistenter Individuen in Erhaltungspopulationen eine Priorität (Lazic et al., 2022), die es ermöglicht, resistente Individuen zu unterstützen. Allerdings bestätigen wenige Vorhaben die Effizienz und den Erfolg dieser Maßnahmen. Weiterführende Forschung ist notwendig, um diese Maßnahme für unterschiedliche taxonomische Gruppen einzusetzen und langfristige Effekte zu evaluieren [geringe Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Die Fragmentierung von Lebensräumen ist eine Ursache für den Verlust von Biodiversität in Österreich. Insbesondere im Alpenraum sind der Schutz und die Vernetzung von Lebensräumen und Schutzgebieten, sog. ökologischen Netzwerken, über natürliche Korridore oder Trittsteinbiotope notwendig, um den genetischen Austausch und damit den Arterhalt zu sichern (CIPRA, 2010; Trivellini et al., 2013). Der Ausbau von Pufferzonen und die Anwendung von dynamischen Schutzkonzepten, welche dem Bedarf der wandernden Arten angepasst werden, sind eine Handlungsoption für die Erhöhung der Schutzwirkung von statischen Schutzgebieten. Sowohl die Wiederherstellung als auch der Erhalt der Lebensraumqualität und die Vernetzung von Lebensräumen sind essenziell, um die Anpassungsfähigkeit der biologischen Vielfalt an die Auswirkungen des Klimawandels zu erhöhen (Hoffmann et al., 2019; Oestreich et al., 2020) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

4.3.4 Schutzgebiete

Die Einrichtung von Schutzgebieten ist, neben anderen Naturschutzmaßnahmen, nachhaltiger Landnutzung und Renaturierungsmaßnahmen eine Kernkomponente nationaler und EU Abkommen (z. B. österreichische Biodiversitätsstrategie 2020+, EU Biodiversity Strategy 2030) und von Österreich ratifizierter, internationaler Abkommen, Konventionen und Strategien (Alpenkonvention, Berner Konvention, Biodiversitätskonvention, Bonner Konvention, Europäische Landschaftskonvention, Paneuropäische Strategie, Ramsar-Konvention, Übereinkommen zum Schutz der Donau, Washingtoner Artenschutzabkommen, Weltkultur- und Naturerbe). Der Schutz von Lebensräumen ist die wichtigste Voraussetzung für die Erhaltung von lokaltypischer Flora und Fauna. In diesem Zusammenhang spielen die Erhaltung und Förderung natürlicher und naturnaher Lebensräume, vor allem in der Kulturlandschaft, eine wesentliche Rolle für die Artenvielfalt der regional heimischen Flora und Fauna (Pascher et al., 2020). Die Erhaltung biologischer Vielfalt dient gleichzeitig dem Erhalt des natürlichen und kulturellen Erbes, sie stellt die Lebensgrundlage in vielerlei Hinsicht zur Verfügung und trägt häufig auch zur Stärkung der ökonomischen Situation in ländlichen Gebieten bei (Buckley et al., 2012; Hein, 2011; Kletzan & Kratena, 1999; Steven et al., 2013). Langzeit-Ökosystemforschung ermöglicht die Beobachtung von Trends und Entwicklungen der Biodiversität (Mirtl et al., 2015).

Regional unterschiedliche Anforderungen und Nutzungskonflikte haben zur Entstehung verschiedener Schutzkategorien geführt. In Europa gibt es über 90 solcher Kategorien, allein in Österreich 26. Die Gesamtfläche der Schutzgebiete aller Kategorien beträgt in Österreich rund 30 % der Bundesfläche (Nationally Designated Areas [CDDA] – European Environment Agency). Das klare Ziel aller Managementkategorien der International Union for Conservation of Nature (IUCN) ist die „Bewahrung der Vielfalt der Landschaften oder Lebensräume und der darin vorkommenden Arten und Ökosysteme“ (IUCN, 2010). Dieses übergeordnete Ziel wird durch den bereits stattfindenden Artenverlust und die Verschiebung bioklimatischer Verbreitungsgebiete gefährdet (Thuiller et al., 2005). Die spezifischen Ziele werden entsprechend der festgelegten Schutzziele definiert, für deren Umsetzung in Österreich die jeweiligen Ämter der Landesregierungen verantwortlich sind. Da Österreich ein nahezu gänzlich über Jahrhunderte geprägter Kulturraum ist, benötigen sehr viele Schutzgebietsziele aktive Maßnahmen zur Erhaltung der Artenvielfalt und Förderung der Biodiversität (Umweltbundesamt, 2020; Weixlbaumer et al., 2020). Selbst in Schutzgebieten, die keine Landnutzung vorsehen, war es nach der Einrichtung oft notwendig, die Rückentwicklung hin zu einem natürlichen, ökosystemaren Gefüge über Jahrzehnte zu lenken („Entwicklungsnationalparks“). In vielen österreichischen Schutzgebieten gibt es Zonierungen in Kern-, Pflege- und Entwicklungszonen. Dementsprechend werden auf ausgewiesenen Flächen Pflegemaßnahmen durchgeführt, um die anthropogen entstandene Kulturlandschaft zu erhalten (Huemer & Tarmann, 2001; Weixlbaumer et al., 2020).

Die österreichischen Schutzgebiete erfüllen eine Vielzahl von Ökosystemfunktionen und -leistungen. Angesichts des Klimawandels (Dullinger et al., 2012), der Biodiversitätskrise und der Globalisierung findet eine Veränderung der ökosystemaren Ausstattung der Schutzgebiete statt (Araújo et al., 2011; Hoffmann et al., 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. So kann es zu erheblichen Veränderungen in der Habitatqualität der Lebensräume sowie der Artenzusammensetzung kommen, was langfristig die Bildung neuer Artengemeinschaften zur Folge hat (DeWoody et al., 2021; Ellwanger et al., 2013; Heger et al., 2019). Insbesondere klimasensible und seltene Arten leiden unter Arealverlusten und -verschiebungen, die zu einem Artenrückgang und -verlust führen können (Dyderski et al., 2018; Rahmstorf, 2013; Tanneberger et al., 2017). Auch verbreiten sich zunehmend invasive, nicht-heimische Tier- und Pflanzenarten in vielen österreichischen Schutzgebieten, die unter unkontrollierten Umständen ganze Ökosysteme verändern können (Dullinger et al., 2017; Gallardo et al., 2017). Die Herausforderung besteht darin, biodiversitätsfördernde

Anpassungsmaßnahmen in Schutzgebieten einzuleiten, die einem Habitatverlust und dem damit einhergehenden Artensterben entgegenwirken.

Anpassung von Schutzzielen und Schutzgebietsmanagement

Bestehende Konzepte des Biodiversitätsschutzes zielen gegenwärtig auf den Erhalt der Kulturlandschaft, ausgewählter Ökosysteme oder Arten (z. B. FFH- und Rote Liste-Arten) ab. Die langfristige Effektivität des Managements von Schutzgebieten in ihrer heutigen Konzeption muss hinsichtlich dieser Zielsetzung geprüft werden (Johnston et al., 2013), da das Konzeptdesign sowie die Auswahl der im Fokus stehenden Habitate und Arten aktuelle Aspekte, wie den Klimawandel, in der Regel nicht berücksichtigen (Haslett et al., 2010; Lee & Jetz, 2008). Lebensraumkonzepte könnten dahingehend erweitert werden, dass auch klimasensible Arten berücksichtigt werden, da im Zuge des Klimawandels mit neuen schutzbedürftigen Arten zu rechnen ist (Araújo et al., 2011; Rumpf et al., 2019; Thomas et al., 2004) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Das Schutzgebietsmanagement, welches derzeit je nach Schutzgebietskategorien und den jeweiligen Erhaltungszielen variiert, erfordert mit fortschreitenden Klimaveränderungen, Umweltverschmutzungen und steigender Besucherfrequenz regelmäßige Managementeingriffe (z. B. ein aktives und kontinuierliches Monitoring von invasiven nicht heimischen Arten, oder die Erhaltung der Lebensräume von gefährdeten regionalen Pflanzenarten). Auch ist fraglich, ob bestehende Schutzgebiete unter dem Einfluss des Klimawandels ihre Schutzgüter (Zielarten) bewahren können (Vohland et al., 2013). So wird zum Beispiel die Effektivität von statischen Schutzgebieten weitgehend in Frage gestellt, da sich die Verbreitungsgebiete vieler Zielarten als Reaktion auf den Klimawandel verlagern und diese Nischen von invasiven gebietsfremden Arten besiedelt werden können (Gallardo et al., 2017; Hannah et al., 2007). Eine ausreichende Flächengröße und -konnektivität der Schutzgebiete sowie die rechtzeitige Identifizierung von Gebieten mit zukünftigen Schutzbedürfnissen und von Möglichkeiten zur Renaturierung (Gallardo et al., 2017) sind essenziell, um eine natürliche Anpassung und Ausbreitung zu ermöglichen (IUCN, 2010). Der Schutz stark gefährdeter Arten kann eine Ex-situ-Erhaltung erforderlich machen (Storme et al., 2004) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Intensive Landnutzungen führen zu einer Homogenisierung der Artenzusammensetzung mit einer Ausbreitung von Generalisten auf Kosten von Spezialisten (Olden et al., 2004; Pascher et al., 2020; Thuiller et al., 2014). Die Folge ist nicht nur eine Homogenisierung auf Artniveau, sondern auch genetisch (1. Ebene der Biodiversität) und funktionell, was zu einer verringerten Resilienz und Anpassungsfähigkeit der Arten sowie auch der Ökosysteme gegenüber klimawandelbedingten Veränderungen führt (Rabitsch et al., 2013). Insbesondere in den Pufferzonen und Randgebieten zu Schutzgebieten gilt es, den Einfluss zu verringern [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Um Schutzgüter und Schutzgebiete auf das vermehrte Auftreten von direkten und indirekten Störungen vorzubereiten und negative Auswirkungen bestmöglich zu vermeiden, ist eine Erhöhung der Resilienz in den betroffenen Ökosystemen von großer Bedeutung (McCann, 2000; Box 4.2). Bei geringer Resilienz steigt die Vulnerabilität für irreversible Veränderungen, die zur Entwicklung eines neuen Zustands führen (Box 4.2). Besonders Arten(-gemeinschaften) mit engen ökologischen Nischen sind davon betroffen. Klimabedingte Extremereignisse, wie Trockenheit und Stürme, können bestehende Ökosysteme stark verändern. Auch innerhalb von Schutzgebieten kann die Resilienz, z. B. durch aktive Maßnahmen zur Erhöhung der genetischen Vielfalt sowie der Artenvielfalt, gestärkt werden (Vranckx et al., 2012) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Vernetzung von Schutzgebieten

In Österreich ist die Landschaftsmatrix stark anthropogen geprägt. Dies führt unter anderem zu einer fehlenden Konnektivität zwischen einzelnen Schutzgebieten und natürlichen Kleinlebensräumen und durch die Barrieren der Artenmigration und Arealausweitung damit zu einem erhöhten Risiko von Biodiversitätsverlusten (Janishevski et al., 2015; Krosby et al., 2010). Unter Klimaveränderungen sind die Migration von Arten sowie das Ausmaß und die Geschwindigkeit von Arealerweiterungen limitiert [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Fragmentierung von Lebensräumen hat eine Verkleinerung der verbleibenden Populationen zur Folge, die in der Veränderung und dem möglichen Verlust der genetischen Vielfalt resultieren kann (Andersen et al., 2004). Darüber hinaus erhöht sich das Risiko von Inzucht. Solch ein genetisches „Bottleneck“ schränkt die Anpassungsfähigkeit von Arten an sich verändernde Umweltbedingungen massiv ein und kann zum gänzlichen Artenverlust führen (Frankham, 2015; Lande, 1995; Rosenberg et al., 1997; Schonewald-Cox et al., 1983).

Entscheidende Faktoren für die Ausbreitung von Arten und damit die Erhaltung gesunder und resilienter Populationen sind daher Größe, Qualität und räumliche Verteilung geeigneter Lebensräume sowie das Vorhandensein und die Erhaltung von Korridoren und Trittsteinen zur Vernetzung (Hockings et al., 2006). Die kritische Habitatgröße zur Gewährleistung des Fortbestands von Arten geht dabei häufig über die Grenzen bestehender Schutzgebiete hinaus (Angelstam et al., 2020; Fahrig, 2001). Auch ist damit zu rechnen, dass diese Minimalhabitatgröße durch Klimaänderungen stark variieren wird. Die Etablierung von ökologischen Netzwerken, unter Berücksichtigung zukünftiger Auswirkungen des Klimawandels (Vos et al., 2008), sowie

eine verstärkte internationale Kooperation sind daher entscheidend (Hanberry et al., 2015; Lindenmayer et al., 2006) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Eine Anpassungsmaßnahme jenseits von Flächenausweitungen ist die Erhöhung der Habitatqualität außerhalb von Schutzgebieten (Janishevski et al., 2015; Rangel & Loyola, 2012; Rappaport et al., 2015), wodurch zusätzlich potenzielle Lebensräume für viele Zielarten der Schutzgebiete geschaffen werden (Hobbs et al., 2014). Ein Beispiel dafür ist die extensive Bewirtschaftung von Grünland (Abschn. 4.1.2 und 4.2.2). Auch in Waldökosystemen ist die Extensivierung der Waldbewirtschaftung eine Maßnahme zur Erhöhung der Qualität und in Folge zur Erhöhung der Konnektivität von Lebensräumen. Für eine umfassende Bewertung des Zustands und der Qualität von Waldökosystemen ist eine Habitatvernetzung auf Landschaftsebene unerlässlich (Gregory et al., 2007). Waldbauliche Maßnahmen zur Vermeidung von Habitatfragmentierung und Isolation beinhalten die Vermeidung von Kahlschlägen (Česonienė et al., 2019; Iordan et al., 2018; Vangansbeke et al., 2017) und die Erhaltung bzw. Förderung von Totholzinseln und Habitatbäumen (Oettel & Lapin, 2021). Häufig grenzen Schutzgebiete in Österreich direkt an landwirtschaftlich genutzte Felder. Hier ist die Einrichtung von Pufferzonen essenziell, um beispielsweise eine Verbreitung von Agrochemikalien in Schutzgebiete zu unterbinden [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Aktive Förderung der Migration von Arten

Die Migration von klimasensiblen Arten zu neuen, geeigneten Lebensräumen ist eine mögliche Reaktion auf Klimaveränderungen, die Arealerweiterungen oder -verschiebungen zur Folge hat. Häufig geht dies mit einem lokalen Artensterben einher. Der Temperaturanstieg, verlängerte Dürreperioden und Extremwetterereignisse werden zu Verbreitungsverschiebungen von Arten führen, die in derzeitigen Schutzgebieten oft nicht möglich sein werden (Araújo et al., 2011; Benito Garzón et al., 2019). Insbesondere Gebirgsarten zeigen eine hohe Vulnerabilität (Dullinger et al., 2012; Rumpf et al., 2019; Thuiller et al., 2005), aber es gibt gerade im Gebirge auf kurze Distanzen Ausweichmöglichkeiten als Folge des Reliefs und damit verbundenen Mosaiks von Kleinklimabedingungen (Körner, 2013; Körner & Hiltbrunner, 2021; Lenoir et al., 2013). Für Arten(-gefüge), die bereits an den Rand ihrer klimatischen Verbreitungsamplitude gedrängt sind, ist eine natürliche Migration nicht oder nur eingeschränkt möglich. Besonders gefährdet sind Arten mit hoher Spezialisierung (Biella et al., 2017; Schleuning et al., 2016). Beispielsweise hat sich die untere Verbreitungsgrenze der Hummelart *Bombus alpinus* in den letzten 35 Jahren um 480 m aufwärts verschoben, während die obere Verbreitungsgrenze gleich geblieben ist (Biella et al., 2017). Diese Limitierung des Lebensraumes zeigt, wie unmittelbar betroffen spezialisierte Arten mit engem Nischenvorkommen sind. Im Allgemeinen sind isolierte Populationen alpiner Arten, wie Schneefink, Bergpieper oder Alpenschneehuhn, von einer durch mehrere Faktoren verursachten Lebensraumverkleinerung ihrer Areale betroffen und drohen auszusterben (Niedermair et al., 2007). Des Weiteren sind Randpopulationen spezialisierter Arten zudem genetisch weniger anpassungsfähig (Fréjaville et al., 2020). Konkrete Auswirkungen des Klimawandels auf das Artengefüge sind bisher jedoch nur unzureichend bekannt (Schleuning et al., 2016) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Die bisher statische Abgrenzung von Schutzgebieten dürfte der Verschiebung der Areale allerdings nicht gerecht werden (Hannah et al., 2007). Einige Gebiete werden sich daher für den Artenschutz als ungeeignet herausstellen (IUCN, 2010; Thomas et al., 2004). Systematische Schutzgebietsansätze entlang von Umweltgradienten, die eine Klimamigration auf natürlichem Wege ermöglichen, wurden bisher kaum umgesetzt (Vohland et al., 2013). Auch gilt es zu prüfen, ob die Zielarten auf natürlichem Wege ausreichend migrationsfähig sind (Rumpf et al., 2019) oder unterstützende Migrationsmaßnahmen (Aitken & Bemmels, 2016) notwendig werden (Hoegh-Guldberg et al., 2008; Box 4.3).

Monitoring und Evaluierung

Eine wesentliche Anpassungsmaßnahme für Schutzgebiete stellt ein Langzeitmonitoring von Arten und Ökosystemen – innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten – zur Beurteilung von Veränderungen dar (Badeck et al., 2007). Dies beinhaltet auch eine entsprechende langfristige Datenspeicherung und -zugänglichkeit. Der Bedarf an Schutzgebietsbetreuungen zu Konzeption und Umsetzung von Managementplänen sowie für Monitoring, Partizipation und Bildungstätigkeiten (Oberleitner et al., 2007) wurde im Laufe der letzten Jahre in Österreich zunehmend erkannt und in einzelnen Bundesländern bereits mehrfach umgesetzt. Die Anpassung an den Klimawandel sowie die Entwicklung eines biodiversitätsfördernden Schutzgebietsmanagements wird den Betreuungsbedarf zukünftig erhöhen. Alle IUCN-Managementkategorien beinhalten in ihren gemeinsamen Zielen (1) den Schutz des Entwicklungspotenzials der biologischen Vielfalt sowie die Erstellung von (2) Managementplänen mit Monitoring- und Evaluierungsprogrammen, die ein adaptives Management unterstützen (IUCN, 2010). Diese Ziele sind wichtige Voraussetzungen, um die Auswirkungen des Klimawandels auf die Schutzgebiete reduzieren zu können [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

4.4 Siedlungsraum

Problematik der städtischen Wärmeinseln

Siedlungen und Städte zeichnen sich durch dichte Bebauungsstrukturen, versiegelte Straßen, Plätze und Gehwege, wenig Vegetation und tendenziell dunkle Oberflächen aus, was zu einem speziellen Mikroklima und einer Überwärmung der Stadt gegenüber dem Umland – dem sogenannten städtischen Wärmeinsel-Effekt – führt (Santamouris, 2013; Shafiee et al., 2020; Voogt & Oke, 2003). Dabei können städtische Wärmeinseln (engl. „Urban Heat Islands", UHI) weiter differenziert werden; nach einer Überwärmung der Oberflächentemperaturen („Surface UHI", SUHI) und nach einer Überwärmung der oberflächennahen Lufttemperaturen z. B. in Straßenschluchten („Canopy UHI", CUHI). Beide sind im Winter und nachts am stärksten ausgeprägt. Tagsüber ist die CUHI nicht immer vorhanden, da es in den städtischen Straßenschluchten aufgrund der Beschattung durch Bäume oder Gebäude auch kühler sein kann (Trimmel et al., 2021). Durch die Zunahme an Hitzetagen ($T_{max} > 30$ °C) und -wellen sowie Tropennächten ($T_{min} > 20$ °C) infolge des Klimawandels wird besonders die Intensität der SUHI und der nächtlichen CUHI weiter verstärkt (de Munck et al., 2018), was sich auch in Klimamodellierungen für Verdichtungsräume wie Wien und Klagenfurt zeigt (Oswald et al., 2020; Reinwald et al., 2019; Trimmel et al., 2021; Žuvela-Aloise et al., 2016). Städte entwickeln daher zunehmend Strategien (z. B. Stadt Wien: MA 22, 2015), um sich an die veränderten Bedingungen anzupassen.

Die Tagesamplitude der Lufttemperatur kann gedämpft und somit der UHI-Effekt reduziert werden, wenn Gebäudestrukturen, Materialien und das Verhältnis von versiegelten zu offenen, grünen Flächen in Städten entsprechend angepasst werden (Hagen et al., 2014a; He, 2019; Nastran et al., 2019; Orehounig et al., 2014) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine Verdichtung durch Ausnutzen der maximal zulässigen Gebäudehöhen wirkt sich durch die stärkere Beschattung der Straßen tagsüber positiv aus, nachts jedoch reduziert sich die Abkühlung aufgrund der geringeren Öffnung zum Himmel und der größeren thermischen Speicherung (Loibl et al., 2021; Vuckovic et al., 2019, 2020). Trimmel et al. (2017) fand für eine Erhöhung von 5 m eine ähnliche Tendenz, mit jedoch nur sehr geringen Auswirkungen (< 0,1 °C) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Ein weiterer wichtiger Faktor ist die Wohndichte. Eine höhere Wohndichte bewirkt einen geringeren Flächenverbrauch und lässt Platz für Freiräume, wie zum Beispiel Frischluftschneisen, die für die effektive Nutzung lokaler Zirkulationssysteme (Luftaustausch zwischen Stadt und Umland, Talwinde, Hangabwinde etc.) wesentlich sind und dem UHI-Effekt entgegenwirken (Peng et al., 2020).

Weiters spielen die Ausrichtung der Gebäude hinsichtlich Sonneneinstrahlung und Windströmung (Loibl et al., 2021) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung] und die Gebäudematerialien sowie Oberflächenfarbe eine relevante Rolle (Hagen et al., 2014b; He, 2019; Orehounig et al., 2014). So bewirkt eine Erhöhung der Albedo eine stärkere Reflexion und somit reduzierte Absorption der Sonneneinstrahlung. Simulationen für die Städte Klagenfurt und Wien zeigen eine deutliche Abnahme der Lufttemperatur, vor allem bei helleren Dächern, in der Größenordnung von 1 °C (Oswald et al., 2020; Trimmel et al., 2018a; Žuvela-Aloise et al., 2018) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Trotz der positiven Wirkung auf die Außenlufttemperaturen und die Reduktion des Kühlenergiebedarfs für Gebäude wird an klaren Sommertagen der thermische Komfort für Fußgänger aufgrund vermehrter Reflexion verschlechtert (Falasca et al., 2019; Oswald et al., 2019; Revesz et al., 2018; Weihs et al., 2018) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Eine reduzierte Wärmeleitfähigkeit, wie sie durch den Zero-Energy Standard in der europäischen Energy Performance of Buildings Directive (EU 844, 2018) zur Reduktion des Heizenergiebedarfs gefordert wird, kann tagsüber zu einem Anstieg der Oberflächen- und Lufttemperaturen im Straßenraum von bis zu 1,5 °C führen, da weniger Energie durch die Gebäude absorbiert wird. Dieser Anstieg kann durch stärker reflektierende Oberflächen zumindest kompensiert werden (Di Giuseppe et al., 2017; Trimmel et al., 2021). Durch die geringere Hitzespeicherung in den Gebäudemassen tagsüber wird die Wärmeabstrahlung nachts reduziert. Dadurch wird zwar nachts der UHI-Effekt geschwächt, tagsüber aber hingegen verstärkt [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Photovoltaikanlagen können, abhängig von ihrem Wirkungsgrad und den thermischen Eigenschaften des Vergleichsdaches, städtische Temperaturen reduzieren (Masson et al., 2014; Oswald et al., 2019; Scherba, 2011) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. PV-Anlagen an der Fassade mit Hinterlüftung reduzieren zwar die Oberflächentemperatur und die Wärmestromdichte, der Einfluss auf die Lufttemperatur ist jedoch gering (Tian et al., 2007).

Dachbegrünungen bewirken vor allem eine Absenkung der Dachtemperatur und der Luftschicht direkt über dem Dach. Dies trägt zur Reduktion des UHI-Effekts bei, wirkt sich jedoch abhängig von der Dachhöhe und Straßengeometrie nur in geringerem Maße auf den Straßenraum aus. Trotzdem trägt Dachbegrünung sehr wahrscheinlich zu einer Reduktion der UHI bei (bis zu 0,5 °C; Dong et al., 2020; Loibl et al., 2021; Santamouris et al., 2017; Sharma et al., 2016) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Smith und Roebber (2011) berechneten sogar eine Reduktion von 3 °C. Allerdings nimmt die Wirkungen von Dachbegrünung bei nachlassender Bodenfeuchte ab (Trimmel et al., 2021).

Grünflächen und Vegetation können, neben der Erhöhung des Anteils von Wasserflächen, als ein Schlüsselelement zur Reduktion des UHI-Effekts bezeichnet werden (Kleereko-

per et al., 2012; Norton et al., 2015) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Grüne Infrastruktur beschreibt ein strategisch geplantes Netzwerk natürlicher und naturnaher Gebiete mit anderen Umweltmerkmalen, wie z. B. ein Netzwerk aus Grünflächen ebenso wie Einzelpflanzen, Fassaden- oder Dachbegrünungen (EC, 2013). Grüne Infrastruktur hilft Städten und Gemeinden, sich an den Klimawandel anzupassen (Žuvela-Aloise et al., 2016) und negative Klimawandelauswirkungen wie Hitzestress und Überschwemmungen durch natürliche Kühlung (Evapotranspiration) und Wasseraufnahme, -speicherung sowie -versickerung abzumildern (Carter, 2018; Everett et al., 2018; Li et al., 2019). Fassadenbegrünung kann die Temperatur in städtischen Straßenschluchten reduzieren, indem sie Gebäude vor einfallender Sonnenstrahlung schützt und die Wärmespeicherung der Gebäudemasse mindert. Evapotranspiration verstärkt die Abkühlung im Straßenraum, was insgesamt zu einer Minderung der mittleren Strahlungstemperatur um bis zu 5 °C führen kann (Loibl et al., 2021) [Evidenz hoch, Übereinstimmung hoch].

Es besteht eine robuste Evidenz für die positiven mikroklimatischen Effekte von Bäumen und Sträuchern (Castaldo et al., 2018; Hoelscher et al., 2016; Perini et al., 2017; Tan et al., 2016) sowie von vertikaler Begrünung (Wong et al., 2010, 2009) durch Evapotranspiration und Beschattung [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. In einer Studie von Gillner et al. (2015) wurde der Kühlungseffekt von sechs verschiedenen Baumarten untersucht, und es wurden Abnahmen der Lufttemperatur im Bereich von 0,77–2,22 °C beobachtet. Verschiedene Baumarten weisen dabei unterschiedliche Kühlungspotenziale auf. Bäume, die einen hohen Blattflächenindex und eine hohe Transpirationsrate aufweisen, wie etwa Linde und Hasel, sind besonders effektiv darin, die Oberflächen- und Lufttemperaturen zu verringern.

Damit Pflanzen ihre volle mikroklimatische Wirkung entfalten können, müssen sie ausreichend bewässert werden (Daniel et al., 2018). Sowohl bereits implementierte Projekte als auch Modellvorhersagen auf Stadtebene weisen darauf hin, dass der Wasserbedarf für Stadtgrün erheblich und der langfristige Erhalt von Begrünung gefährdet sein kann, wenn dieser Aspekt als wesentlicher Teil der Planung bzw. der Umsetzung nicht mitbetrachtet wird (de Munck et al., 2018; Riley, 2017).

Entsiegelung und Wasserrückhalt

Grünelemente und Wasserkörper können die Stadthitze wesentlich senken (Kim & Brown, 2021). Es besteht eine enge Wechselwirkung zwischen Grün und Wasser, nicht nur aufgrund des Wasserbedarfs der Pflanzen. So können begrünte Flächen eine relevante Auswirkung auf die urbane Wasserbilanz haben, indem sie Regenwasser zurückhalten und somit den Abfluss verringern bzw. ihn bei Starkregenereignissen verzögern (de Munck et al., 2018).

Der Rückhalt des Regenwassers hat gleichzeitig den Effekt, dass es den Pflanzen in einer sonst großteils versiegelten Umgebung zur Verfügung steht. Ein integriertes, nachhaltiges Wassermanagementsystem und nachhaltige städtische Entwässerungssysteme können die Nutzbarmachung des Regenwassers zusätzlich unterstützen (Gimenez-Maranges et al., 2020; Nguyen et al., 2020). Dies entspricht auch dem „Schwammstadtprinzip“, das bereits in vielen Städten angewandt wird und mit offenen Vegetationsflächen, versickerungsfähigen Oberflächen, Rückhaltemulden, Rigolen u. Ä. helfen soll, Überflutung zu reduzieren, das Regenwasser zu halten und in trockeneren Perioden verfügbar zu machen (Chan et al., 2018). Auch in Österreich findet das Schwammstadtprinzip bereits Anwendung, wie zum Beispiel in Graz, Mödling und der „Seestadt“ in Wien-Aspern, wo das Prinzip der „Schwammstadt“ erstmals in ganzen Straßenzügen umgesetzt wird (Stadt Wien, 2021).

Durch die Entsiegelung von Flächen bzw. durch die Implementierung von Retentionsmaßnahmen kann Wasser vermehrt im urbanen Raum zurückgehalten werden. Generell wirkt sich eine solche Retention positiv auf verschiedene Aspekte der Siedlungswasserwirtschaft aus [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung], indem sie zu einer Verminderung von Überflutungsrisiken, zu einer Verbesserung der Wasserqualität der Oberflächengewässer durch eine geringere Emission von Schadstoffen über Kanalüberläufe und zu einer vermehrten Grundwasserneubildung führt (Dhakal & Chevalier, 2016; Oral et al., 2020). Außerdem kann zurückgehaltenes Regenwasser innerhalb der Stadt z. B. für Bewässerung und Landschaftsgestaltung wiederverwendet werden (Winker et al., 2019). Allerdings kann die potenzielle Schadstoffbelastung des urbanen Oberflächenabflusses bzw. des Bodens die Qualität der Grundwasserkörper gefährden bzw. die sichere Wiederverwendung des Wassers verhindern; daher müssen diese Aspekte bei der Implementierung solcher Anpassungen mitbetrachtet werden bzw. es können je nach Kontext und Anwendung zusätzliche Wasserbehandlungsmaßnahmen erforderlich sein (Goonetilleke et al., 2017). Der Nutzen von mit Entsiegelung und Schwammstadtprinzip verbundenen Anpassungsmaßnahmen kann als Bündel von ÖSL betrachtet werden. Die Literaturstudie von Prudencio und Null (2018) weist allerdings darauf hin, dass die Quantifizierung solcher Leistungen noch lückenhaft ist und dass weiterer Forschungsbedarf auf größeren räumlichen Skalenebenen, über einzelne Parzellen hinweg, besteht, um die Auswirkungen auf die Wasserressourcen auf regionaler Ebene besser zu verstehen.

Literatur

Aarnink, A.J.A., Landman, W.J.M., Melse, R.W., Zhao, Y., Ploegaert, J.P.M., Huynh, T.T.T., 2011. Scrubber Capabilities to Remove Airborne Microorganisms and Other Aerial Pollutants from the Exhaust Air of Animal Houses. Transactions of the ASABE 54, 1921–1930. https://doi.org/10.13031/2013.39833

Ableidinger, C., Erhart, E., Sandler, K., Kromp, B., Hartl, W., 2020. Mehrnutzungshecken. Vielfältige Nutzung von Hecken zur nachhaltigen Produktion, zur Erosionsverminderung und zur Erhöhung der regionalen Wertschöpfung. Bio Forschung Austria, Eigenverlag: Wien.

Abtahi, M., Majidi, M.M., Hoseini, B., Mirlohi, A., Araghi, B., Hughes, N., 2018. Genetic variation in an orchardgrass population promises successful direct or indirect selection of superior drought tolerant genotypes. Plant Breeding 137, 928–935. https://doi.org/10.1111/pbr.12657

Adger, N.. W., Arnell, N.W., Tompkins, E.L., 2005. Successful adaptation to climate change across scales. Global Environmental Change 15, 77–86. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2004.12.005

Adger, W.N., Lorenzoni, I., O'Brien, K.L., 2009. Adaptation now, in: Adger, W.N., Lorenzoni, I., O'Brien, K.L. (Eds.), Adapting to Climate Change: Thresholds, Values, Governance. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 1–22. https://doi.org/10.1017/CBO9780511596667.002

AGES, 2021. Österreichische Beschreibende Sortenliste 2021 Landwirtschaftliche Pflanzenarten.

Aggestam, F., Konczal, A., Sotirov, M., Wallin, I., Paillet, Y., Spinelli, R., Lindner, M., Derks, J., Hanewinkel, M., Winkel, G., 2020. Can nature conservation and wood production be reconciled in managed forests? A review of driving factors for integrated forest management in Europe. Journal of Environmental Management 268, 110670. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110670

Aitken, S.N., Bemmels, J.B., 2016. Time to get moving: assisted gene flow of forest trees. Evolutionary Applications 9, 271–290. https://doi.org/10.1111/eva.12293

Albrecht, A., Hanewinkel, M., Bauhus, J., Kohnle, U., 2012. How does silviculture affect storm damage in forests of south-western Germany? Results from empirical modeling based on long-term observations. European Journal of Forest Research 131, 229–247. https://doi.org/10.1007/s10342-010-0432-x

Albrich, K., Rammer, W., Seidl, R., 2020. Climate change causes critical transitions and irreversible alterations of mountain forests. Global Change Biology n/a. https://doi.org/10.1111/gcb.15118

Allen, G.A., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop evapotranspiration – Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper 56.

Amon, B., 2014. FarmClim: Farming for a better climate by improving nitrogen use efficiency and reducing greenhouse gas emissions. Publizierbarer Endbericht.

Amt der oberösterreichischen Landesregierung, 2013. Oö. Klimawandel-Anpassungsstrategie. Amt der Oö. Landesregierung, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Linz.

Amt der Steiermärkischen Landesregierung, 2017. Leitfaden für die Errichtung landwirtschaftlicher Bewässerungsanlagen. Abteilung 14 – Wasserwirtschaft, Ressourcen und Nachhaltigkeit, Graz.

Anderl, M., Buxbaum, I., Ellmauer, T., Gabriel, O., Götzl, M., Gössl, M., Greiter, A., Heissenberger, A., Lindinger, H., Loishandl-Weisz, H., Nagl, C., Neuwirth, M., Offenzeller, M., Oberleitner, I., Paar, M., Paternoster, D., Prokop, G., Schindler, S., Schmid, C., Schwaiger, E., Schwarz, S., Schwarzl, B., Weiss, P., Österreich, Bundesministerium Nachhaltigkeit und Tourismus, 2019. Gemeinsame Agrarpolitik 2020+ Grundlagen für die SWOT-Analyse der Umweltziele (d), (e) und (f) in Österreich.

Anderl, M., Haider, S., Zethner, G., Kropsch, M., Pöllinger, A., Zentner, E., 2016. Massnahmen zur Minderung sekundärer Partikelbildung durch Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft (No. REP-0569). Umweltbundesamt GmbH, Wien.

Anderl M., H.S., Zethner G., 2017. Reduktionspotenzial im Sektor Landwirtschaft. Ammoniak. Umweltbundesamt, Wien.

Andersen, L.W., Fog, K., Damgaard, C., 2004. Habitat fragmentation causes bottlenecks and inbreeding in the European tree frog (Hyla arborea). Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences 271, 1293–1302. https://doi.org/10.1098/rspb.2004.2720

Angelstam, P., Manton, M., Green, M., Jonsson, B.-G., Mikusiński, G., Svensson, J., Maria Sabatini, F., 2020. Sweden does not meet agreed national and international forest biodiversity targets: A call for adaptive landscape planning. Landscape and Urban Planning 202, 103838. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103838

Angelstam, P., Pedersen, S., Manton, M., Garrido, P., Naumov, V., Elbakidze, M., 2017. Green infrastructure maintenance is more than land cover: Large herbivores limit recruitment of key-stone tree species in Sweden. Landscape and Urban Planning 167, 368–377. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.07.019

APCC (2018). Österreichischer Special Report Gesundheit, Demographie und Klimawandel (ASR18). Austrian Panel on Climate Change (APCC), Verlag der Österreichische Akademie der Wissenschaften, Wien, Österreich, 340 Seiten, ISBN 978-3-7001-8427-0

APCC, 2014. Österreichischer Sachstandsbericht Klimawandel 2014 (AAR14). Austrian Panel on Climate Change (APCC), Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien, Österreich, 1096 Seiten. ISBN 978-3-7001-7699-2.

Araújo, M.B., Alagador, D., Cabeza, M., Nogués-Bravo, D., Thuiller, W., 2011. Climate change threatens European conservation areas. Ecology Letters 14, 484–492. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01610.x

Archambeau, J., Ruiz-Benito, P., Ratcliffe, S., Fréjaville, T., Changenet, A., Muñoz Castañeda, J.M., Lehtonen, A., Dahlgren, J., Zavala, M. A., Benito Garzón, M., 2020. Similar patterns of background mortality across Europe are mostly driven by drought in European beech and a combination of drought and competition in Scots pine. Agricultural and Forest Meteorology 280, 107772. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107772

Arend, M., Kuster, T., Gunthardt-Goerg, M. S., Dobbertin, M. (2011). Provenance-specific growth responses to drought and air warming in three European oak species (Quercus robur, Q. petraea and Q. pubescens). Tree Physiology, 31(3), 287–297. https://doi.org/10.1093/treephys/tpr004

Gründungsresolution ARGE Agroforst. https://www.arge-agroforst.at/

Artman, R., Bockisch, F.-J., 2003. Nachhaltige Bodennutzung – aus technischer, pflanzenbaulicher, ökologischer und ökonomischer Sicht : Tagungsband zum Symposium am 16. Oktober 2003 im Forum der FAL, Landbauforschung Völkenrode Sonderheft 256. Braunschweig.

Asbeck, T., Sabatini, F., Augustynczik, A.L.D., Basile, M., Helbach, J., Jonker, M., Knuff, A., Bauhus, J., 2021. Biodiversity response to forest management intensity, carbon stocks and net primary production in temperate montane forests. Scientific Reports 11, 1625. https://doi.org/10.1038/s41598-020-80499-4

Assmann, F., 1961. Waldertragskunde. Organische Produktion, Struktur, Zuwachs und Ertrag von Waldbeständen. BLV Verlagsgesellschaft, München.

ATF / ETP, 2019. Research and Innovation towards a more sustainable and circular European agriculture Exploring synergies between the livestock and crop sectors.

BAB, 2019. Evaluierung des Österreichischen Agrar-Umweltprogramms ÖPUL – Nationaler Detailbericht 2019. Bundesanstalt für Agrarwirtschaft und Bergbauernfragen, Wien.

Badeck, F.-W., Böhning-Gaese, K., Cramer, W., Ibisch, P.L., Klotz, S., Kreft, S., Kühn, I., Vohland, K., Zander, U., 2007. Schutzgebiete Deutschlands im Klimawandel – Risiken und Handlungsoptionen. Naturschutz und biologische Vielfalt 46, 151–167.

Badgley, C., Moghtader, J., Quintero, E., Zakem, E., Chappell, M.J., Avilés-Vázquez, K., Samulon, A., Perfecto, I., 2007. Organic agriculture and the global food supply. Renewable Agriculture Food Systems 22, 86–108. https://doi.org/10.1017/S1742170507001640

Badr, M. A., Abou Hussein, S.D., El-Tohamy, W.A., Gruda, N., 2010. Efficiency of Subsurface Drip Irrigation for Potato Production Under Different Dry Stress Conditions. Gesunde Pflanzen 62, 63–70. https://doi.org/10.1007/s10343-010-0222-x

Badr, M. A., El-Tohamy, W.A., Abou Hussein, S.D., Gruda, N., 2018. Tomato yield, physiological response, water and nitrogen use efficiency under deficit and partial root zone drying irrigation in an arid region. Journal of Applied Botany and Food Quality 91. https://doi.org/10.5073/JABFQ.2018.091.042

Baek, B.H., Aneja, V.P., Tong, Q., 2004. Chemical coupling between ammonia, acid gases, and fine particles. Environmental Pollution 129, 89–98.

Balmer, O., Luka, H., Pfiffner, L., 2012. Blühstreifen für Nützlinge. Bio Austria 2/2012, 44.

Balzer, F., Zühlke, S., Hannappel, S., 2016. Antibiotics in groundwater under locations with high livestock density in Germany. Water Supply 16, 1361–1369. https://doi.org/10.2166/ws.2016.050

Barraclough, P.B., Howarth, J.R., Jones, J., Lopez-Bellido, R., Parmar, S., Shepherd, C.E., Hawkesford, M.J., 2010. Nitrogen efficiency of wheat: Genotypic and environmental variation and prospects for improvement. European Journal of Agronomy 33, 1–11. https://doi.org/10.1016/j.eja.2010.01.005

Basche, A.D., Miguez, F.E., Kaspar, T.C., Castellano, M.J., 2014. Do cover crops increase or decrease nitrous oxide emissions? A meta-analysis. Journal of Soil and Water Conservation 69, 471–482. https://doi.org/10.2489/jswc.69.6.471

Basset-Mens, C., van der Werf, H.M.G., 2005. Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France. Agriculture, Ecosystems & Environment 105, 127–144. https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.05.007

Bayala, J., Prieto, I., 2020. Water acquisition, sharing and redistribution by roots: applications to agroforestry systems. Plant Soil 453, 17–28. https://doi.org/10.1007/s11104-019-04173-z

Benito Garzón, M., Robson, T.M., Hampe, A., 2019. ΔTraitSDMs: species distribution models that account for local adaptation and phenotypic plasticity. New Phytologist 222, 1757–1765. https://doi.org/10.1111/nph.15716

Bennett, A.C., McDowell, N.G., Allen, C.D., Anderson-Teixeira, K.J., 2015. Larger trees suffer most during drought in forests worldwide. Nature Plants 1, 15139. https://doi.org/10.1038/nplants.2015.139

Berendes, M., 2014. Untersaaten. Wie Sie die neuen agrarpolitischen Vorgaben erfüllen können und gleichzeitig die Bodenfruchtbarkeit fördern.

Bernard, B., Walz, A., Lux, Mehring, 2014. Klimaschutz- und Anpassungsmaßnahmen. Zielkonflikte und Synergien mit dem Biodiversitätsschutz (ISOE-Materialien Soziale Ökologie No. 43). ISOE, Frankfurt am Main.

Berrang-Ford, L., Ford, J.D., Paterson, J., 2011. Are we adapting to climate change? Global Environmental Change 21, 25–33. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2010.09.012

BFW, 2021. Österreichische Waldinventur [WWW Document]. https://www.waldinventur.at

Bertsch-Hoermann, B., Egger, C., Gaube, V. et al. Agroforestry trade-offs between biomass provision and aboveground carbon sequestration in the alpine Eisenwurzen region, Austria. Reg Environ Change 21, 77 (2021). https://doi.org/10.1007/s10113-021-01794-y

BFW, 2019. Bundesweites Wildeinflussmonitoring 2016–2018: Periode 1–5 (No. 48–2019), BFW-Praxis Information. Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft (BFW), Vienna, Austria.

Biella, P., Bogliani, G., Cornalba, M., Manino, A., Neumayer, J., Porporato, M., Rasmont, P., Milanesi, P., 2017. Distribution patterns of the cold adapted bumblebee Bombus alpinus in the Alps and hints of an uphill shift (Insecta: Hymenoptera: Apidae). Journal of Insect Conservation 21, 357–366. https://doi.org/10.1007/s10841-017-9983-1

Biernat, L., Taube, F., Vogeler, I., Reinsch, T., Kluß, C., Loges, R., 2020. Is organic agriculture in line with the EU-Nitrate directive? On-farm nitrate leaching from organic and conventional arable crop rotations. Agriculture, Ecosystems & Environment 298, 106964. https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106964

Bindewald, A., Brundu, G., Schueler, S., Starfinger, U., Bauhus, J., Lapin, K., 2021. Site-specific risk assessment enables trade-off analysis of non-native tree species in European forests. Ecology and Evolution 11, 18089–18110. https://doi.org/10.1002/ece3.8407

Bio Austria, 2016. ÖPUL 2015–2020. Eine Sonderinformation von Bio Austria.

Biodiversity International, 2022. Crop Wild Relatives Global Portal [WWW Document]. http://www.cropwildrelatives.org/

Bisbis, M., Gruda, N., Blanke, M., 2019. Securing Horticulture in a Changing Climate – A Mini Review. Horticulturae 5, 56. https://doi.org/10.3390/horticulturae5030056

Blanco-Canqui, H., Ruis, S.J., 2018. No-tillage and soil physical environment. Geoderma 326, 164–200. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.03.011

BMLFUW, 2017. Biokohle – Anwendung in der Land- und Forstwirtschaft Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz im BMLFUW. BMLFUW, Vienna.

BMLFUW, 2012. Waldentwicklungsplan. Richtlinie über Inhalt und Ausgestaltung – Fassung 2012. Bundeministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

BMLFUW, 2011. Leitfaden UVP für Intensivtierhaltungen. Umweltverträglichkeitserklärung Einzelfallprüfung. Bundesministerium für Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Umwelt und Wasser, Wien.

BMLFUW (Hrsg.), 2006. Evaluierung der nachhaltig positiven Wirkung von Kompost auf die Fruchtbarkeit und Produktivität von Böden.

BMLRT, 2021. ÖPUL 2015 – das Agrar-Umweltprogramm bis 2020, verlängert bis 2022 [WWW Document]. https://www.bmlrt.gv.at/land/laendl_entwicklung/oepul/oepul2015.html; (accessed 3.4.21).

BMLRT, 2020. Grüner Bericht 2020. Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, Wien.

BMNT, 2019a. Grüner Bericht 2019. Die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft (Report). Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.

BMNT, 2019b. Wassergüte in Österreich. Jahresbericht (2014–2016). Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.

BMNT, 2017a. Die Österreichische Strategie zur Anpassung an den Klimawandel Teil 2 Aktionsplan. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.

BMNT, 2017b. Datensammlung zum Österreichischen Wald [WWW Document]. https://www.bmlrt.gv.at/forst/oesterreich-wald/waldzustand/datensammlung2017.html

Bodner, G., Kaul, H.-P., Maccaigne, P., Loiskandl, W., Eitzinger, J., 2016. Analyse der Ertragsvariabilität von Kulturpflanzen im Trockengebiet, in: ALVA Jahrestagung 2016, Eiweißpflanzen – Strategien Und Chancen Für Landwirtschaft Und Industrie. Presented at the ALVA – Jahrestagung 2016 – 30.05.–31.05, Klagenfurt, pp. 152–154.

Bodner, G., Keiblinger, K., 2020. Was uns Zwischenfrüchte über Humusaufbau lehren. Landwirt 12/2020, 28–40.

Bodner, G., Klik, A., Zechmeister-Boltenstern, 2014. Zwischenfruchtbegrünungen als Quelle oder Senke bodenbürtiger Treibhausgas-Emissionen? Endbericht von StartClim2012.A (Endbericht). BML-FUW, BMWF, ÖBF, Land Oberösterreich.

Bodner, G., Schnecker, J., Keiblinger, K., 2020. Humus als Ökosystemeigenschaft. Lumbrico 06, 24–28.

Bodner, G., Summerer, H., Ecker, F., Rosner, J., 2011. Zwischenfruchtbau ist auch im Trockengebiet machbar. Ländlicher Raum:Online-Fachzeitung des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 09/2011, 1–14.

Böhm, R., Gürerk, Ö., Lauer, T., 2020. Nudging Climate Change Mitigation: A Laboratory Experiment with Inter-Generational Public Goods. Games 11, 42. https://doi.org/10.3390/g11040042

Bohner, A., Eder, G., 2006. Boden- und Grundwasserschutz im Wirtschaftsgrünland. Presented at the Umweltprogramme für die Landwirtschaft, HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irdning, pp. 53–64.

Bollmann, K., Braunisch, V., 2013. To integrate or to segregate: balancing commodity production and biodiversity conservation in European forests, in: Kraus, D., Krumm, F. (Eds.), Integrative Approaches as an Opportunity for the Conservation of Forest Biodiversity. European Forest Institute, pp. 18–31.

Boyd, E., Cornforth, R.J., Lamb, P.J., Tarhule, A., Lélé, M.I., Brouder, A., 2013. Building resilience to face recurring environmental crisis in African Sahel. Nature Climate Change 3, 631–637. https://doi.org/10.1038/nclimate1856

Brandstetter, A., von Gehren, P., Gansberger, M., Prat, N., Flamm, C., Felder, H., Mechtler, K., 2019. Klimafit. Zwischenbericht zum Forschungsprojekt Nummer BMNT-LE.2.1.15/0015-II/5/2018. Wien.

Brang, P., Spathelf, P., Larsen, J.B., Bauhus, J., Boncčìna, A., Chauvin, C., Drössler, L., García-Güemes, C., Heiri, C., Kerr, G., Lexer, M.J., Mason, B., Mohren, F., Mühlethaler, U., Nocentini, S., Svoboda, M., 2014. Suitability of close-to-nature silviculture for adapting temperate European forests to climate change. Forestry 87, 492–503. https://doi.org/10.1093/forestry/cpu018

Brang, Peter, Küchli, C., Schwitter, R., Bugmann, H., Ammann, P., 2016. Waldbauliche Strategien im Klimawandel, in: Pluess, A.R., Augustin, S., Brang, P. (Eds.), Wald Im Klimawandel. Grundlagen Für Adaptationsstrategien. Bundeamt für Umwelt BAFU, Bern, & Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Birmensdorf, pp. 341–365.

Braunisch, V., Segelbacher, G., Hirzel, A., 2010. Modelling functional landscape connectivity from genetic population structure: a new spatially explicit approach. Molecular Ecology 19, 3664–3678. https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2010.04703.x

Brienen, R.J.W., Caldwell, L., Duchesne, L., Voelker, S., Barichivich, J., Baliva, M., Ceccantini, G., Di Filippo, A., Helama, S., Locosselli, G.M., Lopez, L., Piovesan, G., Schöngart, J., Villalba, R., Gloor, E., 2020. Forest carbon sink neutralized by pervasive growth-lifespan trade-offs. Nature Communications 11, 4241. https://doi.org/10.1038/s41467-020-17966-z

Brockerhoff, E. G., Barbaro, L., Castagneyrol, B., Forrester, D.I., Gardiner, B., González-Olabarria, J.R., Lyver, P.O., Meurisse, N., Oxbrough, A., Taki, H., Thompson, I.D., van der Plas, F., Jactel, H., 2017. Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. Biodiversity and Conservation 26, 3005–3035. https://doi.org/10.1007/s10531-017-1453-2

Brook, B.W., Sodhi, N.S., Bradshaw, C.J.A., 2008. Synergies among extinction drivers under global change. Trends in Ecology & Evolution 23, 453–460. https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.03.011

Brühl, C., Alscher, A., Hahn, M., Berger, G., Bethwell, C., Graef, F., Schmidt, T., Weber, B., 2015. Protection of biodiversity in the risk assessment and risk management of pesticides (plant protection products & biocides) with a focus on arthropods, soil organisms and amphibians (Schmidt T, Weber B). Umweltbundesamt, Dessau, Deutschland.

Brundu, G., Pauchard, A., Pyšek, P., Pergl, J., Bindewald, A.M., Brunori, A., Canavan, S., Campagnaro, T., Celesti-Grapow, L., Dechoum, M. S., Dufour-Dror, J.M., Essl, F., Flory, S.L., Genovesi, P., Guarino, F., Guangzhe, L., Hulme, P.E., Jäger, H., Kettle, C.J., Krumm, F., Langdon, B., Lapin, K., Lozano, V., Le Roux, J.J., Novoa, A., Nuñez, M. A., Porté, A.J., Silva, J.S., Schaffner, U., Sitzia, T., Tanner, R., Tshidada, N., Vítková, M., Westergren, M., Wilson, J.R.U., Richardson, D.M., 2020. Global guidelines for the sustainable use of non-native trees to prevent tree invasions and mitigate their negative impacts. NeoBiota 61, 65–116. https://doi.org/10.3897/neobiota.61.58380

Brundu, G., Richardson, D.M., 2016. Planted forests and invasive alien trees in Europe: A Code for managing existing and future plantings to mitigate the risk of negative impacts from invasions. NeoBiota 30, 5–47. https://doi.org/10.3897/neobiota.30.7015

Buckley, R.C., Castley, J.G., Pegas, F. V., Mossaz, A.C., Steven, R., 2012. A Population Accounting Approach to Assess Tourism Contributions to Conservation of IUCN-Redlisted Mammal Species. PLoS ONE 7, e44134. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0044134

Büntgen, U., Krusic, P.J., Piermattei, A., Coomes, D.A., Esper, J., Myglan, V.S., Kirdyanov, A.V., Camarero, J.J., Crivellaro, A., Körner, C., 2019. Limited capacity of tree growth to mitigate the global greenhouse effect under predicted warming. Nature Communications 10, 2171. https://doi.org/10.1038/s41467-019-10174-4

Burke, V., Richter, D., Greskowiak, J., Mehrtens, A., Schulz, L., Massmann, G., 2016. Occurrence of Antibiotics in Surface and Groundwater of a Drinking Water Catchment Area in Germany. Water Environment Research 88, 652–659. https://doi.org/10.2175/106143016X14609975746604

Burton, I., Huq, S., Lim, B., Pilifosova, O., Schipper, E.L., 2002. From impacts assessment to adaptation priorities: the shaping of adaptation policy. Climate Policy 2, 145–159. https://doi.org/10.3763/cpol.2002.0217

Buxbaum, I., Nagl, C., Spangl, W., 2014. Sekundäres anorganisches Aerosol. Beiträge zur PM-Belastung in Österreich. Umweltbundesamt, Wien.

BWSB, 2014. Boden- und Gewässerschutz durch Zwischenfruchtanbau. Boden.Wasser.Schutz.Beratung, Linz.

Bysticky, M., Algi Ceesay, M., Nemecek, T., Gaillard, G., 2014. Ökobilanz ausgewählter Schweizer Landwirtschaftsprodukte im Vergleich zum Import, Agroscope Science, Nr. 2. Agroscope, Zürich.

Cabral, I., Costa, S., Weiland, U., Bonn, A., 2017. Urban Gardens as Multifunctional Nature-Based Solutions for Societal Goals in a Changing Climate, in: Kabisch, N., Korn, H., Stadler, J., Bonn, A. (Eds.), Nature-Based Solutions to Climate Change Adaptation in Urban Areas. Springer, Cham, p. 342.

Cameron, A.D., 2002. Importance of early selective thinning in the development of long-term stand stability and improved log quality: a review. Forestry: An International Journal of Forest Research 75, 25–35. https://doi.org/10.1093/forestry/75.1.25

Cammerer, H., Thieken, A.H., 2013. Historical development and future outlook of the flood damage potential of residential areas in the Alpine Lech Valley (Austria) between 1971 and 2030. Regional Environmental Chnage 13, 999–1012. https://doi.org/10.1007/s10113-013-0407-9

Cammerer, H., Thieken, A.H., Verburg, P.H., 2013. Spatio-temporal dynamics in the flood exposure due to land use changes in the Alpine Lech Valley in Tyrol (Austria). Natural Hazards 68, 1243–1270. https://doi.org/10.1007/s11069-012-0280-8

Carlsson, M., Merten, M., Kayser, M., Isselstein, J., Wrage-Mönnig, N., 2017. Drought stress resistance and resilience of permanent grasslands are shaped by functional group composition and N fertilization. Agriculture, Ecosystems & Environment 236, 52–60. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.11.009

Carter, J.G., 2018. Urban climate change adaptation: Exploring the implications of future land cover scenarios. Cities 77, 73–80. https://doi.org/10.1016/j.cities.2018.01.014

Castaldo, V.L., Pisello, A.L., Piselli, C., Fabiani, C., Cotana, F., Santamouris, M., 2018. How outdoor microclimate mitigation affects building thermal-energy performance: A new design-stage method for energy saving in residential near-zero energy settlements in Italy. Renewable Energy 127, 920–935. https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.04.090

Česonienė, L., Daubaras, R., Tamutis, V., Kaškonienė, V., Kaškonas, P., Stakėnas, V., Zych, M., 2019. Effect of clear-cutting on the understory vegetation, soil and diversity of litter beetles in scots pine-dominated forest. Journal of Sustainable Forestry 38, 791–808. https://doi.org/10.1080/10549811.2019.1607755

Chakraborty, D., Jandl, R., Kapeller, S., Schueler, S., 2019a. Disentangling the role of climate and soil on tree growth and its interaction with seed origin. Science of The Total Environment 654, 393–401. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.093

Chakraborty, D., Matulla, C., Andre, K., Weissenbacher, L., Schueler, S., 2019b. Survival of Douglas-fir provenances in Austria: site-specific late and early frost events are more important than provenance origin. Annals of Forest Science 76, 100. https://doi.org/10.1007/s13595-019-0883-2

Chakraborty, D., Wang, T., Andre, K., Konnert, M., Lexer, M.J., Matulla, C., Schueler, S., 2015. Selecting Populations for Non-Analogous Climate Conditions Using Universal Response Functions: The Case of Douglas-Fir in Central Europe. PLOS ONE 10, e0136357. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0136357

Chakraborty, D., Wang, T., Andre, K., Konnert, M., Lexer, M.J., Matulla, C., Weißenbacher, L., Schueler, S., 2016. Adapting Douglas-fir forestry in Central Europe: evaluation, application, and uncertainty analysis of a genetically based model. European Journal of Forest Research 135, 919–936. https://doi.org/10.1007/s10342-016-0984-5

Chan, F.K.S., Griffiths, J.A., Higgitt, D., Xu, S., Zhu, F., Tang, Y.-T., Xu, Y., Thorne, C.R., 2018. „Sponge City" in China – A breakthrough of planning and flood risk management in the urban context. Land Use Policy 76, 772–778. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.03.005

Chen, C., Doherty, M., Coffee, J., Wong, T., Hellmann, J., 2016. Measuring the adaptation gap: A framework for evaluating climate hazards and opportunities in urban areas. Environmental Science & Policy 66, 403–419. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.05.007

Chimani, B., Heinrich, G., Hofstätter, M., Kerschbaumer, M., Kienberger, S., Leuprecht, A., Lexer, A., Peßenteiner, S., Poetsch, M.S., Salzmann, M., Spiekermann, R., Switanek, M., Truhetz, H., 2016. Endbericht ÖKS15 – Klimaszenarien für Österreich – Daten – Methoden – Klimaanalyse (Projektendbericht No. Version 1). CCCA Data Centre, Wien.

Chiriacò, M.V., Valentini, R., 2021. A land-based approach for climate change mitigation in the livestock sector. Journal of Cleaner Production 283, 124622. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124622

Chmielewski, F.-M., 2011. Wasserbedarf in der Landwirtschaft, in: Lozán, J.L., Graßl, H., Hupfer, P., Menzel, L., Schönwiese, C.-D. (Eds.), Warnsignal Klima: Genug Wasser für alle? Wissenschaftliche Fakten. Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg, pp. 149–156.

Christen, O., 2008. Langfristige Trends und Anpassung der Anbausysteme an den Klimawandel. Presented at the Pflanzenproduktion im Wandel – Wandel im Pflanzenschutz, Tiedemann A. v., Heitefuss R., Feldmann F., Braunschweig, pp. 57–64.

CIPRA, 2010. Raumplanung im Klimawandel. COMPACT 2010.

Coates, D.J., Bryne, M., Moritz, C., 2018. Genetic Diversity and Conservation Units: Dealing With the Species-Population Continuum in the Age of Genomics. Frontiers in Ecology and Evolution 165. https://doi.org/10.3389/fevo.2018.00165

Compant, S., Samad, A., Faist, H., Sessitsch, A., 2019. A review on the plant microbiome: Ecology, functions, and emerging trends in microbial application. Journal of Advanced Research 19, 29–37. https://doi.org/10.1016/j.jare.2019.03.004

Dabach, S., Shani, U., Lazarovitch, N., 2015. Optimal tensiometer placement for high-frequency subsurface drip irrigation management in heterogeneous soils. Agricultural Water Management 152, 91–98. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.01.003

Daniel, M., Lemonsu, A., Viguié, V., 2018. Role of watering practices in large-scale urban planning strategies to face the heat-wave risk in future climate. Urban Climate, ICUC9: The 9th International Conference on Urban Climate 23, 287–308. https://doi.org/10.1016/j.uclim.2016.11.001

Dauphin, B., Rellstab, C., Schmid, M., Zoller, S., Karger, D.N., Brodbeck, S., Guillaume, F., Gugerli, F., 2021. Genomic vulnerability to rapid climate warming in a tree species with a long generation time. Global Change Biology 27, 1181–1195. https://doi.org/10.1111/gcb.15469

de Graaf, I.E.M., Gleeson, T., (Rens) van Beek, L.P.H., Sutanudjaja, E.H., Bierkens, M.F.P., 2019. Environmental flow limits to global groundwater pumping. Nature 574, 90–94. https://doi.org/10.1038/s41586-019-1594-4

de Munck, C., Lemonsu, A., Masson, V., Le Bras, J., Bonhomme, M., 2018. Evaluating the impacts of greening scenarios on thermal comfort and energy and water consumptions for adapting Paris city to climate change. Urban Climate, ICUC9: The 9th International Conference on Urban Climate 23, 260–286. https://doi.org/10.1016/j.uclim.2017.01.003

De Vries, J.W., Melse, R.W., 2017. Comparing environmental impact of air scrubbers for ammonia abatement at pig houses: A life cycle assessment. Biosystems Engineering 161, 53–61. https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2017.06.010

de Vries, M., de Boer, I.J.M., 2010. Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. Livestock Science. 128, 1–11. https://doi.org/10.1016/j.livsci.2009.11.007

del Rio, M., Bravo-Oviedo, A., Pretzsch, H., Löf, M., 2017. A review of thinning effects on Scots pine stands: From growth and yield to new challenges under global change. Forest Systems 26. https://doi.org/10.5424/fs/2017262-11325

Deléglise, C., Meisser, M., Mosimann, E., Spiegelberger, T., Signarbieux, C., Jeangros, B., Buttler, A., 2015. Drought-induced shifts in plants traits, yields and nutritive value under realistic grazing and mowing managements in a mountain grassland. Agriculture, Ecosystems & Environment 213, 94–104. https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.07.020

Dempewolf, H., Eastwood, R.J., Guarino, L., Khoury, C.K., Müller, J.V., Toll, J., 2014. Adapting Agriculture to Climate Change: A Global Initiative to Collect, Conserve, and Use Crop Wild Relatives. Agroecology and Sustainable Food Systems 38, 369–377. https://doi.org/10.1080/21683565.2013.870629

Dersch, G., Moser, T., Schaller, L., Mechtler, K., Amon, B., 2015. Ersatz von Mais/Getreide durch Soja auf Ertrag, Erlös, Treibhausgas-Emissionen und CO2-Vermeidungskosten in 3 Regionen in Österreich, in: VDLUFA-Schriftenreihe Band 71/2015. Presented at the VDLUFA Kongressband 2015 Göttingen, Darmstadt, Deutschland.

Dersch, G., Spiegel, H., 2020. Humusaufbau braucht noch mehr Engagement. Bauernzeitung 34, 7.

DeSoto, L., Cailleret, M., Sterck, F., Jansen, S., Kramer, K., Robert, E.M.R., Aakala, T., Amoroso, M.M., Bigler, C., Camarero, J.J., Čufar, K., Gea-Izquierdo, G., Gillner, S., Haavik, L.J., Hereş, A.-M., Kane, J.M., Kharuk, V.I., Kitzberger, T., Klein, T., Levanič, T., Linares, J.C., Mäkinen, H., Oberhuber, W., Papadopoulos, A., Rohner, B., Sangüesa-Barreda, G., Stojanovic, D.B., Suárez, M.L., Villalba, R., Martínez-Vilalta, J., 2020. Low growth resilience to drought is

related to future mortality risk in trees. Nature Communications 11, 545. https://doi.org/10.1038/s41467-020-14300-5

DeWoody, J.A., Harder, A.M., Mathur, S., Willoughby, J.R., 2021. The long-standing significance of genetic diversity in conservation. Molecular Ecology 30, 4147–4154. https://doi.org/10.1111/mec.16051

Dhakal, K.P., Chevalier, L.R., 2016. Urban Stormwater Governance: The Need for a Paradigm Shift. Environmental Management 57, 1112–1124. https://doi.org/10.1007/s00267-016-0667-5

Di Giuseppe, E., Pergolini, M., Stazi, F., 2017. Numerical assessment of the impact of roof reflectivity and building envelope thermal transmittance on the UHI effect. Energy Procedia 134, 404–413. https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.09.590

Dierauer, H., Clerc, M., Böhler, D., Klaiss, M., Hegglin, D., 2017. Erfolgreicher Anbau von Körnerleguminosen in Mischkultur mit Getreide. FIBL-Merkblatt.

Dietrich, O., Schubert, U., Schuler, J., Steidl, J., Zander, P., 2015. Wassermanagement in der Landwirtschaft. Schlussbericht zum Forschungsvorhaben 2813HS007 der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (Endbericht). Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung, Müncheberg.

Dinis, L.-T., Malheiro, A.C., Luzio, A., Fraga, H., Ferreira, H., Gonçalves, I., Pinto, G., Correia, C.M., Moutinho-Pereira, J., 2018. Improvement of grapevine physiology and yield under summer stress by kaolin-foliar application: water relations, photosynthesis and oxidative damage. Photosynthetica 56, 641–651. https://doi.org/10.1007/s11099-017-0714-3

Dong, J., Lin, M., Zuo, J., Lin, T., Liu, J., Sun, C., Luo, J., 2020. Quantitative study on the cooling effect of green roofs in a high-density urban Area – A case study of Xiamen, China. Journal of Cleaner Production 255, 120152. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120152

Dourmad, J.Y., Ryschawy, J., Trousson, T., Bonneau, M., Gonzàlez, J., Houwers, H.W.J., Hviid, M., Zimmer, C., Nguyen, T.L.T., Morgensen, L., 2014. Evaluating environmental impacts of contrasting pig farming systems with life cycle assessment. Animal 8, 2027–2037. https://doi.org/10.1017/S1751731114002134

Dow, K., Berkhout, F., Preston, B.L., Klein, R.J.T., Midgley, G., Shaw, M.R., 2013. Limits to adaptation. Nature Climate Change 3, 305–307. https://doi.org/10.1038/nclimate1847

Doyle, U., Ristow, M., 2006. Biodiversitäts- und Naturschutz vor dem Hintergrund des Klimawandels. Für einen dynamischen integrativen Schutz der biologischen Vielfalt. Naturschutz und Landschaftsplanung 38, 101–107.

Duflot, R., Eyvindson, K., Mönkkönen, M., 2022. Management diversification increases habitat availability for multiple biodiversity indicator species in production forests. Landscape Ecology 37, 443–459. https://doi.org/10.1007/s10980-021-01375-8

Dullinger, I., Wessely, J., Bossdorf, O., Dawson, W., Essl, F., Gattringer, A., Klonner, G., Kreft, H., Kuttner, M., Moser, D., Pergl, J., Pyšek, P., Thuiller, W., van Kleunen, M., Weigelt, P., Winter, M., Dullinger, S., 2017. Climate change will increase the naturalization risk from garden plants in Europe: Naturalization risk from garden plants. Global Ecol. Biogeogr. 26, 43–53. https://doi.org/10.1111/geb.12512

Dullinger, S., Gattringer, A., Thuiller, W., Moser, D., Zimmermann, N.E., Guisan, A., Willner, W., Plutzar, C., Leitner, M., Mang, T., Caccianiga, M., Dirnböck, T., Ertl, S., Fischer, A., Lenoir, J., Svenning, J.-C., Psomas, A., Schmatz, D.R., Silc, U., Vittoz, P., Hülber, K., 2012. Extinction debt of high-mountain plants under twenty-first-century climate change. Nature Climate Change 2, 619–622. https://doi.org/10.1038/nclimate1514

Dumont, B., Andueza, D., Niderkorn, V., Lüscher, A., Porqueddu, C., Picon-Cochard, C., 2015. A meta-analysis of climate change effects on forage quality in grasslands: specificities of mountain and Mediterranean areas. Grass and Forage Science 70, 239–254. https://doi.org/10.1111/gfs.12169

Dunn, S.M., Brown, I., Sample, J., Post, H., 2012. Relationships between climate, water resources, land use and diffuse pollution and the significance of uncertainty in climate change. Journal of Hydrology 434–435, 19–35. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.02.039

Dyderski, M.K., Paź, S., Frelich, L.E., Jagodziński, A.M., 2018. How much does climate change threaten European forest tree species distributions? Global Change Biology 24, 1150–1163. https://doi.org/10.1111/gcb.13925

Ebrahimi, E., Manschadi, A.M., Neugschwandtner, R.W., Eitzinger, J., Thaler, S., Kaul, H.-P., 2016. Assessing the impact of climate change on crop management in winter wheat – a case study for Eastern Austria. The Journal of Agricultural Science 154, 1153–1170. https://doi.org/10.1017/S0021859616000083

Ebrahimiyan, M., Majidi, M.M., Mirlohi, A., Noroozi, A., 2013. Physiological traits related to drought tolerance in tall fescue. Euphytica 190, 401–414. https://doi.org/10.1007/s10681-012-0808-8

EC, 2013. Grüne Infrastruktur (GI) – Aufwertung des europäischen Naturkapitals. Europäische Kommission, Brüssel.

Eckhart, T., Pötzelsberger, E., Koeck, R., Thom, D., Lair, G.J., van Loo, M., Hasenauer, H., 2019. Forest stand productivity derived from site conditions: an assessment of old Douglas-fir stands (Pseudotsuga menziesii (Mirb.) Franco var. menziesii) in Central Europe. Annals of Forest Science 76, 19. https://doi.org/10.1007/s13595-019-0805-3

EEA, 2020. CICES Towards a common classification of ecosystem services. https://cices.eu/ (accessed 7.15.20).

EEA, 2017a. European Union Emission Inventory Report. 1990–2015 under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (LRTAP), EEA Report No 9/2017. European Environment Agency, Luxembourg.

EEA, 2017b. Air quality in Europe – 2017 report. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.

EEA – European Environment Agency, 2009. Water resources across Europe – confronting water scarcity and drought. (No. EEA Report No. 2/2009.). Kopenhagen, Dänemark.

Egarter Vigl, L., Tasser, E., Williams, S., Tappeiner, U., 2017. Defining suitable zones for viticulture on the basis of landform and environmental characteristics: a case study from the South Tyrolean Alps.

Eitzinger, J., 2010. Der Klimawandel – seine Auswirkungen auf agrarmeteorologische Aspekte und Anpassungsoptionen für die Landwirtschaft im europäischen Kontext. Ländlicher Raum 2010, 1–11.

Eitzinger, J., 2007. Einfluss des Klimawandels auf die Produktionsrisiken in der österreichischen Landwirtschaft und mögliche Anpassungsstrategien. Ländlicher Raum 2007, 1–8.

Eitzinger, J., Kersebaum, K.C., Formayer, H., 2009a. Landwirtschaft im Klimawandel: Auswirkungen und Anpassungsstrategien für die Land- und Forstwirtschaft in Mitteleuropa. Agrimedia GmbH, Wien.

Eitzinger, J., Kersebaum, K.-Ch., 2016. Klimawandel und Pflanzenbau. Geographische Rundschau 3/2016, 4–11.

Eitzinger, J., Kubu, G., Alexandrov, V., Utset, A., Mihailovic, D.T., Lalic, B., Trnka, M., Zalud, Z., Semeradova, D., Ventrella, D., Anastasiou, D.P., Medany, M., Altaher, S., Olejnik, J., Lesny, J., Nemeshko, N., Nikolaev, M., Simota, C., Cojocaru, G., 2009a. Adaptation of vulnerable regional agricultural systems in Europe to climate change – results from the ADAGIO project. Advances in Science and Research. 3, 133–135. https://doi.org/10.5194/asr-3-133-2009

Eitzinger, J., Trnka, M., Semerádová, D., Thaler, S., Svobodová, E., Hlavinka, P., Šiška, B., Takáč, J., Malatinská, L., Nováková, M., Dubrovský, M., Žalud, Z., 2013. Regional climate change impacts on agricultural crop production in Central and Eastern Europe – hotspots, regional differences and common trends. The Journal of Agricultural Science 151, 787–812. https://doi.org/10.1017/S0021859612000767

Elfert, S., Bormann, H., 2010. Simulated impact of past and possible future land use changes on the hydrological response of the Northern German lowland ‚Hunte' catchment. Journal of Hydrology 383, 245–255. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.12.040

Ellison, A.M., Bank, M.S., Clinton, B.D., Colburn, E.A., Elliott, K., Ford, C.R., Foster, D.R., Kloeppel, B.D., Knoepp, J.D., Lovett, G.M., Mohan, J., Orwig, D.A., Rodenhouse, N.L., Sobczak, W.V., Stinson, K. A., Stone, J.K., Swan, C.M., Thompson, J., Von Holle, B., Webster, J.R., 2005. Loss of foundation species: consequences for the structure and dynamics of forested ecosystems. Frontiers in Ecology and the Environment 3, 479–486. https://doi.org/10.1890/1540-9295(2005)003[0479:LOFSCF]2.0.CO;2

Ellmauer, S., 2019. Almwirtschaft und Grünland zunehmend unter Druck. Der Alm- und Bergbauer 2019, 9–11.

Ellwanger, G., Ssymank, A., Essl, F., Rabitsch, W., 2013. Bedeutung der Schutzgebietsnetze im Klimawandel, in: Essl, F., Rabitsch, W. (Eds.), Biodiversität Und Klimawandel – Auswirkungen Und Handlungsoptionen Für Den Naturschutz in Mitteleuropa. Springer, Berlin, Heidelberg, p. 457.

Enggist, A., 2019. Untersaaten als Herbizidersatz? Erfahrungen mit Untersaaten im Rapsanbau zur Unkrautkontrolle. LOP Landwirtschaft ohne Pflug 07/2019, 35–41.

Englisch, M., Formayer, H., Katzensteiner, K., Klebinder, K., Klosterhuber, R., Lexer, M.J., Wilhelmy, M., Winkler, G., Vacik, H., 2019. Was kann eine dynamische Waldtypisierung leisten? BFW PraxisInfo 49, 22–24.

Erhart, E., Hartl, W., 2010. Compost use in organic Farming, in: Genetic Engineering, Biofertilization, Soil Quality and Organic Farming., Sustainable Agriculture Reviews. Springer, Dortrecht, Deutschland, pp. 311–345.

Ertl, P., Klocker, H., Hörtenhuber, S., Knaus, W., Zollitsch, W., 2015. The net contribution of dairy production to human food supply: The case of Austrian dairy farms. Agricultural Systems 137, 119–125. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2015.04.004

Essl, F., Rabitsch, W. (Eds.), 2013. Biodiversität und Klimawandel – Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-29692-5

EU 844, 2018. Richtlinie (EU) 2018/844 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. Mai 2018 zur Änderung der Richtlinie 2010/31/EU über die Gesamtenergieeffizienz von Gebäuden und der Richtlinie 2012/27/EU über Energieeffizienz

EU 2284, 2016 Richtlinie (EU) 2016/2284 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 14. Dezember 2016 über die Reduktion der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe, zur Änderung der Richtlinie 2003/35/EG und zur Aufhebung der Richtlinie 2001/81/EG

Everett, G., Lamond, J.E., Morzillo, A.T., Matsler, A.M., Chan, F.K.S., 2018. Delivering Green Streets: an exploration of changing perceptions and behaviours over time around bioswales in Portland, Oregon. Journal of Flood Risk Management 11, S973–S985. https://doi.org/10.1111/jfr3.12225

Exner, A., EB & P Umweltbüro GmbH, 2011. Teilbericht 4A: Ökologische und soziale Folgan der Biomasseproduktion für energetische Zwecke. Die Situation in (potentiellen) Exportländern mit Fokus auf den Globalen Süden und dem Fallbeispiel Tanzania (Studie). Klagenfurt.

Eyvindson, K., Repo, A., Mönkkönen, M., 2018. Mitigating forest biodiversity and ecosystem service losses in the era of bio-based economy. Forest Policy and Economics 92, 119–127. https://doi.org/10.1016/j.forpol.2018.04.009

Fahrig, L., 2001. How much habitat is enough? Biological Conservation 100, 65–74. https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00208-1

Falasca, S., Ciancio, V., Salata, F., Golasi, I., Rosso, F., Curci, G., 2019. High albedo materials to counteract heat waves in cities: An assessment of meteorology, buildings energy needs and pedestrian thermal comfort. Building and Environment 163, 106242. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2019.106242

Falk, D.A., van Mantgem, P.J., Keeley, J.E., Gregg, R.M., Guiterman, C.H., Tepley, A.J., JN Young, D., Marshall, L.A., 2022. Mechanisms of forest resilience. Forest Ecology and Management 512, 120129. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120129

Falkner, K., Mitter, H., Moltchanova, E., Schmid, E., 2019. A zero-inflated Poisson mixture model to analyse spread and abundance of the Western Corn Rootworm in Austria. Agricultural Systems 174, 105–116. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.04.010

FAO, 2010. Global forest resources assessment 2010. Main report (No. 163), FAO Forestry Paper. FAO, Rome.

Felton, A., Gustafsson, L., Roberge, J.-M., Ranius, T., Hjältén, J., Rudolphi, J., Lindbladh, M., Weslien, J., Rist, L., Brunet, J., Felton, A.M., 2016. How climate change adaptation and mitigation strategies can threaten or enhance the biodiversity of production forests: Insights from Sweden. Biological Conservation 194, 11–20. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.11.030

Feusthuber, E., Mitter, H., Schönhart, M., Schmid, E., 2017. Integrated modelling of efficient crop management strategies in response to economic damage potentials of the Western Corn Rootworm in Austria. Agricultural Systems 157, 93–106. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.07.011

Fezzi, C., Harwood, A.R., Lovett, A.A., Bateman, I.J., 2015. The environmental impact of climate change adaptation on land use and water quality. Nature Climate Change 5, 255–260. https://doi.org/10.1038/nclimate2525

Filipancic, A., 2008. Kulturlandschaftsdynamik und Nutzungskonflikte im Suburbanisierungsgürtel der Stadt Graz unter besonderer Berücksichtigung der Marktgemeinde Laßnitzhöhe (Dissertation). Universität Graz, Graz.

Fischl, A. von K. in M. im T., Surböck, A., Kranzler, A., Dierauer, H., Grausgruber-Gröger, S., Moyses, A., 2020. Anbau von Körnerleguminosen in Mischkultur im Trockengebiet. Ländliches Fortbildungsinstitut Österreich, Wien.

Flamm, C., Engel, C., Pauk, J., 2012. Einfluss von Trockenheit auf pflanzenbauliche Parameter, Ertrag und Qualität bei Winterweizen. Presented at the ALVA Jahrestagung 2012.

Fließbach, A., Schmid, H., Niggli, U., 2008. Die Vorteile des Ökolandbaus für das Klima. Ökologie & Landbau, Heft 145, 17–19.

Foldal, C.B., Kasper, M., Ecker, E., Zechmeister-Boltenstern, S., 2019. Evaluierung verschiedener ÖPUL Maßnahmen in Hinblick auf die Reduktion von Treibhausgasemissionen, insbesondere Lachgas, Endbericht (Forschungsauftrag). Universität für Bodenkultur, Wien.

Ford, J.D., King, D., 2015. A framework for examining adaptation readiness. Mitigation and Adaption Strategies for Global Change 20, 505–526. https://doi.org/10.1007/s11027-013-9505-8

FOREST EUROPE, 2020. State of Europe's Forest 2020, Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe – FOREST EUROPE Bratislava.

FOREST EUROPE, UNECE, FAO, 2011. State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe, Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe FOREST EUROPE, Oslo.

Forzieri, G., Girardello, M., Ceccherini, G., Spinoni, J., Feyen, L., Hartmann, H., Beck, P.S.A., Camps-Valls, G., Chirici, G., Mauri, A., Cescatti, A., 2021. Emergent vulnerability to climate-driven disturbances in European forests. Nature Communications 12, 1081. https://doi.org/10.1038/s41467-021-21399-7

Fox, D.M., Witz, E., Blanc, V., Soulié, C., Penalver-Navarro, M., Dervieux, A., 2012. A case study of land cover change (1950–2003) and runoff in a Mediterranean catchment. Applied Geography 32, 810–821. https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2011.07.007

Frank, A., Howe, G.T., Sperisen, C., Brang, P., Clair, J.B.St., Schmatz, D.R., Heiri, C., 2017a. Risk of genetic maladaptation due to climate change in three major European tree species. Global Change Biology 23, 5358–5371. https://doi.org/10.1111/gcb.13802

Frank, A., Sperisen, C., Howe, G.T., Brang, P., Walthert, L., St.Clair, J.B., Heiri, C., 2017b. Distinct genecological patterns in seedlings of Norway spruce and silver fir from a mountainous landscape. Ecology 98, 211–227. https://doi.org/10.1002/ecy.1632

Frankham, R., 2015. Genetic rescue of small inbred populations: meta-analysis reveals large and consistent benefits of gene flow. Molecular Ecology 24, 2610–2618. https://doi.org/10.1111/mec.13139

Frantzeskaki, N., Borgström, S., Gorissen, L., Egermann, M., Ehnert, F., 2017. Nature-Based Solutions Accelerating Urban Sustainability Transitions in Cities: Lessons from Dresden, Genk and Stockholm Cities, in: Kabisch, N., Korn, H., Stadler, J., Bonn, A. (Eds.), Nature-based Solutions to Climate Change Adaptation in Urban Areas: Linkages between Science, Policy and Practice. Springer, Cham, p. 342.

Freidl, G.S., Spruijt, I.T., Borlée, F., Smit, L.A., van Gageldonk-Lafeber, A.B., Heederik, D.J., Yzermans, J., van Dijk, C.E., Maassen, C.B., van der Hoek, W., 2017. Livestock-associated risk factors for pneumonia in an area of intensive animal farming in the Netherlands. PloS one 12, e0174796.

Fréjaville, T., Vizcaíno-Palomar, N., Fady, B., Kremer, A., Benito Garzón, M., 2020. Range margin populations show high climate adaptation lags in European trees. Global Change Biology 26, 484–495. https://doi.org/10.1111/gcb.14881

Frenck, G., Leitinger, G., Obojes, N., Hofmann, M., Newesely, C., Deutschmann, M., Tappeiner, U., Tasser, E., 2018. Community-specific hydraulic conductance potential of soil water decomposed for two Alpine grasslands by small-scale lysimetry. Biogeosciences 15, 1065–1078. https://doi.org/10.5194/bg-15-1065-2018

Fricke, E., 2009. Stoffverlagerungen durch Bewässerung in Niedersachsen, in: Landbauforschung Sonderheft. Presented at the Wasser im Gartenbau, Dirksmeyer, W. und Sourell, H. (Hrsg.). Johann-Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig, pp. 59–62.

Fuchs, S., Röthlisberger, V., Thaler, T., Zischg, A., Keiler, M., 2017. Natural Hazard Management from a Coevolutionary Perspective: Exposure and Policy Response in the European Alps. Annals of the American Association of Geographers 107, 382–392. https://doi.org/10.1080/24694452.2016.1235494

Füssel, H.-M., 2007. Adaptation planning for climate change: concepts, assessment approaches, and key lessons. Sustainability Science 2, 265–275. https://doi.org/10.1007/s11625-007-0032-y

Gallardo, B., Aldridge, D.C., González-Moreno, P., Pergl, J., Pizarro, M., Pyšek, P., Thuiller, W., Yesson, C., Vilà, M., 2017. Protected areas offer refuge from invasive species spreading under climate change. Global Change Biology 23, 5331–5343. https://doi.org/10.1111/gcb.13798

García-Dorado, A., Caballero, A., 2021. Neutral genetic diversity as a useful tool for conservation biology. Conservation Genetics 22, 541–545. https://doi.org/10.1007/s10592-021-01384-9

Garnett, T., Appleby, M.C., Balmford, A., Bateman, I.J., Benton, T.G., Bloomer, P., Burlingame, B., Dawkins, M., Dolan, L., Fraser, D., Herrero, M., Hoffmann, I., Smith, P., Thornton, P.K., Toulmin, C., Vermeulen, S.J., Godfray, H.C.J., 2013. Sustainable Intensification in Agriculture: Premises and Policies. Science 341, 33. https://doi.org/10.1126/science.1234485

Gauzere, J., Klein, E.K., Brendel, O., Davi, H., Oddou-Muratorio, S., 2020. Microgeographic adaptation and the effect of pollen flow on the adaptive potential of a temperate tree species. New Phytologist 227, 641–653. https://doi.org/10.1111/nph.16537

Gaviria, J., Chakraborty, D., Bednarova, D., Bolte, A., Buchacher, R., Bouissou, C., Hazarika, R., Henning, L., Kowalczyk, J., Longauer, R., Listiburek, M., Nagy, L., Schnabel, G., Stejskal, J., Tomaskova, I., Schüler, S., 2019. Conservation and sustainable utilization of forest tree diversity in climate change. SUSTREE Policy Brief No. 1, Output of the INTERREG CENTRAL EUROPE Programme 2014–2020. Göttingen, Open Agrar Repositorium. https://doi.org/10.3220/DATA20191016112803

Gebhardt, T., Häberle, K.-H., Matyssek, R., Schulz, C., Ammer, C., 2014. The more, the better? Water relations of Norway spruce stands after progressive thinning. Agricultural and Forest Meteorology 197, 235–243. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.05.013

Geiser, E., 2018. How many animal species are there in Austria? Update after 20 Years. Acta ZooBot Austria 155/2, 1–18.

Gentsch, N., Boy, J., Batalla, J.D.K., Heuermann, D., von Wirén, N., Schweneker, D., Feuerstein, U., Groß, J., Bauer, B., Reinhold-Hurek, B., Hurek, T., Céspedes, F.C., Guggenberger, G., 2020. Catch crop diversity increases rhizosphere carbon input and soil microbial biomass. Biology and Fertility of Soils 56, 943–957. https://doi.org/10.1007/s00374-020-01475-8

George, J.-P., Grabner, M., Campelo, F., Karanitsch-Ackerl, S., Mayer, K., T. Klumpp, R., Schueler, S., 2019. Intra-specific variation in growth and wood density traits under water-limited conditions: Long-term-, short-term-, and sudden responses of four conifer tree species. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.478

George, J.-P., Grabner, M., Karanitsch-Ackerl, S., Mayer, K., Weißenbacher, L., Schueler, S., Mäkelä, A., 2017. Genetic variation, phenotypic stability, and repeatability of drought response in European larch throughout 50 years in a common garden experiment. Tree Physiology 37, 33–46. https://doi.org/10.1093/treephys/tpw085

George, J.-P., Schueler, S., Karanitsch-Ackerl, S., Mayer, K., Klumpp, R.T., Grabner, M., 2015. Inter- and intra-specific variation in drought sensitivity in Abies spec. and its relation to wood density and growth traits. Agricultural and Forest Meteorology 214–215, 430–443. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.08.268

George, J.-P., Theroux-Rancourt, G., Rungwattana, K., Scheffknecht, S., Momirovic, N., Neuhauser, L., Weißenbacher, L., Watzinger, A., Hietz, P., 2020. Assessing adaptive and plastic responses in growth and functional traits in a 10-year-old common garden experiment with pedunculate oak (Quercus robur L.) suggests that directional selection can drive climatic adaptation. Evolutionary Applications 13, 2422–2438. https://doi.org/10.1111/eva.13034

Gillner, S., Vogt, J., Tharang, A., Dettmann, S., Roloff, A., 2015. Role of street trees in mitigating effects of heat and drought at highly sealed urban sites. Landscape and Urban Planning 143, 33–42. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.06.005

Gimenez-Maranges, M., Breuste, J., Hof, A., 2020. Sustainable Drainage Systems for transitioning to sustainable urban flood management in the European Union: A review. Journal of Cleaner Production 255, 120191. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120191

Gippoliti, S., 2012. Ex situ conservation programmes in European zoological gardens: Can we afford to lose them? Biodiversity and Conservation 21, 1359–1364. https://doi.org/10.1007/s10531-012-0256-8

Gollner, G., Friedel, J.K., Wohlmuth, M.-L., Surböck, A., 2019. Systeme reduzierter Bodenbearbeitung im Trockengebiet Österreichs – Macht reduzierte Bodenbearbeitung den Boden klimafitter?

Gömann, H., Frühauf, C., Lüttger, A., Weigel, H.-J., 2017. Landwirtschaft, in: Brasseur, G.P., Jacob, D., Schuck-Zöller, S. (Eds.), Klimawandel in Deutschland: Entwicklung, Folgen, Risiken Und Perspektiven. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 183–191. https://doi.org/10.1007/978-3-662-50397-3_18

Goonetilleke, A., Liu, A., Managi, S., Wilson, C., Gardner, T., Bandala, E.R., Walker, L., Holden, J., Wibowo, M. A., Suripin, S., Joshi, H., Bonotto, D.M., Rajapaksa, D., 2017. Stormwater reuse, a viable option: Fact or fiction? Economic Analysis and Policy 56, 14–17. https://doi.org/10.1016/j.eap.2017.08.001

Grabenweger, G., 2008. Der Maiswurzelbohrer.

Grabherr, G., Gottfried, M., Pauli, H., 2011. Global Change Effects on Alpine Plant Diversity, in: Zachos, F.E., Habel, J.C. (Eds.), Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Conservation Priority Areas. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 149–163. https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_8

Graf, R., Jenny, M., Chevillat, V., Weidmann, G., Hagist, D., Pfiffner, L., 2016. Biodiversität auf dem Landwirtschaftsbetrieb. Ein Handbuch für die Praxis. Schweizerische Vogelwarte Sempach, Forschungsinstitut für biologischen Landbau.

Grasso, M., 2010. Introduction, in: Justice in Funding Adaptation under the International Climate Change Regime. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 1–10. https://doi.org/10.1007/978-90-481-3439-7_1

Greenpeace, 2018. Antibiotika und (multi-)resistente Keime in der Tierhaltung. Fehlentwicklungen und Gefahren für die Humanmedizin.

Gregory, R.D., Vorisek, P., Van Strien, A., Gmelig Meyling, A.W., Jiguet, F., Fornasari, L., Reif, J., Cylarecki, P., Burfield, I.J., 2007. Population trends of widespread woodland birds in Europe. Ibis 149, 78–97. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2007.00698.x

Grimm, V., Wissel, C., 1997. Babel, or the ecological stability discussions: an inventory and analysis of terminology and a guide for avoiding confusion. Oecologia 109, 323–334. https://doi.org/10.1007/s004420050090

Grocholl, J., 2011. Effiziente Wassernutzung im Ackerbau Nord-Ost-Niedersachsens: Möglichkeiten zur Anpassung an den prognostizierten Klimawandel. Literaturübersicht (Projektbericht). Uelzen, Deutschland.

Grosse, M., Heß, J., 2016. N-Lieferung und Beikrautunterdrückung dreier Zwischenfruchtarten. Naturland Nachrichten 01/2016, 39–40.

Gruda, N., Bisbis, M., Tanny, J., 2019. Influence of climate change on protected cultivation: Impacts and sustainable adaptation strategies – A review. Journal of Cleaner Production 225, 481–495. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.210

Grüneis, H., Penker, M., Höferl, K.-M., Schermer, M., Scherhaufer, P., 2018. Why do we not pick the low-hanging fruit? Governing adaptation to climate change and resilience in Tyrolean mountain agriculture. Land Use Policy 79, 386–396. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.08.025

Gschwantner, T., 2019. Holzvorrat auf neuem Höchststand. BFW Praxisinfo 50, 8–12.

Gschwantner, T., Prskawetz, M., 2005. Sekundäre Nadelwälder in Österreich. BFW-Praxisinformation 6, 11–13.

Gschwantner, T., Russ, W., Freudenschuss, A., Zaunbauer, F., Schadauer, K., Koukal, T., Ols, C., Bontemps, J.-D., Bauernhansl, C., Schöttl, S., Aufreiter, C., Löw, M., 2019. Zwischenauswertung der Waldinventur 2016/18. BFW-Praxisinformationen 50, 3–39.

Guerini Filho, M., Kuplich, T.M., Quadros, F.L.F.D., 2020. Estimating natural grassland biomass by vegetation indices using Sentinel 2 remote sensing data. International Journal of Remote Sensing 41, 2861–2876. https://doi.org/10.1080/01431161.2019.1697004

Gustafsson, L., Baker, S.C., Bauhus, J., Beese, W.J., Brodie, A., Kouki, J., Lindenmayer, D.B., Lõhmus, A., Pastur, G.M., Messier, C., Neyland, M., Palik, B., Sverdrup-Thygeson, A., Volney, W.J.A., Wayne, A., Franklin, J.F., 2012. Retention Forestry to Maintain Multifunctional Forests: A World Perspective. BioScience 62, 633–645. https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.7.6

Gustafsson, L., Bauhus, J., Asbeck, T., Augustynczik, A.L.D., Basile, M., Frey, J., Gutzat, F., Hanewinkel, M., Helbach, J., Jonker, M., Knuff, A., Messier, C., Penner, J., Pyttel, P., Reif, A., Storch, F., Winiger, N., Winkel, G., Yousefpour, R., Storch, I., 2020. Retention as an integrated biodiversity conservation approach for continuous-cover forestry in Europe. Ambio 49, 85–97. https://doi.org/10.1007/s13280-019-01190-1

Guyot, V., Castagneyrol, B., Vialatte, A., Deconchat, M., Jactel, H., 2016. Tree diversity reduces pest damage in mature forests across Europe. Biol. Lett. 12, 20151037. https://doi.org/10.1098/rsbl.2015.1037

Haas, G., Wetterich, F., Köpke, U., 2001. Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. Agriculture, Ecosystems & Environment 83, 43–53. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00160-2

Haberl, A., 2020. Verjüngung von Gebirgswäldern mit schlitzartigen Eingriffen – Evaluierung der Holznutzung mit Mastseilgeräten (Dissertation). Universität der Bodenkultur Wien, Wien.

Hagen, K., Gasienica-Wawrythko, B., Loibl, W., Pauleit, S., Stiles, R., Tötzer, T., Trimmel, H., Köstl, M., Feilmayr, W., 2014a. Smart Environment for Cities: Assessing Urban Fabric Types and Microclimate Responses for Improved Urban Living Conditions. Presented at the REAL CORP 2014, Schrenk, Manfred and Popovich, Vasily V. and Zeile, Peter and Elisei, Peter.

Hagen, K., Gasienica-Wawrytko, B., Loibl, W., Pauleit, S., Stiles, R., Tötzer, T., Trimmel, H., Köstl, M., Feilmayr, W., 2014b. Smart Environment for Smart Cities: Assessing Urban Fabric Types and Microclimate Responses for Improved Urban Living Conditions.

Hahn, G.L., Gaughan, J.B., Mader, T.L., Eigenberg, R.A., 2009. Thermal indices and their applications for livestock environments, in: Livestock Energetics and Thermal Environment Management. American Society of Agricultural and Biological Engineers, pp. 113–130.

Hamidov, A., Helming, K., Bellocchi, G., Bojar, W., Dalgaard, T., Ghaley, B.B., Hoffmann, C., Holman, I., Holzkämper, A., Krzeminska, D., Kvaernø, S.H., Lehtonen, H., Niedrist, G., Øygarden, L., Reidsma, P., Roggero, P.P., Rusu, T., Santos, C., Seddaiu, G., Skarbøvik, E., Ventrella, D., Żarski, J., Schönhart, M., 2018. Impacts of climate change adaptation options on soil functions: A review of European case-studies. Land Degradation & Development 29, 2378–2389. https://doi.org/10.1002/ldr.3006

Hanberry, B.B., Noss, R.F., Safford, H.D., Allison, S.K., Dey, D.C., 2015. Restoration Is Preparation for the Future. Journal of Forestry 113, 425–429. https://doi.org/10.5849/jof.15-014

Hanewinkel, M., Cullmann, D.A., Schelhaas, M.-J., Nabuurs, G.-J., Zimmermann, N.E., 2013. Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. Nature Climate Change 3, 203–207. https://doi.org/10.1038/nclimate1687

Hanewinkel, M., Kuhn, T., Bugmann, H., Lanz, A., Brang, P., 2014. Vulnerability of uneven-aged forests to storm damage. Forestry: An International Journal of Forest Research 87, 525–534. https://doi.org/10.1093/forestry/cpu008

Hannah, L., Midgley, G., Andelman, S., Araújo, M., Hughes, G., Martinez-Meyer, E., Pearson, R., Williams, P., 2007. Protected area needs in a changing climate. Frontiers in Ecology and the Environment 5, 131–138. https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[131:PANIAC]2.0.CO;2

Haslett, J.R., Berry, P.M., Bela, G., Jongman, R.H.G., Pataki, G., Samways, M.J., Zobel, M., 2010. Changing conservation strategies in Europe: a framework integrating ecosystem services and dynamics. Biodivers Conserv 19, 2963–2977. https://doi.org/10.1007/s10531-009-9743-y

Haslinger, K., Hofstätter, M., Kroisleitner, C., Schöner, W., Laaha, G., Holawe, F., Blöschl, G., 2019. Disentangling Drivers of Meteorological Droughts in the European Greater Alpine Region During the Last Two Centuries. Journal of Geophysical Research: Atmospheres 124, 12404–12425. https://doi.org/10.1029/2018JD029527

Haslmayr, H.-P., Baumgarten, A., Schwarz, M., Huber, S., Prokop, G., Sedy, K., Krammer, C., Murer, E., Pock, H., Rodlauer, C., Schaumberger, A., Nadeem, I., Formayer, H., 2018. BEAT – Bodenbedarf für die Ernährungssicherung in Österreich – Endbericht.

Haughey, E., Suter, M., Hofer, D., Hoekstra, N.J., McElwain, J.C., Lüscher, A., Finn, J.A., 2018. Higher species richness enhances yield stability in intensively managed grasslands with experimental distur-

bance. Scientific Reports 8, 15047. https://doi.org/10.1038/s41598-018-33262-9

Hauk, E., 2011. Biodiversität in Österreichs Wald. BFW-Praxisinformation 24, 17–21.

He, B.-J., 2019. Towards the next generation of green building for urban heat island mitigation: Zero UHI impact building. Sustainable Cities and Society 50, 101647. https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101647

Heeb, L., Jenner, E., Cock, M.J.W., 2019. Climate-smart pest management: building resilience of farms and landscapes to changing pest threats. Journal of Pest Science 92, 951–969. https://doi.org/10.1007/s10340-019-01083-y

Heger, T., Bernard-Verdier, M., Gessler, A., Greenwood, A.D., Grossart, H.-P., Hilker, M., Keinath, S., Kowarik, I., Kueffer, C., Marquard, E., Müller, J., Niemeier, S., Onandia, G., Petermann, J.S., Rillig, M.C., Rödel, M.-O., Saul, W.-C., Schittko, C., Tockner, K., Joshi, J., Jeschke, J.M., 2019. Towards an Integrative, Eco-Evolutionary Understanding of Ecological Novelty: Studying and Communicating Interlinked Effects of Global Change. BioScience 69, 888–899. https://doi.org/10.1093/biosci/biz095

Hein, L., 2011. Economic Benefits Generated by Protected Areas: the Case of the HogeVeluwe Forest, the Netherlands. Ecology and Society 16, 13.

Henninger, S., Weber, S., 2019. Handlungsfelder der angewandten Stadtklimatologie, in: Stadtklima. UTB Schöningh, Paderborn, p. 260.

Hepperly, P.R., Douds, D., Seidel, R., 2006. The Rodale Institute Farming Systems Trial 1981 to 2005: long-term analysis of organic and conventional maize and soybean cropping systems, in: Long-Term Field Experiments in Organic Farming. Verlag Dr. Köster, Berlin, pp. 15–31.

Herzog, F., Oehen, B., Weibel, F.P., 2016. 3 Agroforstsysteme, in: Ökologischer Landbau: Grundlagen, Wissensstand Und Herausforderungen. UTB.

Heumesser, C., Fuss, S., Szolgayová, J., Strauss, F., Schmid, E., 2012a. Investment in Irrigation Systems under Precipitation Uncertainty. Water Resources Management 26, 3113–3137. https://doi.org/10.1007/s11269-012-0053-x

Hickler, T., Vohland, K., Feehan, J., Miller, P.A., Smith, B., Costa, L., Giesecke, T., Fronzek, S., Carter, T.R., Cramer, W., Kühn, I., Sykes, M.T., 2012. Projecting the future distribution of European potential natural vegetation zones with a generalized, tree species-based dynamic vegetation model: Future changes in European vegetation zones. Global Ecology and Biogeography 21, 50–63. https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00613.x

Hlásny, T., Zimová, S., Merganičová, K., Štěpánek, P., Modlinger, R., Turčáni, M., 2021. Devastating outbreak of bark beetles in the Czech Republic: Drivers, impacts, and management implications. Forest Ecology and Management 490, 119075. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119075

Hobbs, R.J., Higgs, E., Hall, C.M., Bridgewater, P., Chapin, F.S., Ellis, E.C., Ewel, J.J., Hallett, L.M., Harris, J., Hulvey, K.B., Jackson, S.T., Kennedy, P.L., Kueffer, C., Lach, L., Lantz, T.C., Lugo, A.E., Mascaro, J., Murphy, S.D., Nelson, C.R., Perring, M.P., Richardson, D.M., Seastedt, T.R., Standish, R.J., Starzomski, B.M., Suding, K.N., Tognetti, P.M., Yakob, L., Yung, L., 2014. Managing the whole landscape: historical, hybrid, and novel ecosystems. Frontiers in Ecology and the Environment 12, 557–564. https://doi.org/10.1890/130300

Hockings, M., Stolton, S., Leverington, F., Dudley, N., Courrau, J., 2006. Evaluating Effectiveness: A Framework for Assessing Management Effectiveness of Protected Areas, 2nd edition. ed. ICUN, Gland Switzerland , Cambridge UK.

Hoegh-Guldberg, O., Hughes, L., McIntyre, S., Lindenmayer, D.B., Parmesan, C., Possingham, H.P., Thomas, C.D., 2008. Assisted Colonization and Rapid Climate Change. Science 321, 345. https://doi.org/10.1126/science.1157897

Hoelscher, M.-T., Nehls, T., Jänicke, B., Wessolek, G., 2016. Quantifying cooling effects of facade greening: Shading, transpiration and insulation. Energy and Buildings 114, 283–290. https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2015.06.047

Hofer, D., Suter, M., Buchmann, N., Lüscher, A., 2017. Nitrogen status of functionally different forage species explains resistance to severe drought and post-drought overcompensation. Agriculture, Ecosystems & Environment 236, 312–322. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.11.022

Hofer, D., Suter, M., Haughey, E., Finn, J.A., Hoekstra, N.J., Buchmann, N., Lüscher, A., 2016. Yield of temperate forage grassland species is either largely resistant or resilient to experimental summer drought Journal of Applied Ecology 53, 1023–1034. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12694

Hoffmann, S., Irl, S.D.H., Beierkuhnlein, C., 2019. Predicted climate shifts within terrestrial protected areas worldwide. Nature Communications 10, 1–10. https://doi.org/10.1038/s41467-019-12603-w

Hohmann, P., Haug, B., 2019. Ernährung sichern mit Mischkulturen. Forschen und entwickeln mit der Praxis, für die Praxis. FIBL Tätigkeitsbericht 2018 33.

Holling, C.S., 1973. Resilience and Stability of Ecological Systems. Annual Review of Ecology and Systematics 4, 1–23. https://doi.org/10.1146/annurev.es.04.110173.000245

Honkaniemi, J., Rammer, W., Seidl, R. (2020). Norway spruce at the trailing edge: the effect of landscape configuration and composition on climate resilience. Landscape Ecology, 35(3), 591–606. https://doi.org/10.1007/s10980-019-00964-y

Hoopmann, M., Hehl, O., Neisel, F., 2004. AABEL: Atemwegserkrankungen und Allergien bei Einschulungskindern in ländlichen Regionen. Niedersächsisches Landesgesundheitsamt, Hannover.

Hörtenhuber, S.J., Schauberger, G., Mikovits, C., Schönhart, M., Baumgartner, J., Niebuhr, K., Piringer, M., Anders, I., Andre, K., Hennig-Pauka, I., Zollitsch, W., 2020. The Effect of Climate Change-Induced Temperature Increase on Performance and Environmental Impact of Intensive Pig Production Systems. Sustainability 12, 9442. https://doi.org/10.3390/su12229442

Hübl, J., Tscharner, S., 2015. Wegweiser Naturgefahren: Eine Anleitung zur Berücksichtigung von Naturgefahren im Gebäudeschutz. IAN Report 170, Institut für Alpine Naturgefahren (No. Report 170). Universität für Bodenkultur, Wien.

Huemer, P., Tarmann, G., 2001. Artenvielfalt und Bewirtschaftungsintensität: Problemanalyse am Beispiel der Schmetterlinge auf Wiesen und Weiden Südtirols. Gredleriana 1, 331–418.

Huggins, D.R., Reganold, J.P., 2009. Bodenschutz durch Verzicht auf Pflügen, Spektrum der Wiss.,79–85.

Huss, H., 2013. Neue Erreger im Anmarsch. BIO AUSTRIA Fachzeitschrift für Landwirtschaft und Ökologie 4, 20–21.

Hussain, S.S., Mehnaz, S., Siddique, K.H.M., 2018. Harnessing the Plant Microbiome for Improved Abiotic Stress Tolerance, in: Egamberdieva, D., Ahmad, P. (Eds.), Plant Microbiome: Stress Response. Springer Singapore, Singapore, pp. 21–43. https://doi.org/10.1007/978-981-10-5514-0_2

Hutchings, N.J., Sommer, S.G., Jarvis, S.C., 1996. A model of ammonia volatilization from a grazing livestock farm. Atmospheric Environment 30, 589–599. https://doi.org/10.1016/1352-2310(95)00315-0

Iglesias, A., Garrote, L., 2015. Adaptation strategies for agricultural water management under climate change in Europe. Agricultural Water Management 155, 113–124. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.03.014

Iordan, C.M., Verones, F., Cherubini, F., 2018. Integrating impacts on climate change and biodiversity from forest harvest in Norway. Ecological Indicators 89, 411–421. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.02.034

IPBES, 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental

Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. . IPBES secretariat, Bonn, Germany.

IPBES, 2016. Assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Deutschland.

IPCC, 2016. Klimaänderung 2014: Synthesebericht (Report), Beitrag der Arbeitsgruppen I, II und III zum Fünften Sachstandsbericht des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderung (IPCC). Deutsche IPCC Koordinierungsstelle, Bonn.

IPPC, 2017. Integrated Pollution Prevention and Control [WWW Document]. https://accepta.com/environmental-water-wastewater-knowledge/pollution-control-waste-minimisation-knowledge/301-ippc-integrated-pollution-prevention-control

Irauschek, F., Rammer, W., Lexer, M.J., 2017. Evaluating multifunctionality and adaptive capacity of mountain forest management alternatives under climate change in the Eastern Alps. European Journal of Forest Research 136, 1051–1069. https://doi.org/10.1007/s10342-017-1051-6

Isselstein, J., 2018. Protecting biodiversity in grasslands, in: Marshall, A., Collins, R. (Eds.), Improving Grassland and Pasture Management in Agriculture. Burleigh Dodds Science Publishing, Cambridge, UK, pp. 381–396.

IUCN, 2010. Richtlinien für die Anwendung der IUCN-Managementkategorien für Schutzgebiete. Internationale Union zum Schutz der Natur.

Jacobi, J., Andres, C., Schneider, M., Pillco, M., Calizaya, P., Rist, S., 2014. Carbon stocks, tree diversity, and the role of organic certification in different cocoa production systems in Alto Beni, Bolivia. Agroforest Systems 88, 1117–1132. https://doi.org/10.1007/s10457-013-9643-8

Jactel, H., Brockerhoff, E. G., 2007. Tree diversity reduces herbivory by forest insects. Ecological Letters 10, 835–848. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01073.x

Jactel, H., Moreira, X., Castagneyrol, B., 2021. Tree Diversity and Forest Resistance to Insect Pests: Patterns, Mechanisms, and Prospects. Annual Review of Entomology 66, 277–296. https://doi.org/10.1146/annurev-ento-041720-075234

Jäger, H., Peratoner, G., Tappeiner, U., Tasser, E., 2020. Grassland biomass balance in the European Alps: current and future ecosystem service perspectives. Ecosystem Services 45, 101163. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101163

Jandl, R., Kindermann, G., Foldal, C., Schüler, S., Bouissou, C., 2021. Early Performance of Tree Species in a Mountain Reforestation Experiment. Forests 12. https://doi.org/10.3390/f12020256

Jandl, R., Ledermann, T., Kindermann, G., Freudenschuss, A., Gschwantner, T., Weiss, P., 2018. Strategies for Climate-Smart Forest Management in Austria. Forests 9, 592. https://doi.org/10.3390/f9100592

Janishevski, L., Santamaria, C., Gidda, S.B., Cooper, H.D., Brancalion, P.H.S., 2015. Ecosystem restoration, protected areas and biodiversity conservation. Unasylva 245, 19–27.

Janssens, I. A., Freibauer, A., Schlamadinger, B., Ceulemans, R., Ciais, P., Dolman, A.J., Heimann, M., Nabuurs, G.-J., Smith, P., Valentini, R., Schulze, E.-D., 2005. The carbon budget of terrestrial ecosystems at country-scale – a European case study. Biogeosciences 2, 15–26.

Jarvis, N.J., 2007. A review of non-equilibrium water flow and solute transport in soil macropores: principles, controlling factors and consequences for water quality. European Journal Soil Science 58, 523–546. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2007.00915.x

Jeppsson, K.-H., Olsson, A.-C., Nasirahmadi, A., 2021. Cooling growing/finishing pigs with showers in the slatted area: Effect on animal occupation area, pen fouling and ammonia emission. Livestock Science 243, 104377. https://doi.org/10.1016/j.livsci.2020.104377

Johnston, A., Ausden, M., Dodd, A.M., Bradbury, R.B., Chamberlain, D.E., Jiguet, F., Thomas, C.D., Cook, A.S.C.P., Newson, S.E., Ockendon, N., Rehfisch, M.M., Roos, S., Thaxter, C.B., Brown, A., Crick, H.Q.P., Douse, A., McCall, R.A., Pontier, H., Stroud, D.A., Cadiou, B., Crowe, O., Deceuninck, B., Hornman, M., Pearce-Higgins, J.W., 2013. Observed and predicted effects of climate change on species abundance in protected areas. Nature Climate Change 3, 1055–1061. https://doi.org/10.1038/nclimate2035

Johnston, A.E., Poulton, P.R., Coleman, K., 2009. Soil organic matter: its importance in sustainable agriculture and carbon dioxide fluxes, in: Advances in Agronomy. Elsevier, San Diego, pp. 1–57. https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)00801-8

Kabisch, N., Frantzeskaki, N., Pauleit, S., Naumann, S., Davis, M., Artmann, M., Haase, D., Knapp, S., Korn, H., Stadler, J., Zaunberger, K., Bonn, A., 2016. Nature-based solutions to climate change mitigation and adaptation in urban areas: perspectives on indicators, knowledge gaps, barriers, and opportunities for action. Ecology and Society 21, 39. https://doi.org/10.5751/ES-08373-210239

Kanzler, M., Böhm, C., Mirck, J., Schmitt, D., Veste, M., 2017. Agroforstliche Nutzungsstrategien zur Sicherung der landwirtschaftlichen Produktion im Kontext steigender Urbanisierung und den Folgen des Klimawandels. Presented at the Jahrestagung der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften e. V., Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss., pp. 54–55.

Kapeller, S., Lexer, M.J., Geburek, T., Hiebl, J., Schueler, S., 2012. Intraspecific variation in climate response of Norway spruce in the eastern Alpine range: Selecting appropriate provenances for future climate. Forest Ecology and Management 271, 46–57. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.01.039

Karfusehr, C., Kayser, A., te Gempt, R., Hein, A., Germershausen, L., 2019. Auftreten und Herkunftsbestimmung von Antibiotika in viehstarken Regionen Niedersachsens. Grundwasser 24, 3–11. https://doi.org/10.1007/s00767-018-0407-2

Kavallar, J.J., 2019. Decision – Making Behaviour of Forest Owners in Adapting Forest Management to Climate Change (Masterarbeit). Universität für Bodenkultur, Wien.

Kaye, J.P., Quemada, M., 2017. Using cover crops to mitigate and adapt to climate change. A review. Agronomy for Sustainable Developement 37, 4. https://doi.org/10.1007/s13593-016-0410-x

Keane, R.E., Loehman, R.A., Holsinger, L.M., Falk, D.A., Higuera, P., Hood, S.M., Hessburg, P.F., 2018. Use of landscape simulation modeling to quantify resilience for ecological applications. Ecosphere 9, e02414. https://doi.org/10.1002/ecs2.2414

Kelleghan, D., Hayes, E., Everard, M., Ward, S., Curran, T.P., 2014. The strategic assessment of atmospheric ammonia from intensive agriculture – early stage screening. Biosystems Engineering Research Review 19, 124–129.

Khoury, C., Laliberté, B., Guarino, L., 2010. Trends in ex situ conservation of plant genetic resources: a review of global crop and regional conservation strategies. Genetic Resources and Crop Evolution 57, 625–639. https://doi.org/10.1007/s10722-010-9534-z

Kilian, B., Dempewolf, H., Guarino, L., Werner, P., Coyne, C., Warburton, M.L., 2021. Adapting agriculture to climate change: A walk on the wild side. Crop Science 61, 32–36. https://doi.org/10.1002/csc2.20418

Kim, S.W., Brown, R.D., 2021. Urban heat island (UHI) variations within a city boundary: A systematic literature review. Renewable and Sustainable Energy Reviews 148, 111256. https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111256

Kirchman, D.L., 2011. Processes in Microbial Ecology. Oxford University Press. https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199586936.001.0001

Kirchmann, H., Bergström, L., 2001. Do Organic Farming Practices Reduce Nitrate Leaching? Communications in Soil Science and Plant Analysis 32, 997–1028. https://doi.org/10.1081/CSS-100104101

Kivits, T., Broers, H.P., Beeltje, H., van Vliet, M., Griffioen, J., 2018. Presence and fate of veterinary antibiotics in age-dated groundwater in areas with intensive livestock farming. Environmental Pollution 241, 988–998. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.085

Kleerekoper, L., van Esch, M., Salcedo, T.B., 2012. How to make a city climate-proof, addressing the urban heat island effect. Resources, Conservation and Recycling, Climate Proofing Cities 64, 30–38. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.06.004

Klein, R.J.T., Eriksen, S.E.H., Næss, L.O., Hammill, A., Tanner, T.M., Robledo, C., O'Brien, K.L., 2007. Portfolio screening to support the mainstreaming of adaptation to climate change into development assistance. Climatic Change 84, 23–44. https://doi.org/10.1007/s10584-007-9268-x

Klein, T., Holzkämper, A., Calanca, P., Fuhrer, J., 2014. Adaptation options under climate change for multifunctional agriculture: a simulation study for western Switzerland. Regional Environmental Chnage 14, 167–184. https://doi.org/10.1007/s10113-013-0470-2

Kletzan, D., Kratena, K., 1999. Evaluierung der ökonomischen Effekte von Nationalparks, WIFO-Monatsberichte. WIFO, Wien.

Klik, A., 2013. Water Quality: Soil Erosion, in: Encyclopedia of Environmental Management. Taylor & Francis, New York, pp. 2776–2790.

Klik, A., Eitzinger, J., 2010. Impact of climate change on soil erosion and the efficiency of soil conservation practices in Austria. The Journal of Agricultural Science 148, 529–541. https://doi.org/10.1017/S0021859610000158

Klik, A., Rosner, J., 2020. Long-term experience with conservation tillage practices in Austria: Impacts on soil erosion processes. Soil and Tillage Research 203, 104669. https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104669

Klingler, A., Schaumberger, A., Vuolo, F., Kalmár, L.B., Pötsch, E.M., 2020. Comparison of Direct and Indirect Determination of Leaf Area Index in Permanent Grassland. PFG – Journal of Photogrammetry, Remote Sensing and Geoinformation Science 88, 369–378. https://doi.org/10.1007/s41064-020-00119-8

Koech, R., Langat, P., 2018. Improving irrigation water use efficiency: A review of advances, challenges and opportunities in the Australian context. water 10, 1771. https://doi.org/10.3390/w10121771

Kolbe, H., Zimmer, J., 2015. Leitfaden zur Humusversorgung. Informationen für Praxis, Beratung und Schulung. Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden, Deutschland.

Komainda, M., Küchenmeister, F., Küchenmeister, K., Kayser, M., Wrage-Mönnig, N., Isselstein, J., 2020. Drought tolerance is determined by species identity and functional group diversity rather than by species diversity within multi-species swards. European Journal of Agronomy 119, 126116. https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126116

Komissarov, M. A., Klik, A., 2020. The Impact of No-Till, Conservation, and Conventional Tillage Systems on Erosion and Soil Properties in Lower Austria. Eurasian Soil Science 53, 503–511. https://doi.org/10.1134/S1064229320040079

Körner, C., 2013. Alpine Ecosystem, in: Encyclopedia of Biodiversity, Second Edition. Elsevier Inc., Oxford, pp. 148–157.

Körner, C., Hiltbrunner, E., 2021. Why Is the Alpine Flora Comparatively Robust against Climatic Warming? Diversity 13. https://doi.org/10.3390/d13080383

Krautzer, B., Graiss, W., 2015. Futterpflanzenzüchtung und Generhaltung – was braucht und was bietet das Grünland?, in: Raumberg-Gumpenstein, H. (Ed.), Presented at the 20. Alpenländisches Expertenforum zum Thema „Bedeutung und Funktionen des Pflanzenbestandes im Grünland," HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irdning, pp. 91–98.

Kreibich, H., Christenberger, S., Schwarze, R., 2011. Economic motivation of households to undertake private precautionary measures against floods. Natural Hazards Earth System Science 11, 309–321. https://doi.org/10.5194/nhess-11-309-2011

Krengel, S., Klocke, B., Seidel, P., Freier, B., 2014. 4.3 Veränderungen im Auftreten von Pflanzenkrankheiten, Schädlingen und deren natürlichen Gegenspielern, in: Warnsignal Klima: Gefahren Für Pflanzen, Tiere Und Menschen. Lozán JL; Grassl, H.; Karbe, l. & G. Jendritzky.

Kreyling, J., Schmid, S., Aas, G. (2015). Cold tolerance of tree species is related to the climate of their native ranges. Journal of Biogeography, 42(1), 156–166. https://doi.org/10.1111/jbi.12411

Kreyling, J., Wiesenberg, G.L.B., Thiel, D., Wohlfart, C., Huber, G., Walter, J., Jentsch, A., Konnert, M., Beierkuhnlein, C., 2012. Cold hardiness of Pinus nigra Arnold as influenced by geographic origin, warming, and extreme summer drought. Environmental and Experimental Botany 78, 99–108. https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2011.12.026

Kriegner-Schramml, S., 2021. Maisertrag nach abfrostender bzw. überwinternder Begrünung im Vergleich. Boden.Wasser.Schutz.Blatt Ausgabe Juni 2021, 6–7.

Krosby, M., Tewksbury, J., Haddad, N.M., Hoekstra, J., 2010. Ecological Connectivity for a Changing Climate: Ecological Connectivity. Conservation Biology 24, 1686–1689. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01585.x

Kruijt, B., Witte, J.-P.M., Jacobs, C.M.J., Kroon, T., 2008. Effects of rising atmospheric CO2 on evapotranspiration and soil moisture: A practical approach for the Netherlands. Journal of Hydrology 349, 257–267. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.10.052

Krumm, F., Schluck, A., Sigling, A. (Eds.), 2020. How to balance forestry and biodiversity conservation – A view across Europe. European Forest Institute, Birmensdorf.

Küchenmeister, F., Küchenmeister, K., Kayser, M., Wrage-Mönnig, N., Isselstein, J., 2014. Effects of Drought Stress and Sward Botanical Composition on the Nutritive Value of Grassland Herbage. International Journal of Agriculture and Biology 16, 715–722.

Kurz, W.A., Stinson, G., Rampley, G.J., Dymond, C.C., Neilson, E.T., 2008. Risk of natural disturbances makes future contribution of Canada's forests to the global carbon cycle highly uncertain. PNAS USA 105, 1551. https://doi.org/10.1073/pnas.0708133105

Labonne, S., Kavallar, J., Senitza, F., Lexer, M., Cordonnier, T., 2020. Adapting forest management practices to climate change. Decision factors for forest owners and managers. Results of surveys in the French and Austrian Alps.

Lafond, V., Cordonnier, T., Courbaud, B., 2015. Reconciling Biodiversity Conservation and Timber Production in Mixed Uneven-Aged Mountain Forests: Identification of Ecological Intensification Pathways. Environmental Management 56, 1118–1133. https://doi.org/10.1007/s00267-015-0557-2

Laikre, L., Allendorf, F.W., Aroner, L.C., Baker, C.S., Gregovich, D.P., Hansen, M.M., Jackson, J.A., Kendall, K.C., McKelvey, K., Neel, M.C., Olivieri, I., Ryman, N., Schwartz, M.K., Bull, R.S., Stetz, J.B., Tallmon, D.A., Taylor, B.L., Vojta, C.D., Waller, D.M., Waples, R.S., 2010. Neglect of Genetic Diversity in Implementation of the Convention of Biological Diversity. Conservation Biology 24, 86–88.

Lande, R., 1995. Mutation and Conservation. Conservation Biology 9, 782–791. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1995.09040782.x

Landwirtschaftskammer Steiermark, 2020. Eingeschleppte Schädlinge und Krankheiten bedrohen die Ernte [WWW Document]. https://stmk.lko.at/eingeschleppte-sch%C3%A4dlinge-und-krankheiten-bedrohen-die-ernte+2500+3271768 (accessed 3.7.21).

Langner, A., Irauschek, F., Perez, S., Pardos, M., Zlatanov, T., Öhman, K., Nordström, E.-M., Lexer, M.J., 2017. Value-based ecosystem service trade-offs in multi-objective management in European mountain forests. Ecosystem Services 26, 245–257. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.03.001

Lapin, K., Oettel, J., Steiner, H., Langmaier, M., Sustic, D., Starlinger, F., Kindermann, G., Frank, G., 2019. Invasive alien plant species in unmanaged forest reserves, Austria. NeoBiota 48, 71–96. https://doi.org/10.3897/neobiota.48.34741

Lapin, K., Schüler, S., Oettel, J., Georges, F.-I., Hasslinger, R., Benger, C., 2021. Maßnahmen Katalog: Managementindikatoren zur Erhaltung und Förderung der Biodiversität in österreichischen Wäldern. BFW, Wien.

Lasco, R.D., Delfino, R.J.P., Espaldon, M.L.O., 2014. Agroforestry systems: helping smallholders adapt to climate risks while mitigating climate change. WIREs Climate Change 5, 825–833. https://doi.org/10.1002/wcc.301

Lazic, D., George, J.-P., Rusanen, M., Ballian, D., Pfattner, S., Konrad, H., 2022. Population Differentiation in Acer platanoides L. at the Regional Scale – Laying the Basis for Effective Conservation of Its Genetic Resources in Austria. Forests 13. https://doi.org/10.3390/f13040552

Le Clec'h, S., Finger, R., Buchmann, N., Gosal, A.S., Hörtnagl, L., Huguenin-Elie, O., Jeanneret, P., Lüscher, A., Schneider, M.K., Huber, R., 2019. Assessment of spatial variability of multiple ecosystem services in grasslands of different intensities. Journal of Environmental Management 251, 109372. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109372

Ledermann, T., Jandl, R., Veselinovic, B., Hager, H., Diwold, G., Hochbichler, E., Sommerauer, M., 2010. Ein Ansatz zur Abschätzung der sturminduzierten Ausfallwahrscheinlichkeit von Fichten- und Buchenbeständen des österreichischen Alpenvorlandes., in: Beiträge Zur Forstwissenschaftlichen Tagung 2010in Göttingen. Presented at the Beiträge zur Forstwissenschaftlichen Tagung 2010in Göttingen, Cuvillier, Göttingen, p. 61.

Ledermann, T., Kindermann, G., Jandl, R., Schadauer, K., 2020. Klimawandelanpassungsmaßnahmen im Wald und deren Einfluss auf die CO2-Bilanz. BFW-Praxisinformation 51, 6–13.

Lee, T.M., Jetz, W., 2008. Future battlegrounds for conservation under global change. Proc. R. Soc. B 275, 1261–1270. https://doi.org/10.1098/rspb.2007.1732

Lehmann, P., Ammunét, T., Barton, M., Battisti, A., Eigenbrode, S.D., Jepsen, J.U., Kalinkat, G., Neuvonen, S., Niemelä, P., Terblanche, J.S., Økland, B., Björkman, C., 2020. Complex responses of global insect pests to climate warming. Front Ecol Environ 18, 141–150. https://doi.org/10.1002/fee.2160

Lehtinen, T., Schlatter, N., Baumgarten, A., Bechini, L., Krüger, J., Grignani, C., Zavattaro, L., Costamagna, C., Spiegel, H. (2014). Effect of crop residue incorporation on soil organic carbon and greenhouse gas emissions in European agricultural soils. Soil Use and Management, 30(4), 524–538. https://doi.org/10.1111/sum.12151

Lenoir, J., Graae, B.J., Aarrestad, P.A., Alsos, I.G., Armbruster, W.S., Austrheim, G., Bergendorff, C., Birks, H.J.B., Bråthen, K. A., Brunet, J., Bruun, H.H., Dahlberg, C.J., Decocq, G., Diekmann, M., Dynesius, M., Ejrnæs, R., Grytnes, J.-A., Hylander, K., Klanderud, K., Luoto, M., Milbau, A., Moora, M., Nygaard, B., Odland, A., Ravolainen, V.T., Reinhardt, S., Sandvik, S.M., Schei, F.H., Speed, J.D.M., Tveraabak, L.U., Vandvik, V., Velle, L.G., Virtanen, R., Zobel, M., Svenning, J.-C., 2013. Local temperatures inferred from plant communities suggest strong spatial buffering of climate warming across Northern Europe. Global Change Biology 19, 1470–1481. https://doi.org/10.1111/gcb.12129

Lévesque, M., Rigling, A., Bugmann, H., Weber, P., Brang, P., 2014. Growth response of five co-occurring conifers to drought across a wide climatic gradient in Central Europe. Agricultural and Forest Meteorology 197, 1–12. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.06.001

Lexer, M.J., Stampfer, K., 2022. Bestandesverjüngung im Seilgelände. Österreichische Forstzeitung, 05-2022, 13–16.

Lexer, M.J., Jandl, R., Nabernegg, S., Bednar-Friedl, B., 2015. Forestry, in: Steininger, K.W., König, M., Bednar-Friedl, Birgit, Kranzl, L., Loibl, W., Prettenthaler, F. (Eds.), Economic Evaluation of Climate Change Impacts – Development of a Cross-Sectoral Framework and Results for Austria, Springer Climate. Springer International Publishing, pp. 145–165.

LFI, 2015. Almen standortangepasst bewirtschaften. Vom Wissen zum Handeln. Ländliches Fortbildungsinstitut Österreich, Wien.

Li, Y., Xiong, W., Wang, X., 2019. Does polycentric and compact development alleviate urban traffic congestion? A case study of 98 Chinese cities. Cities 88, 100–111. https://doi.org/10.1016/j.cities.2019.01.017

Lindenmayer, D.B., Franklin, J.F., Fischer, J., 2006. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. Biological Conservation 131, 433–445. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.02.019

Lindenthal, T., Schlatzer, M., 2020. Einfluss von unterschiedlichen Ernährungsweisen auf Klimawandel und Flächeninanspruchnahme in Österreich und Übersee (DIETCCLU). (Endbericht von StartClim2019.B in StartClim2019: Weitere Beiträge zur Umsetzung der österreichischen Anpassungsstrategie). BMLFUW, BMWF, ÖBf, Land Oberösterreich.

Liu, Q., Piao, S., Janssens, I. A., Fu, Y., Peng, S., Lian, X., Ciais, P., Myneni, R.B., Peñuelas, J., Wang, T., 2018. Extension of the growing season increases vegetation exposure to frost. Nature Communications 9, 426. https://doi.org/10.1038/s41467-017-02690-y

Loibl, W., Vuckovic, M., Etminan, G., Ratheiser, M., Tschannett, S., Österreicher, D., 2021. Effects of Densification on Urban Microclimate – A Case Study for the City of Vienna. Atmosphere 12, 511. https://doi.org/10.3390/atmos12040511

Loishandl-Weisz, H., Zethner, G., Wemhöner, U., Zieritz, I., Grath, J., 2013. Stickstoffbilanzen. Berechnung auf GWK-Ebene. Bundeministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

Lstibůrek, M., Schueler, S., El-Kassaby, Y.A., Hodge, G.R., Stejskal, J., Korecký, J., Škorpík, P., Konrad, H., Geburek, T., 2020. In Situ Genetic Evaluation of European Larch Across Climatic Regions Using Marker-Based Pedigree Reconstruction. Frontiers in Genetics 11, 28. https://doi.org/10.3389/fgene.2020.00028

MA, 2003. Millennium Ecosystem Assessment Ecosystems and Human Well-being, a framework for assessment Our Human Planet. World Resources Institut, Washington D.C. Island.

MA 22, 2015. Urban Heat Islands – Strategieplan Wien.

Machatschek, M., 2016. Zur Weidepflege auf den Almen bedarf es mehr Vieh. Der Alm- und Bergbauer 3, 13–16.

Mader, T.L., Davis, M.S., Brown-Brandl, T., 2006. Environmental factors influencing heat stress in feedlot cattle. Journal of Animal Science 84, 712–719.

Maes, J., Paracchini, M., Zulian, G., 2011. A European assessment of the provision of ecosystem services – Towards an atlas of ecosystem services. JRC. https://doi.org/10.2788/63557

Majer, P., Sass, L., Lelley, T., Cseuz, L., Vass, I., Dudits, D., Pauk, J., 2008. Testing drought tolerance of wheat by a complex stress diagnostic system installed in greenhouse. Biologica Szegediensis 52, 97–100.

Malheiro, A.C., Gonçalves, I.N., Fernandes-Silva, A.A., Silvestre, J.C., Conceição, N.S., Paço, T.A., Ferreira, M.I., 2011. Relationships between Relative Transpiration of Grapevines and Plant and Soil Water Status in Portugal's Douro Wine Region, in: Acta Horticulturae. International Society for Horticultural Science (ISHS), Leuven, Belgium, pp. 261–267. https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2011.922.34

Malik, A., Qin, X., Smith, S.C., 2010. Autonomous Adaptation to Climate Change: A Literature Review. IIEP Working Paper 25.

Marchi, M., Paletto, A., Cantiani, P., Bianchetto, E., De Meo, I., 2018. Comparing Thinning System Effects on Ecosystem Services Provision in Artificial Black Pine (Pinus nigra J. F. Arnold) Forests. Forests 9. https://doi.org/10.3390/f9040188

Maroschek, M., Rammer, W., Lexer, M.J., 2015. Using a novel assessment framework to evaluate protective functions and timber production in Austrian mountain forests under climate change. Regional Environmental Change 15, 1543–1555. https://doi.org/10.1007/s10113-014-0691-z

Massatti, R., Winkler, D.E., 2022. Spatially explicit management of genetic diversity using ancestry probability surfaces. Methods in Ecology and Evolution. https://doi.org/10.1111/2041-210X.13902

Masson, V., Bonhomme, M., Salagnac, J.-L., Briottet, X., Lemonsu, A., 2014. Solar panels reduce both global warming and urban heat island. Frontiers in Environmental Science 2. https://doi.org/10.3389/fenvs.2014.00014

Masters, G., Norgrove, L., 2010. Climate change and invasive alien species (CABI Working Paper 1).

Mawdsley, J.R., O'Malley, R., Ojima, D.S., 2009. A Review of Climate-Change Adaptation Strategies for Wildlife Management and Biodiversity Conservation. Conservation Biology 23, 1080–1089.

Mayer, H., 1922–2001 [VerfasserIn], 1984. Waldbau : auf soziologisch-ökologischer Grundlage, 3., neu bearb. Aufl.. ed. Stuttgart [u. a.] : G. Fischer.

Mayer, J., Mäder, P., 2016. Langzeitversuche – Eine Analyse der Ertragsentwicklung, in: Freyer, B. (Hrsg.) Ökologischer Landbau: Grundlagen, Wissensstand Und Herausforderungen.

Mc Carl, B.A., Thayer, A.W., Jones, J.P.H., 2016. The challenge of climate change adaptation for agriculture: An economically oriented review. Journal of Agricultural and Applied Economics 48, 321–344. https://doi.org/10.1017/aae.2016.27

McCann, K.S., 2000. The diversity–stability debate. Nature 405, 228–233. https://doi.org/10.1038/35012234

McDowell, N.G., Allen, C.D., Anderson-Teixeira, K., Aukema, B.H., Bond-Lamberty, B., Chini, L., Clark, J.S., Dietze, M., Grossiord, C., Hanbury-Brown, A., Hurtt, G.C., Jackson, R.B., Johnson, D.J., Kueppers, L., Lichstein, J.W., Ogle, K., Poulter, B., Pugh, T.A.M., Seidl, R., Turner, M.G., Uriarte, M., Walker, A.P., Xu, C., 2020. Pervasive shifts in forest dynamics in a changing world. Science 368. https://doi.org/10.1126/science.aaz9463

McLachlan, J.S., Hellmann, J.J., Swartz, M.W., 2007. A Framework for Debate of Assisted Migration in an Era of Climate Change. Conservation Biology 21, 297–302. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00676.x

Meisser, M., Deléglise, C., Stévenin, L., Mosimann, E., 2015. Auswirkung von Trockenperioden auf Wiesen. Agrarforschung Schweiz 6, 400–407.

Melse, R.W., Ogink, N.W.M., Bosma, A., 2008. Multi-pollutant scrubbers for removal of ammonia, odor, and particulate matter from animal house exhaust air. Mitigating Air Emissions from Animal Feeding Operations Conference, May 2008, Des Moines, USA.

Melse, R.W., Ogink, N.W.M., 2005. Air scrubbing techniques for ammonia and odor reduction at livestock operations: Review of on-farm research in the Netherlands. American Society of Agricultural Engineers 48, 2303e2313.

Merewitz, E., Meyer, W., Bonos, S., Huang, B., 2010. Drought Stress Responses and Recovery of Texas × Kentucky Hybrids and Kentucky Bluegrass Genotypes in Temperate Climate Conditions. Agronomy Journal 102, 258–268. https://doi.org/10.2134/agronj2009.0328

Mikkelson, K.M., Maxwell, R.M., Ferguson, I., Stednick, J.D., McCray, J.E., Sharp, J.O., 2013. Mountain pine beetle infestation impacts: modeling water and energy budgets at the hill-slope scale. Ecohydrology 6, 64–72. https://doi.org/10.1002/eco.278

Mikovits, C., Zollitsch, W., Hörtenhuber, S., Baumgartner, J., Niebuhr, K., Piringer, M., Anders, I., Andre, K., Hennig-Pauka, I., Schönhart, M., Schauberger, G., 2019. Impacts of global warming on confined livestock systems for growing-fattening pigs: simulation of heat stress for 1981 to 2017 in Central Europe. International Journal of Biometeorology 63, 221–230. https://doi.org/10.1007/s00484-018-01655-0

Milad, M., Schaich, H., Konold, W., 2013. How is adaptation to climate change reflected in current practice of forest management and conservation? A case study from Germany. Biodiversity Conservation 22, 1181–1202. https://doi.org/10.1007/s10531-012-0337-8

Milesi, P., Berlin, M., Chen, J., Orsucci, M., Li, L., Jansson, G., Karlsson, B., Lascoux, M., 2019. Assessing the potential for assisted gene flow using past introduction of Norway spruce in southern Sweden: Local adaptation and genetic basis of quantitative traits in trees. Evolutionary Applications 12, 1946–1959. https://doi.org/10.1111/eva.12855

Mina, M., Bugmann, H., Cordonnier, T., Irauschek, F., Klopcic, M., Pardos, M., Cailleret, M., 2017. Future ecosystem services from European mountain forests under climate change. Journal of Applied Ecology 54, 389–401. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12772

Mirtl, M., Bahn, M., Battin, B., Borsdorf, A., Dirnböck, T., Englisch, M., Erschbamer, B., Fuchsberger, J., Gaube, V., Grabherr, G., Gratzer, G., Haberl, H., Klug, D., Kreiner, D., Mayer, R., Schindler, S., Stocker-Kiss, A., Tappeiner, U., Weisse, T., Winiwarter, V., Wolfahrt, G., Zink, R., 2015. Forschung für die Zukunft, LTER-AUSTRIA White Paper,.

Mitchell, J.K., 2003. European River Floods in a Changing World. Risk Analysis 23, 567–574. https://doi.org/10.1111/1539-6924.00337

Mitter, H., Larcher, M., Schönhart, M., Stöttinger, M., Schmid, E., 2019. Exploring Farmers' Climate Change Perceptions and Adaptation Intentions: Empirical Evidence from Austria. Environmental Management. https://doi.org/10.1007/s00267-019-01158-7

Moitzi, G., Neugschwandtner, R.W., Kaul, H.-P., Wagentristl, H., 2019. Energy efficiency of winter wheat in a long-term tillage experiment under Pannonian climate conditions. European Journal of Agronomy 103, 24–31. https://doi.org/10.1016/j.eja.2018.11.002

Montoro, A., Fereres, E., López-Urrea, R., Mañas, F., López-Fuster, P., 2012. Sensitivity of Trunk Diameter Fluctuations in *Vitis vinifera* L. Tempranillo and Cabernet Sauvignon Cultivars. American Journal of Enology and Viticulture 63, 85. https://doi.org/10.5344/ajev.2011.11010

Morales-Castilla, I., García de Cortázar-Atauri, I., Cook, B.I., Lacombe, T., Parker, A., van Leeuwen, C., Nicholas, K. A., Wolkovich, E.M., 2020. Diversity buffers winegrowing regions from climate change losses. PNAS USA 117, 2864. https://doi.org/10.1073/pnas.1906731117

Moser, S., Boykoff, M.T., 2013. Successful Adaptation to Climate Change: Linking Science and Policy in a Rapidly Changing World, 1st ed. Routledge. https://doi.org/10.4324/9780203593882

Moser, S.C., Ekstrom, J.A., 2010. A framework to diagnose barriers to climate change adaptation. Proceedings of the National Academy of Sciences 107, 22026–22031. https://doi.org/10.1073/pnas.1007887107

Mostegl, N.M., Pröbstl-Haider, U., Jandl, R., Haider, W., 2019. Targeting climate change adaptation strategies to small-scale private forest owners. Forest Policy and Economics 99, 83–99. https://doi.org/10.1016/j.forpol.2017.10.001

Müller, J., 2011. Die Anwendung von Lysimetern zur Ermittlung des Wasserhaushaltes in Wäldern des nordostdeutschen Tieflands. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz Heft 12(2011), 37–46.

Müller, K., Magesan, G.N., Bolan, N.S., 2007. A critical review of the influence of effluent irrigation on the fate of pesticides in soil. Agriculture, Ecosystems Environment 120, 93–116. https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.08.016

Müller, M.M., Vacik, H., Valese, E., 2015. Anomalies of the Austrian Forest Fire Regime in Comparison with Other Alpine Countries: A Research Note. Forests 6, 903–913. https://doi.org/10.3390/f6040903

Naess, L.O., 2013. The role of local knowledge in adaptation to climate change: Role of local knowledge in adaptation. WIREs Climate Change 4, 99–106. https://doi.org/10.1002/wcc.204

Naidoo, S., Slippers, B., Plett, J.M., Coles, D., Oates, C.N., 2019. The Road to Resistance in Forest Trees. Frontiers in Plant Science 10. https://doi.org/10.3389/fpls.2019.00273

Nair, P.K., 1993. An Introduction to Agroforestry. Springer Science Business Media, Dordrecht.

Nannipieri, P., Ascher, J., Ceccherini, M.T., Landi, L., Pietramellara, G., Renella, G., Valori, F., 2008. Effects of Root Exudates in Microbial Diversity and Activity in Rhizosphere Soils, in: Nautiyal, C.S., Dion, P. (Eds.), Molecular Mechanisms of Plant and Microbe Coexistence. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 339–365. https://doi.org/10.1007/978-3-540-75575-3_14

Nastran, M., Kobal, M., Eler, K., 2019. Urban heat islands in relation to green land use in European cities. Urban Forestry Urban Greening, Green Infrastructures: Nature Based Solutions for sustainable and resilient cities, Urban Forestry Urban Greening 37, 33–41. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.01.008

Neethling, E., Barbeau, G., Coulon-Leroy, C., Quénol, H., 2019. Spatial complexity and temporal dynamics in viticulture: A review of climate-driven scales. Agricultural and Forest Meteorology 276–277, 107618. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107618

Nesme, T., Withers, P.J.A., 2016. Sustainable strategies towards a phosphorus circular economy. Nutrient Cycling in Agroecosystems 104, 259–264. https://doi.org/10.1007/s10705-016-9774-1

Neugschwandtner, R., Kaul, H.-P., Liebhard, P., Wagentristl, H., 2015. Winter wheat yields in a long-term tillage experimentunder Pannonian climate conditions. Plant, Soil and Environment 61, 145–150. https://doi.org/10.17221/820/2014-PSE

Neugschwandtner, R.W., Száková, J., Pachtrog, V., Tlustoš, P., Černý, J., Kulhánek, M., Kaul, H.-P., Euteneuer, P., Moitzi, G., Wagentristl, H., 2020. Basic soil chemical properties after 15 years in a long-term tillage and crop rotation experiment. International Agrophysics 34, 133–140. https://doi.org/10.31545/intagr/114880

Neumann, M., 2016. Forest Condition Monitoring in Austria – 20 Years Intensive Monitoring Plots (Level II). Waldzustandsmonitoring in Österreich – 20 Jahre Intensivbeobachtungsflächen (Level II). BFW.

Neumann, M., Pucher, C., Lexer, M. (2023). Anpassungsbedarf an den Klimawandel für Wälder in Österreich – Trends, Baumarten und Waldmanagement. In: Hesser, F., Braun, M. (eds) Waldbewirtschaftung in der Klimakrise. Studien zum Marketing natürlicher Ressourcen. Springer Gabler, Wiesbaden

Neuner, S., Albrecht, A., Cullmann, D., Engels, F., Griess, V.C., Hahn, W.A., Hanewinkel, M., Härtl, F., Kölling, C., Staupendahl, K., Knoke, T., 2015. Survival of Norway spruce remains higher in mixed stands under a dryer and warmer climate. Global Change Biology 21, 935–946. https://doi.org/10.1111/gcb.12751

Nguyen, T.T., Ngo, H.H., Guo, W., Wang, X.C., 2020. A new model framework for sponge city implementation: Emerging challenges and future developments. Journal of Environmental Management 253, 109689. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109689

Ni, J., 1999. Mechanistic Models of Ammonia Release from Liquid Manure: a Review. Journal of Agricultural Engineering Research 72, 1–17. https://doi.org/10.1006/jaer.1998.0342

Nicolas, J., Delva, J., Cobut, P., Romain, A.-C., 2008. Development and validating procedure of a formula to calculate a minimum separation distance from piggeries and poultry facilities to sensitive receptors. Atmospheric Environment 42, 7087–7095. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.06.007

Niedermair, M., Lexer, M.J., Plattner, G., Formayer, H., Seidl, R., 2007. Klimawandel Artenvielfalt. Wie klimafit sind Österreichs Wälder, Flüsse und Alpenlandschaften?, Österreichische Bundesforste AG, Purkersdorf

Niehoff, D., Fritsch, U., Bronstert, A., 2002. Land-use impacts on storm-runoff generation: scenarios of land-use change and simulation of hydrological response in a meso-scale catchment in SW-Germany. Journal of Hydrology 267, 80–93. https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00142-7

Niese, G., 2011. Österreichs Schutzwälder sind total überaltert. BFW-Praxisinformation 24, 29–31.

Niggli, U., Riedel, J., Brühl, C., Liess, M., Schulz, R., Altenburger, R., Märländer, B., Bokelmann, W., Heß, J., Reineke, A., Gerowitt, B., 2020. Pflanzenschutz und Biodiversität in Agrarökosystemen, Berichte über Landwirtschaft, 98, 1.

Nikinmaa, L., Lindner, M., Cantarello, E., Jump, A.S., Seidl, R., Winkel, G., Muys, B., 2020. Reviewing the Use of Resilience Concepts in Forest Sciences. Current Forestry Reports 6, 61–80. https://doi.org/10.1007/s40725-020-00110-x

Nolz, R., Cepuder, P., Balas, J., Loiskandl, W., 2016. Soil water monitoring in a vineyard and assessment of unsaturated hydraulic parameters as thresholds for irrigation management. Agricultural Water Management 164, 235–242. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.10.030

Nolz, R., Loiskandl, W., 2017. Evaluating soil water content data monitored at different locations in a vineyard with regard to irrigation control. Soil and Water Research 12, 152–160. https://doi.org/10.17221/9/2016-SWR

Nordbeck, R., Steurer, R., Löschner, L., 2019. The future orientation of Austria's flood policies: from flood control to anticipatory flood risk management. Journal of Environmental Planning and Management 62, 1864–1885. https://doi.org/10.1080/09640568.2018.1515731

Norton, B.A., Coutts, A.M., Livesley, S.J., Harris, R.J., Hunter, A.M., Williams, N.S.G., 2015. Planning for cooler cities: A framework to prioritise green infrastructure to mitigate high temperatures in urban landscapes. Landscape and Urban Planning 134, 127–138. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.10.018

Nothdurft, A., Engel, M., 2020. Climate sensitivity and resistance under pure- and mixed-stand scenarios in Lower Austria evaluated with distributed lag models and penalized regression splines for tree-ring time series. European Journal of Forest Research 139, 189–211. https://doi.org/10.1007/s10342-019-01234-x

Oberleitner, I., Ellmauer, T., Tiefenbach, M., 2007. Schutzgebietsbetreuung in Österreich. Grundsatzpapier der Österreichischen Naturschutzplattform (No. REP-0078). Umweltbundesamt, Wien.

O'Brien, D., Shalloo, L., Patton, J., Buckley, F., Grainger, C., Wallace, M., 2012. A life cycle assessment of seasonal grass-based and confinement dairy farms. Agricultural Systems 107, 33–46. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2011.11.004

Oestreich, W.K., Chapman, M.S., Crowder, L.B., 2020. A comparative analysis of dynamic management in marine and terrestrial systems. Frontiers in Ecology and the Environment 18, 496–504. https://doi.org/10.1002/fee.2243

Oettel, J., Braun, M., Hoch, G., Connell, J., Gschwantner, T., Lapin, K., Schöttl, S., Windisch-Ettenauer, K., Essl, F., Gossner, M.M., 2022. Rapid assessment of feeding traces enables detection of drivers of saproxylic insects across spatial scales. Ecological Indicators 145, 109742. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109742

Oettel, J., Lapin, K., 2021. Linking forest management and biodiversity indicators to strengthen sustainable forest management in Europe. Ecological Indicators 122, 107275. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107275

O'Hara, K.L., 2016. What is close-to-nature silviculture in a changing world? Forestry: An International Journal of Forest Research 89, 1–6. https://doi.org/10.1093/forestry/cpv043

Olden, J.D., LeRoy Poff, N., Douglas, M.R., Douglas, M. E., Fausch, K.D., 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. Trends in Ecology Evolution 19, 18–24. https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.09.010

Oliver, C.D., Larson, B.C., 1990. Forest stand dynamics. McGraw-Hill Inc.

Oral, H.V., Carvalho, P., Gajewska, M., Ursino, N., Masi, F., Hullebusch, E.D. van, Kazak, J.K., Exposito, A., Cipolletta, G., Andersen, T.R., Finger, D.C., Simperler, L., Regelsberger, M., Rous, V., Radinja, M., Buttiglieri, G., Krzeminski, P., Rizzo, A., Dehghanian, K., Nikolova, M., Zimmermann, M., 2020. A review of nature-based solutions for urban water management in European circular cities: a critical assessment based on case studies and literature. Blue-Green Systems 2, 112–136. https://doi.org/10.2166/bgs.2020.932

Orehounig, K., Mahdavi, A., Doppelbauer, E.-M., Loibl, W., Tötzer, T., 2014. Projections of design implications on energy performance of future cities: A case study from Vienna. Sustainable Cities and Society 12, 92–101. https://doi.org/10.1016/j.scs.2014.03.001

Osterburg, B., Runge, T., 2007. Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer: eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, Sonderheft 307. Landbauforschung Völkenrode FAL Agricultural Research., Braunschweig, Deutschland.

Oswald, S.M., Hollosi, B., Žuvela-Aloise, M., See, L., Guggenberger, S., Hafner, W., Prokop, G., Storch, A., Schieder, W., 2020. Using urban climate modelling and improved land use classifications to support climate change adaptation in urban environments: A case study for the city of Klagenfurt, Austria. Urban Climate 31, 100582. https://doi.org/10.1016/j.uclim.2020.100582

Oswald, S.M., Revesz, M., Trimmel, H., Weihs, P., Zamini, S., Schneider, A., Peyerl, M., Krispel, S., Rieder, H.E., Mursch-Radlgruber, E., Lindberg, F., 2019. Coupling of urban energy balance model with 3-D radiation model to derive human thermal (dis)comfort. International Journal of Biometeorology 63, 711–722. https://doi.org/10.1007/s00484-018-1642-z

Parente, G., Bovolenta, S., Golinski, P., Warda, M., Stypinski, P., 2012. The role of grassland in rural tourism and recreation in Europe.

Pascher, K., Hainz-Renetzeder, C., Sachslehner, L., Frank, T., Pachinger, B., 2020. Erfassung der Biodiversität in österreichischen Ackerbaugebieten anhand der Indikatoren Landschaftsstruktur, Gefäßpflanzen, Heuschrecken, Tagfalter und Wildbienen – 2. Erhebungsdurchgang. (Studie im Auftrag der Bundesministerien für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus (BMLRT) sowie für Arbeit, Soziales, Gesundheit und Konsumentenschutz (BMASGK)), Endbericht des Forschungsprojekts GZ BMLFUW-LE.1.3.2/0067-PR/8/2016, Wien.

Patil, R.H., Laegdsmand, M., Olesen, J.E., Porter, J.R., 2010. Growth and yield response of winter wheat to soil warming and rainfall patterns. The Journal of Agricultural Science 148, 553–566. https://doi.org/10.1017/S0021859610000419

Peng, J., Hu, Y., Dong, J., Liu, Q., Liu, Y., 2020. Quantifying spatial morphology and connectivity of urban heat islands in a megacity: A radius approach. Science of The Total Environment 714, 136792. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136792

Peratoner, G., Gottardi, S., Figl, U., Kasal, A., Bodner, A., Thalheimer, M., Berendonk, C., Riehl, G., 2009. Einfluss der Beregnung auf Futterertrag und -qualität von Bergwiesen in Südtirol.

Perfler, R., Unterwainig, M., Mayr, E., Neunteufel, R., 2007. Sicherheit und Qualität in der Trinkwasserversorgung in Österreich – Einflussfaktoren, aktuelle Anforderungen und Initiativen. Österr Wasser- und Abfallw 59, 125–130. https://doi.org/10.1007/s00506-007-0128-8

Perini, K., Bazzocchi, F., Croci, L., Magliocco, A., Cattaneo, E., 2017. The use of vertical greening systems to reduce the energy demand for air conditioning. Field monitoring in Mediterranean climate. Energy and Buildings 143, 35–42. https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2017.03.036

Petersen, U., Weigel, H., 2015. Klimaresilienz durch Agrobiodiversität? Literaturstudie zum Zusammenhang zwischen Elementen der Agrobiodiversität und der Empfindlichkeit von landwirtschaftlichen Produktionssystemen gegenüber dem Klimawandel. (No. 25), Thünen Report.

Petritz, C., 2020. Zwischenfrüchte – ein Schlüssel zum Erfolg. [WWW Document]. Landwirtschaftskammer Kärnten. https://ktn.lko.at/zwischenfr%C3%BCchte-ein-schl%C3%BCssel-zum-erfolg+2500+3235185

Pfeiffer, Eschenbach, Munch, 2017. Boden, in: Klimawandel in Deutschland. Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg, pp. 203–213.

Philippot, L., Raaijmakers, J.M., Lemanceau, P., van der Putten, W.H., 2013. Going back to the roots: the microbial ecology of the rhizosphere. Nat Rev Microbiol 11, 789–799. https://doi.org/10.1038/nrmicro3109

Pittarello, M., Lonati, M., Ravetto Enri, S., Lombardi, G., 2020. Environmental factors and management intensity affect in different ways plant diversity and pastoral value of alpine pastures. Ecological Indicators 115, 106429. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106429

Pöllinger, A., Zentner, A., Brettschuh, S., Lackner, L., Amon, B., Stickler, Y., 2018. Erhebung zum Wirtschaftsdüngermanagement aus der landwirtschaftlichen Tierhaltung in Österreich, Abschlussbericht TI-HALO II, Projekt Nr./Wissenschaftliche Tätigkeit Nr. 3662. BM für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.

Pommerening, A., Murphy, S.T., 2004. A review of the history, definitions and methods of continuous cover forestry with special attention to afforestation and restocking. Forestry 77, 27–44. https://doi.org/10.1093/forestry/77.1.27

Pötsch, E.M., 2012. Optimale Grünlandbewirtschaftung in Bergregionen.

Pötsch, E.M., 2010. Multifunktionalität und Bewirtschaftungsvielfalt im österreichischen Grünland.

Pötsch, E.M., 2009. Einflussfaktoren auf Ertrag und Qualität von Grünlandfutter.

Pötsch, E.M., 2007. Freilandhaltung von Rindern im Konnex zum Aktionsprogramm 2003.

Pötsch, E.M., Herndl, M., Bahn, M., Schaumberger, A., Schweiger, M., Kandolf, M., Reinthaler, D., Schink, M., Adelwöhrer, M., 2019a. ClimGrass – ein innovatives Freilandexperiment zur Erforschung der Folgen des Klimawandels im Grünland.

Pötsch, E.M., Herndl, M., Schaumberger, A., Schweiger, M., Resch, R., Adelwöhrer, M., 2019b. Auswirkung zukünftiger Klimabedingungen auf Ertrag und Futterqualität im Grünland. Presented at the 21. Alpenländisches Expertenforum zum Thema „Klimawandel im Alpenraum – Auswirkungen auf das Ökosystem Grünland und dessen Bewirtschaftung," HBLFA Raumberg-Gumpenstein, ClimGrass, pp. 49–54.

Pötzelsberger, E., Eckhart, T., Hasenauer, H., 2019. Wachstumspotenziale für Douglasie in Österreich und Deutschland. Austrian Journal of Forest Science 2, 69–86.

Pötzelsberger, E., Spiecker, H., Neophytou, C., Mohren, F., Gazda, A., Hasenauer, H., 2020. Growing Non-native Trees in European Forests Brings Benefits and Opportunities but Also Has Its Risks and Limits. Current Forestry Reports 6, 339–353. https://doi.org/10.1007/s40725-020-00129-0

Powers, M., Palik, B., Bradford, J., Fraver, S., Webster, C., 2010. Thinning method and intensity influence long-term mortality trends in a red pine forest. Forest Ecology and Management 260. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.002

Pretzsch, H., Biber, P., Schütze, G., Uhl, E., Rötzer, T., 2014. Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. Nature Communications 5, 4967. https://doi.org/10.1038/ncomms5967

Pretzsch, H., Schütze, G., 2009. Transgressive overyielding in mixed compared with pure stands of Norway spruce and European beech in Central Europe: evidence on stand level and explanation on individual tree level. European Journal of Forest Research 128, 183–204. https://doi.org/10.1007/s10342-008-0215-9

Pretzsch, H., Schütze, G., Uhl, E., 2013. Resistance of European tree species to drought stress in mixed versus pure forests: evidence of stress release by inter-specific facilitation. Plant Biology 15, 483–495. https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.2012.00670.x

Pribulick, C.E., Foster, L.M., Bearup, L.A., Navarre-Sitchler, A.K., Williams, K.H., Carroll, R.W.H., Maxwell, R.M., 2016. Contrasting the hydrologic response due to land cover and climate change in a mountain headwaters system. Ecohydrology 9, 1431–1438. https://doi.org/10.1002/eco.1779

Prieto, I., Violle, C., Barre, P., Durand, J.-L., Ghesquiere, M., Litrico, I., 2015. Complementary effects of species and genetic diversity on productivity and stability of sown grasslands. Nature Plants 1, 15033. https://doi.org/10.1038/nplants.2015.33

Prudencio, L., Null, S.E., 2018. Stormwater management and ecosystem services: a review. Environmental Research Letter 13, 033002. https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaa81a

Prünster, T., 2020. Bewässerung der Berglandwirtschaft in Südtirol, in: Gruenlandmanagement Bibliothek. Presented at the 47. Viehwirtschaftliche Fachtagung 2020, HBLFA Raumberg-Gumpenstein, pp. 109–113.

Puettmann, K.J., 2014. Restoring the Adaptive Capacity of Forest Ecosystems. Journal of Sustainable Forestry 33, S15–S27. https://doi.org/10.1080/10549811.2014.884000

Puettmann, K.J., Coates, D.K.., Messier, C., 2008. A critique of silviculture – managing for complexity. Island Press, United States.

Rabitsch, W., Essl, F., Kruess, I., Nehring, S., Nowack, C., Walther, G.R., 2013. Biologische Invasionen und Klimawandel, in: Essl, F., Rabitsch, W. (Eds.), Biodiversität Und Klimawandel – Auswirkungen Und Handlungsoptionen Für Den Naturschutz in Mitteleuropa. Springer, Berlin, Heidelberg, p. 457.

Radon, K., 2005. Atemwegsgesundheit und Allergiestatus bei jungen Erwachsenen in ländlichen Regionen Niedersachsens – Niedersächsische Lungenstudie. Abschlußbericht. Klinikum der Universität München, Institut und Poliklinik für Arbeits- und Umweltmedizin, München.

Raffa, K.F., Aukema, B.H., Bentz, B.J., Carroll, A.L., Hicke, J.A., Turner, M.G., Romme, W.H., 2008. Cross-scale Drivers of Natural Disturbances Prone to Anthropogenic Amplification: The Dynamics of Bark Beetle Eruptions. BioScience 58, 501–517. https://doi.org/10.1641/B580607

Rahmstorf, 2013. Biodiversität und Klimawandel: Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa. Springer Spektrum, Berlin Heidelberg.

Rammer, W., Brauner, M., Ruprecht, H., Lexer, M.J., 2015. Evaluating the effects of forest management on rockfall protection and timber production at slope scale. null 30, 719–731. https://doi.org/10.1080/02827581.2015.1046911

Rangel, T.F., Loyola, R.D., 2012. Labeling Ecological Niche Models. NatCon 10, 119–126. https://doi.org/10.4322/natcon.2012.030

Rappaport, D.I., Tambosi, L.R., Metzger, J.P., 2015. A landscape triage approach: combining spatial and temporal dynamics to prioritize restoration and conservation. Journal of Applied Ecology 52, 590–601. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12405

Rauw, W.M., Rydhmer, L., Kyriazakis, I., Øverland, M., Gilbert, H., Dekkers, J.C.M., Hermesch, S., Bouquet, A., Gómez Izquierdo, E., Louveau, I., Gomez-Raya, L., 2020. Prospects for sustainability of pig production in relation to climate change and novel feed resources. Journal of the Science of Food and Agriculture https://doi.org/10.1002/jsfa.10338

Reinsch, T., Loges, R., Kluß, C., Taube, F., 2018. Effect of grassland ploughing and reseeding on CO2 emissions and soil carbon stocks. Agriculture, Ecosystems Environment 265, 374–383. https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.06.020

Reinwald, F., Ring, Z., Kraus, F., Kainz, A., Tötzer, T., Damyanovic, D., 2019. Green Resilient City – A framework to integrate the Green and Open Space Factor and climate simulations into everyday planning to support a green and climate-sensitive landscape and urban development. IOP Conf. Ser.: Earth Environmental Science 323, 012082. https://doi.org/10.1088/1755-1315/323/1/012082

Revesz, M., Oswald, S.M., Trimmel, H., Weihs, P., Zamini, S., 2018. Potential increase of Solar Irradiation and its influence of PV-Facades inside an Urban Canyon by increasing the Ground Albedo. Solar Energy 174, 7–15. https://doi.org/10.1016/j.solener.2018.08.037

Richter, S., Kipfer, T., Wohlgemuth, T., Calderón Guerrero, C., Ghazoul, J., Moser, B., 2012. Phenotypic plasticity facilitates resistance to climate change in a highly variable environment. Oecologia 169, 269–279. https://doi.org/10.1007/s00442-011-2191-x

Rieger, S., Richner, W., Streit, B., Frossard, E., Liedgens, M., 2008. Growth, yield, and yield components of winter wheat and the effects of tillage intensity, preceding crops, and N fertilisation. European Journal of Agronomy 28, 405–411. https://doi.org/10.1016/j.eja.2007.11.006

Riley, B., 2017. The state of the art of living walls: Lessons learned. Building and Environment 114, 219–232. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2016.12.016

Rohr, J.R., Mahan, C.G., Kim, K.C., 2009. Response of arthropod biodiversity to foundation species declines: The case of the eastern hemlock. Forest Ecology and Management 258, 1503–1510. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.07.002

Romero-Trigueros, C., Bayona Gambín, J.M., Nortes Tortosa, P.A., Alarcón Cabañero, J.J., Nicolás Nicolás, E., 2019. Determination of Crop Water Stress Index by Infrared Thermometry in Grapefruit Trees Irrigated with Saline Reclaimed Water Combined with Deficit Irrigation. Remote Sensing 11. https://doi.org/10.3390/rs11070757

Ros, M., Klammer, S., Knapp, B., Aichberger, K., Insam, H., 2006. Long-term effects of compost amendment of soil on functional and structural diversity and microbial activity. Soil Use Management 22, 209–218. https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2006.00027.x

Rosenberg, D.K., Noon, B.R., Meslow, E.C., 1997. Biological Corridors: Form, Function, and Efficacy. BioScience 47, 677–687. https://doi.org/10.2307/1313208

Royer-Tardif, S., Boisvert-Marsh, L., Godbout, J., Isabel, N., Aubin, I., 2021. Finding common ground: Toward comparable indicators of adaptive capacity of tree species to a changing climate. Ecology and Evolution 11, 13081–13100. https://doi.org/10.1002/ece3.8024

Rudolph, G., Hörtenhuber, S., Bochicchio, D., Butler, G., Brandhofer, R., Dippel, S., Dourmad, J., Edwards, S., Früh, B., Meier, M., Prunier, A., Winckler, C., Zollitsch, W., Leeb, C., 2018. Effect of Three Husbandry Systems on Environmental Impact of Organic Pigs. Sustainability 10, 3796. https://doi.org/10.3390/su10103796

Rumpf, S.B., Hülber, K., Wessely, J., Willner, W., Moser, D., Gattringer, A., Klonner, G., Zimmermann, N.E., Dullinger, S., 2019. Extinction debts and colonization credits of non-forest plants in the European Alps. Nature Communication10, 4293. https://doi.org/10.1038/s41467-019-12343-x

Russ, W., 2019. Mehr als 4 Millionen Hektar Wald in Österreich. BFW-Praxisinfo 50, 3–7.

Sáenz-Romero, C., Lamy, J.-B., Ducousso, A., Musch, B., Ehrenmann, F., Delzon, S., Cavers, S., Chałupka, W., Dağdaş, S., Hansen, J.K., Lee, S.J., Liesebach, M., Rau, H.-M., Psomas, A., Schneck, V., Steiner, W., Zimmermann, N.E., Kremer, A., 2017. Adaptive and plastic responses of Quercus petraea populations to climate across Europe.

Global Change Biology 23, 2831–2847. https://doi.org/10.1111/gcb.13576

Sailer, M., 2002. Das Glossar der Tiroler Raumordnung.

Sala, O.E., Chapin, Armesto, Berlow, Bloomfield, Dirzo, J., R., Huber-Sanwald, al., E. et, 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. Science 28, 1770–1774.

Sandén, T., Spiegel, H., Stüger, H.-P., Schlatter, N., Haslmayr, H.-P., Zavattaro, L., Grignani, C., Bechini, L., D'Hose, T., Molendijk, L., Pecio, A., Jarosz, Z., Guzmán, G., Vanderlinden, K., Giráldez, J.V., Mallast, J., ten Berge, H., 2018. European long-term field experiments: knowledge gained about alternative management practices. Soil Use Manage 34, 167–176. https://doi.org/10.1111/sum.12421

Santamouris, M., 2013. Using cool pavements as a mitigation strategy to fight urban heat island – A review of the actual developments. Renewable and Sustainable Energy Reviews 26, 224–240. https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.05.047

Santamouris, M., Ding, L., Fiorito, F., Oldfield, P., Osmond, P., Paolini, R., Prasad, D., Synnefa, A., 2017. Passive and active cooling for the outdoor built environment – Analysis and assessment of the cooling potential of mitigation technologies using performance data from 220 large scale projects. Solar Energy, Solar Thermal Heating and Cooling 154, 14–33. https://doi.org/10.1016/j.solener.2016.12.006

Santos, J.A., Fraga, H., Malheiro, A.C., Moutinho-Pereira, J., Dinis, L.-T., Correia, Moriondo, M., Leolini, L., Dibari, C., Costafreda-Aumedes, S., Kartschall, T., Menz, C., Molitor, D., Junk, J., Beyer, M., Schulz, H.-R., 2020. A Review of the Potential Climate Change Impacts and Adaptation Options for European Viticulture. applied science 10, 3092. https://doi.org/10.3390/app10093092

Schauberger, G., Lim, T.-T., Ni, J.-Q., Bundy, D.S., Haymore, B.L., Diehl, C.A., Duggirala, R.K., Heber, A.J., 2013. Empirical model of odor emission from deep-pit swine finishing barns to derive a standardized odor emission factor. Atmospheric Environment 66, 84–90. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.05.046

Schauberger, G., Mikovits, C., Zollitsch, W., Hörtenhuber, S.J., Baumgartner, J., Niebuhr, K., Piringer, M., Knauder, W., Anders, I., Andre, K., Hennig-Pauka, I., Schönhart, M., 2019. Global warming impact on confined livestock in buildings: efficacy of adaptation measures to reduce heat stress for growing-fattening pigs. Climatic Change 156, 567–587. https://doi.org/10.1007/s10584-019-02525-3

Schauberger, G., Piringer, M., Mikovits, C., Zollitsch, W., Hörtenhuber, S.J., Baumgartner, J., Niebuhr, K., Anders, I., Andre, K., Hennig-Pauka, I., Schönhart, M., 2018. Impact of global warming on the odour and ammonia emissions of livestock buildings used for fattening pigs. Biosystems Engineering 175, 106–114. https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2018.09.001

Schauberger, G., Piringer, M., Petz, E., 2001. Separation distance to avoid odour nuisance due to livestock calculated by the Austrian odour dispersion model (AODM). Agriculture, Ecosystems Environment 87, 13–28. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00299-1

Schaumberger, A., Pötsch, E.M., Schweiger, M., 2019. Veränderungen der Vegetationsdynamik unter zukünftigen Klimabedingungen.

Schaumberger, J., Buchgraber, K., Schaumberger, A., 2011. Teilbericht 5b: Landwirtschaftliche Flächennutzungspotenziale in Österreich und Simulation von Produktionsszenarien bis 2050 Arbeitspaket 3: Flächennutzungspotenziale und -szenarien, in: Exner, A., Fleissner, P., Kranzl, L., Kalt, G., Lauk, C., Schriefl, E., Zittel, W. (Eds.), Handlungsempfehlungen Für Eine Entkoppelung Des Österreichischen Produktionssystems von Fossilen Inputs. Die Sicherung Einer Nachhaltigen Landnutzung in Österreich Im Lichte Internationaler Verpflichtungen Und Der Situation in Biomasse-Exportländern.

Scheidl, C., Heiser, M., Kamper, S., Thaler, T., Klebinder, K., Nagl, F., Lechner, V., Markart, G., Rammer, W., Seidl, R., 2020. The influence of climate change and canopy disturbances on landslide susceptibility in headwater catchments. Science of The Total Environment 742, 140588. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140588

Scherba, A., Sailor, D. J., Rosenstiel, T. N., Wamser, C. C. (2011). Modeling impacts of roof reflectivity, integrated photovoltaic panels and green roof systems on sensible heat flux into the urban environment. Building and Environment, 46(12), 2542–2551. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2011.06.012

Schimmelpfennig, S., Anter, J., Heidecke, C., Lange, S., Röttcher, K., Bittner, F., 2018. Bewässerung in der Landwirtschaft. (Tagungsband zur Fachtagung am 11./12.09 in Suderburg), Thünen Working Paper 85.

Schlesinger, W.H., Amundson, R., 2019. Managing for soil carbon sequestration: Let's get realistic. Global Change Biology 25, 386–389. https://doi.org/10.1111/gcb.14478

Schleuning, M., Fründ, J., Schweiger, O., Welk, E., Albrecht, J., Albrecht, M., Beil, M., Benadi, G., Blüthgen, N., Bruelheide, H., Böhning-Gaese, K., Dehling, D.M., Dormann, C.F., Exeler, N., Farwig, N., Harpke, A., Hickler, T., Kratochwil, A., Kuhlmann, M., Kühn, I., Michez, D., Mudri-Stojnić, S., Plein, M., Rasmont, P., Schwabe, A., Settele, J., Vujić, A., Weiner, C.N., Wiemers, M., Hof, C., 2016. Ecological networks are more sensitive to plant than to animal extinction under climate change. Nature Communication7, 13965. https://doi.org/10.1038/ncomms13965

Schmidt, A., Gläser, H., 2013. Anbau von Zwischenfrüchten Auswertung der Versuchsanlagen 2012/13 in Sachsen. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG), Dresden.

Schmidt, M., Hanewinkel, M., Kändler, G., Kublin, E., Kohnle, U., 2010. An inventory-based approach for modeling single-tree storm damage – experiences with the winter storm of 1999in southwestern Germany. Canadian Journal of Forest Research 40, 1636–1652. https://doi.org/10.1139/X10-099

Schodterer, H., 2011. Verjüngung im österreichischen Wald: Defizite im Schutzwald. BFW-Praxisinfo 24, 10–14.

Schodterer, H., 2004. Die Verjüngung des Österreichischen Waldes, Österreichische Waldinventur 2000/02. BFW Praxisinformation 3, 17–20.

Schodterer, H., Lackner, C., 2019. Bundesweites Wildeinflussmonitoring 2016–2018: Periode 1–5. BFW-Praxisinformation 48, 56.

Schodterer, H., Schadauer, K., 1997. Verjüngung ist die Zukunft des Waldes. Beilage zur Österreichischen Forstzeitung 108, 19–21.

Schomakers, J., Mentler, A., Steurer, T., Klik, A., Mayer, H., 2011. Characterization of soil aggregate stability using low intensity ultrasonic vibrations. Int. Agrophys. 25, 165–172.

Schonewald-Cox, C.M., Chambers, S.M., MacBryde, B., Thomas, L. (Eds.), 1983. Genetics and Conservation: A Reference for Managing Wild Animal and Plant Populations. Benjamin/Cummings, Menlo Park.

Schönhart, M., Mitter, H., Schmid, E., Georg, H., Heinrich, G., 2014. Integrated Analysis of Climate Change Impacts and Adaptation Measures in Austrian Agriculture. German Journal of Agricultural Economics 63, 1–21. https://doi.org/10.22004/ag.econ.253157

Schönhart, M., Trautvetter, H., Parajka, J., Blaschke, A.P., Hepp, G., Kirchner, M., Mitter, H., Schmid, E., Strenn, B., Zessner, M., 2018. Modelled impacts of policies and climate change on land use and water quality in Austria. Land Use Policy 76, 500–514. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.02.031

Schueler, S., Falk, W., Koskela, J., Lefèvre, F., Bozzano, M., Hubert, J., Kraigher, H., Longauer, R., Olrik, D.C., 2014. Vulnerability of dynamic genetic conservation units of forest trees in Europe to climate change. Global Change Biology 20, 1498–1511. https://doi.org/10.1111/gcb.12476

Schueler, S., George, J.-P., Karanitsch-Ackerl, S., Mayer, K., Klumpp, R.T., Grabner, M., 2021. Evolvability of drought response in native and non-native conifers opens chances for breeding and assisted gene

flow in Europe. Frontiers Plant Science,12, Article 648312, https://doi.org/10.3389/fpls.2021.648312

Schüler, S., Chakraborty, D., 2021. Limitierende Faktoren für den Douglasienanbau in Mitteleuropa im Klimawandel. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 172, 84–93. https://doi.org/10.3188/szf.2021.0084

Schultz, H.R., Jones, G.V., 2010. Climate Induced Historic and Future Changes in Viticulture. null 21, 137–145. https://doi.org/10.1080/09571264.2010.530098

Schuster, K., Ruhm, W., 2015. Gastbaumarten. Die Landwirtschaft 1–20.

Scott, R.E., Mitchell, S.J., 2005. Empirical modelling of windthrow risk in partially harvested stands using tree, neighbourhood, and stand attributes. Forest Ecology and Management 218, 193–209. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.07.012

Seidl, R., Albrich, K., Erb, K., Formayer, H., Leidinger, D., Leitinger, G., Tappeiner, U., Tasser, E., Rammer, W., 2019. What drives the future supply of regulating ecosystem services in a mountain forest landscape? Forest Ecology and Management 445, 37–47. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.047

Seidl, R., Fernandes, P.M., Fonseca, T.F., Gillet, F., Jönsson, A.M., Merganičová, K., Netherer, S., Arpaci, A., Bontemps, J.-D., Bugmann, H., González-Olabarria, J.R., Lasch, P., Meredieu, C., Moreira, F., Schelhaas, M.-J., Mohren, F., 2011a. Modelling natural disturbances in forest ecosystems: a review. Ecological Modelling 222, 903–924. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.09.040

Seidl, R., Klonner, G., Rammer, W., Essl, F., Moreno, A., Neumann, M., Dullinger, S., 2018. Invasive alien pests threaten the carbon stored in Europe's forests. Nature Communications 9, 1626–1626.

Seidl, R., Lexer, M.J., 2013. Forest management under climatic and social uncertainty: Trade-offs between reducing climate change impacts and fostering adaptive capacity. Journal of Environmental Management 114, 461–469. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.09.028

Seidl, R., Rammer, W., Lexer, M.J., 2011b. Adaptation options to reduce climate change vulnerability of sustainable forest management in the Austrian Alps. Canadian Journal of Forest Research 41, 694–706. https://doi.org/10.1139/x10-235

Seidl, R., Thom, D., Kautz, M., Martin-Benito, D., Peltoniemi, M., Vacchiano, G., Wild, J., Ascoli, D., Petr, M., Honkaniemi, J., Lexer, M.J., Trotsiuk, V., Mairota, P., Svoboda, M., Fabrika, M., Nagel, T.A., Reyer, C.P.O., 2017. Forest disturbances under climate change. Nature Climate Change 7, 395–402. https://doi.org/10.1038/nclimate3303

Semenov, M. A., Shewry, P.R., 2011. Modelling predicts that heat stress, not drought, will increase vulnerability of wheat in Europe. Scientific Reports 1, 66. https://doi.org/10.1038/srep00066

Semenza, J.C., Ploubidis, G.B., George, L.A., 2011. Climate change and climate variability: personal motivation for adaptation and mitigation. Environmental Health 10, 46. https://doi.org/10.1186/1476-069X-10-46

Senitza, F., 2020. Der Wald im Klimawandel: Die Wahrnehmung des Forstpersonals und das Anpassungsverhalten in der Waldbewirtschaftung – Eine Erhebung mittels Interviews in drei Fallstudienregionen Österreichs (Masterarbeit). Universität für Bodenkultur, Wien.

Shafiee, E., Faizi, M., Yazdanfar, S.-A., Khanmohammadi, M.-A., 2020. Assessment of the effect of living wall systems on the improvement of the urban heat island phenomenon. Building and Environment 106923. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2020.106923

Sharma, A., Conry, P., Fernando, H.J.S., Hamlet, A. F., Hellmann, J.J., Chen, F., 2016. Green and cool roofs to mitigate urban heat island effects in the Chicago metropolitan area: evaluation with a regional climate model. Environmental Research Letter 11, 064004. https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/6/064004

Sharpley, A.N., Bergström, L., Aronsson, H., Bechmann, M., Bolster, C.H., Börling, K., Djodjic, F., Jarvie, H.P., Schoumans, O.F., Stamm, C., Tonderski, K.S., Ulén, B., Uusitalo, R., Withers, P.J.A., 2015. Future agriculture with minimized phosphorus losses to waters: Research needs and direction. AMBIO 44, 163–179. https://doi.org/10.1007/s13280-014-0612-x

Siegmund, R., Redl, S., Wagner, M., Hartmann, S., 2019. Grassland monitoring based on Sentinel-1, SPIE Remote Sensing. SPIE.

Silva, J., Ruviaro, C., de Souza Ferreira Filho, J.B., 2017. Livestock intensification as a climate policy: Lessons from the Brazilian case. Land Use Policy 62, 232–245. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.12.025

Sinabell, F., Schönhart, M., Schmid, E., 2018. Austrian Agriculture 2020–2050. Scenarios and Sensitivity Analyses on Land Use, Production, Livestock and Production Systems. Wirtschaftsforschungsinstitut (WIFO) und Universität für Bodenkultur Wien (BOKU), Vienna, Austria.

Singer, A.C., Shaw, H., Rhodes, V., Hart, A., 2016. Review of Antimicrobial Resistance in the Environment and Its Relevance to Environmental Regulators. Frontiers in Microbiology 7. https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.01728

Skjøth, C.A., Geels, C., 2013. The effect of climate and climate change on ammonia emissions in Europe. Atmosperic Chemistry and Physics 13, 117–128. https://doi.org/10.5194/acp-13-117-2013

Slavitsch, V., Herndl, M., Schaumberger, A., Pötsch, A., Birk, S., 2019. Einfluss erhöhter Temperatur und CO2-Konzentration auf den Bodenwasserhaushalt im Dauergrünland, in: Tagungsband Der 18. Gumpensteiner Lysimetertagung „Lysimeter – Ein Geeignetes Instrument Zur Quantifizierung von Wasser-, Nährstoff- Und Schadstoffflüssen." HBLFA Raumberg-Gumpenstein (Ed.).

Slodicak, M., Novak, J., 2006. Silvicultural measures to increase the mechanical stability of pure secondary Norway spruce stands before conversion. Forest Ecology and Management 224, 252–257. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.12.037

Smit, B., Burton, I., Klein, R.J.T., Wandel, J., 2000. An Anatomy of Adaptation to Climate Change and Variability. Climatic Change 45, 223–251. https://doi.org/10.1023/A:1005661622966

Smit, B., Skinner, M.W., 2002. Adaptation options in agriculture to climate change: a typology. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 7, 85–114. https://doi.org/10.1023/A:1015862228270

Smit, L.A.M., van der Sman-de Beer, F., Opstal-van Winden, A.W.J., Hooiveld, M., Beekhuizen, J., Wouters, I.M., Yzermans, J., Heederik, D., 2012. Q Fever and Pneumonia in an Area with a High Livestock Density: A Large Population-Based Study. PLOS ONE 7, e38843. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0038843

Smith, K.R., Roebber, P.J., 2011. Green Roof Mitigation Potential for a Proxy Future Climate Scenario in Chicago, Illinois. Journal of Applied Meteorology and Climatology 50, 507–522. https://doi.org/10.1175/2010JAMC2337.1

Sohn, J.A., Gebhardt, T., Ammer, C., Bauhus, J., Häberle, K.-H., Matyssek, R., Grams, T.E.E., 2013. Mitigation of drought by thinning: Short-term and long-term effects on growth and physiological performance of Norway spruce (Picea abies). Forest Ecology and Management 308, 188–197. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.048

Sohn, J.A., Saha, S., Bauhus, J., 2016. Potential of forest thinning to mitigate drought stress: A meta-analysis. Forest Ecology and Management 380, 261–273. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.07.046

Spears, B.M., Ives, S.C., Angeler, D.G., Allen, C.R., Birk, S., Carvalho, L., Cavers, S., Daunt, F., Morton, R.D., Pocock, M.J.O., Rhodes, G., Thackeray, S.J., 2015. FORUM: Effective management of ecological resilience – are we there yet? Journal of Applied Ecology 52, 1311–1315. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12497

Spiegel, H., Dersch, G., Baumgarten, A., Hösch, J., 2010. The International Organic Nitrogen Long-term Fertilisation Experiment (IOSDV) at Vienna after 21 years. Archives of Agronomy and Soil Science 56, 405–420. https://doi.org/10.1080/03650341003645624

Spiegel, H., Dersch, G., Hösch, J., Baumgarten, A., 2007. Tillage effects on soil organic carbon and nutrient availability in a long-term field experiment in Austria. Bodenkultur 58, 47–58.

Spiegel, H., Robier, J., Springer, J., Ubleis, T., Dersch, G., 2009. Application of the Nmin soil test in fertilizer recommendations and environment protection in Austria. Fertilisers and Fertilization, 37, 17–31.

Spiegel, H., Sandén, T., Essl, L., Vuolo, F., 2021. Toward Improved Nitrogen Fertilization with Precision Farming Based on Sensor and Satellite Technologies, in: Hamrita, T.K. (Ed.), Women in Precision Agriculture. Springer International Publishing, Cham, pp. 69–83. https://doi.org/10.1007/978-3-030-49244-1_4

Stadt Wien, 2021. „Schwammstadt" macht Bäume für den Klimawandel fit [WWW Document]. Stadt Wien. https://www.wien.gv.at/umwelt/cooleswien/schwammstadt.html

Staniak, M., Kocon, A., 2015. Forage grasses under drought stress in conditions of Poland. Acta Physiologiae Plantarum 37, 10.

Stanisci, A., Pelino, G., Blasi, C., 2005. Vascular plant diversity and climate change in the alpine belt of the central Apennines (Italy). Biodiversity Conservation 14, 1301–1318. https://doi.org/10.1007/s10531-004-9674-6

Starz, W., Kreuzer, J., Steinwidder, A., Pfister, R., Rohrer, H., Neuhoff, D., Stumm, C., Ziegler, S., Rahmann, G., Hamm, U., Köpke, U., 2013. Ernte- und Qualitätserträge einer simulierten Kurzrasen- und Koppelweide bei trockenheitsgefährdetem Dauergrünland.

Statistik Austria, 2018. Agrarstrukturerhebung 2016. Statistik Austria, Wien.

Steininger, K.W., König, M., Bednar-Friedl, B., Formayer, H., 2015. Climate Impact Evaluation at the National Level: The Interdisciplinary Consistent Framework, Springer Clim., Springer Climate. Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-12457-5_4

Steinwidder, A., Starz, W., 2016. Landwirtschaft 2030-Herausforderungen für die Biologische Landwirtschaft in Österreich. Presented at the 5. Umweltökologisches Symposium 2016, HBLFA Raumberg-Gumpenstein, pp. 15–20.

Steven, R., Castley, J.G., Buckley, R., 2013. Tourism Revenue as a Conservation Tool for Threatened Birds in Protected Areas. PLoS ONE 8, e62598. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0062598

Steyrer, G., Cech, T., Fürst, A., Hoch, G., Hoyer-Tomiczeck, U., Krehan, H., Perny, B., 2020a. Waldsituation 2016 in Österreich: Borkenkäferkalamität im Ansteigen. Forstschutz Aktuell 64, 3–11.

Steyrer, G., Cech, T., Perny, B., Hoch, G., 2020b. Waldschutzsituation: keine Entspannung. Forstzeitung, 131(4), 10–13.

Storch, F., Kändler, G., Bauhus, J., 2019. Assessing the influence of harvesting intensities on structural diversity of forests in south-west Germany. Forest Ecosystems 6, 40. https://doi.org/10.1186/s40663-019-0199-6

Storme, V., Vanden Broeck, A., Ivens, B., Halfmaerten, D., Van Slycken, J., Castiglione, S., Grassi, F., Fossati, T., Cottrell, J.E., Tabbener, H.E., Lefèvre, F., Saintagne, C., Fluch, S., Krystufek, V., Burg, K., Bordács, S., Borovics, A., Gebhardt, K., Vornam, B., Pohl, A., Alba, N., Agúndez, D., Maestro, C., Notivol, E., Bovenschen, J., van Dam, B.C., van der Schoot, J., Vosman, B., Boerjan, W., Smulders, M.J.M., 2004. Ex-situ conservation of Black poplar in Europe: genetic diversity in nine gene bank collections and their value for nature development. Theoretical and Applied Genetic 108, 969–981. https://doi.org/10.1007/s00122-003-1523-6

Strasser, U., Schermer, M., Formayer, H., Förster, K., Meißl, G., Marke, Th., Mair, E., Stotten, R., Steinbacher, M., Nadeem, I., 2017. Storylines of Socio-Economic and Climatic drivers for Land use and their hydrological impacts in Alpine Catchments, Austrian Climate Research Program 6 (Project B368582, Endbericht). Klima- und Energiefonds, Wien.

Strengbom, J., Axelsson, E.P., Lundmark, T., Nordin, A., 2018. Trade-offs in the multi-use potential of managed boreal forests. Journal of Applied Ecology 55, 958–966. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13019

Stritih, A., Senf, C., Seidl, R., Grêt-Regamey, A., Bebi, P., 2021. The impact of land-use legacies and recent management on natural disturbance susceptibility in mountain forests. Forest Ecology and Management 484, 118950. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118950

Stürck, J., Levers, C., van der Zanden, E.H., Schulp, C.J.E., Verkerk, P.J., Kuemmerle, T., Helming, J., Lotze-Campen, H., Tabeau, A., Popp, A., Schrammeijer, E., Verburg, P., 2018. Simulating and delineating future land change trajectories across Europe. Regional Environmental Change 18, 733–749. https://doi.org/10.1007/s10113-015-0876-0

Sutton, M. A., Reis, S., Riddick, S.N., Dragosits, U., Nemitz, E., Theobald, M.R., Tang, Y.S., Braban, C.F., Vieno, M., Dore, A.J., Mitchell, R.F., Wanless, S., Daunt, F., Fowler, D., Blackall, T.D., Milford, C., Flechard, C.R., Loubet, B., Massad, R., Cellier, P., Personne, E., Coheur, P.F., Clarisse, L., Van Damme, M., Ngadi, Y., Clerbaux, C., Skjøth, C.A., Geels, C., Hertel, O., Wichink Kruit, R.J., Pinder, R.W., Bash, J.O., Walker, J.T., Simpson, D., Horváth, L., Misselbrook, T.H., Bleeker, A., Dentener, F., de Vries, W., 2013. Towards a climate-dependent paradigm of ammonia emission and deposition. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 368, 20130166. https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0166

Svobodová, E., Trnka, M., Dubrovský, M., Semerádová, D., Eitzinger, J., Štěpánek, P., Žalud, Z., 2014. Determination of areas with the most significant shift in persistence of pests in Europe under climate change: Determination of areas with the most significant shift. Pest Managment Science 70, 708–715. https://doi.org/10.1002/ps.3622

Sykes, A.J., Macleod, M., Eory, V., Rees, R.M., Payen, F., Myrgiotis, V., Williams, M., Sohi, S., Hillier, J., Moran, D., Manning, D.A.C., Goglio, P., Seghetta, M., Williams, A., Harris, J., Dondini, M., Walton, J., House, J., Smith, P., 2020. Characterising the biophysical, economic and social impacts of soil carbon sequestration as a greenhouse gas removal technology. Global Change Biology 26, 1085–1108. https://doi.org/10.1111/gcb.14844

Sykes, M.T., Prentice, I.C., Cramer, W., 1996. A Bioclimatic Model for the Potential Distributions of North European Tree Species Under Present and Future Climates. Journal of Biogeography 23, 203–233.

Szalay, T., Moitzi, G., Liebhard, B., Weingartmann, H., 2015. Influence of different tillage systems on fuel consumption and requirement of working time in winter wheat cropping in a semiarid area of production. Bodenkultur, 66, 39–48.

TA Luft, 2002. Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz. (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft).

Tan, Z., Lau, K.K.-L., Ng, E., 2016. Urban tree design approaches for mitigating daytime urban heat island effects in a high-density urban environment. Energy and Buildings, SI: Countermeasures to Urban Heat Island 114, 265–274. https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2015.06.031

Tanneberger, F., Tegetmeyer, C., Busse, S., Barthelmes, A., Shumka, S., Moles Mariné, A., Jenderedjian, K., Steiner, G.M., Essl, F., Etzold, J., Mendes, C., Kozulin, A., Frankard, P., Milanović, Đ., Ganeva, A., Apostolova, I., Alegro, A., Delipetrou, P., Navrátilová, J., Risager, M., Leivits, A., Fosaa, A.M., Tuominen, S., Muller, F., Bakuradze, T., Sommer, M., Christanis, K., Szurdoki, E., Oskarsson, H., Brink, S.H., Connolly, J., Bragazza, L., Martinelli, G., Aleksans, O., Priede, A., Sungaila, D., Melovski, L., Belous, T., Saveljić, D., de Vries, F., Moen, A., Dembek, W., Mateus, J., Hanganu, J., Sirin, A., Markina, A., Napreenko, M., Lazarević, P., Šefferová Stanová, V., Skoberne,

P., Heras Pérez, P., Pontevedra-Pombal, X., Lonnstad, J., Küchler, M., Wüst-Galley, C., Kirca, S., Mykytiuk, O., Lindsay, R., Joosten, H., 2017. The peatland map of Europe. Mires and Peat 1–17. https://doi.org/10.19189/MaP.2016.OMB.264

Tappeiner, U., Borsdorf, A., Tasser, E., 2008. Alpenatlas = Atlas des alpes: society – economy – environment. Spektrum Akademischer Verl, Heidelberg.

Taylor, H.R., Dussex, N., van Heezik, Y., 2017. Bridging the conservation genetics gap by identifying barriers to implementation for conservation practitioners. Global Ecology and Conservation 10, 231–242. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2017.04.001

Tello-García, E., Huber, L., Leitinger, G., Peters, A., Newesely, C., Ringler, M.-E., Tasser, E., 2020. Drought- and heat-induced shifts in vegetation composition impact biomass production and water use of alpine grasslands. Environmental and Experimental Botany 169, 103921. https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2019.103921

Temperli, C., Stadelmann, G., Thürig, E., Brang, P., 2017. Silvicultural strategies for increased timber harvesting in a Central European mountain landscape. European Journal of Forest Research 136, 493–509. https://doi.org/10.1007/s10342-017-1048-1

Theurl, M.C., Hörtenhuber, S.J., Surböck, A., 2015. Energieeffiziente Bodenbearbeitung im biologischen Ackerbau. Presented at the 13. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, 17.–20. März 2015.

Thieken, A.H., Cammerer, H., Dobler, C., Lammel, J., Schöberl, F., 2016. Estimating changes in flood risks and benefits of non-structural adaptation strategies – a case study from Tyrol, Austria. Mitigation and Adaption Strategies for Global Change 21, 343–376. https://doi.org/10.1007/s11027-014-9602-3

Thom, D., Golivets, M., Edling, L., Meigs, G.W., Gourevitch, J.D., Sonter, L.J., Galford, G.L., Keeton, W.S., 2019. The climate sensitivity of carbon, timber, and species richness covaries with forest age in boreal–temperate North America. Global Change Biology 25, 2446–2458. https://doi.org/10.1111/gcb.14656

Thom, D., Rammer, W., Seidl, R., 2017. Disturbances catalyze the adaptation of forest ecosystems to changing climate conditions. Global Change Biology 23, 269–282. https://doi.org/10.1111/gcb.13506

Thom, D., Seidl, R., 2016. Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests: Disturbance impacts on biodiversity and services. Biological Review 91, 760–781. https://doi.org/10.1111/brv.12193

Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F.N., de Siqueira, M.F., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A.S., Midgley, G.F., Miles, L., Ortega-Huerta, M. A., Townsend Peterson, A., Phillips, O.L., Williams, S.E., 2004. Extinction risk from climate change. Nature 427, 145–148. https://doi.org/10.1038/nature02121

Thornton, P., Nelson, G., Mayberry, D., Herrero, M., 2021. Increases in extreme heat stress in domesticated livestock species during the twenty-first century. Global Change Biology 27, 5762–5772. https://doi.org/10.1111/gcb.15825

Thuiller, W., 2003. BIOMOD – optimizing predictions of species distributions and projecting potential future shifts under global change. Global Change Biology 9, 1353–1362. https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00666.x

Thuiller, W., Lavorel, S., Araujo, M.B., Sykes, M.T., Prentice, I.C., 2005. Climate change threats to plant diversity in Europe. Proceedings of the National Academy of Sciences 102, 8245–8250. https://doi.org/10.1073/pnas.0409902102

Thuiller, W., Pironon, S., Psomas, A., Barbet-Massin, M., Jiguet, F., Lavergne, S., Pearman, P.B., Renaud, J., Zupan, L., Zimmermann, N.E., 2014. The European functional tree of bird life in the face of global change. Nature Communications 5, 3118. https://doi.org/10.1038/ncomms4118

Thuiller, W., Richardson, D.M., Midgley, G.F., 2008. Will Climate Change Promote Alien Plant Invasions?, in: Nentwig, W. (Ed.), Biological Invasions. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 197–211. https://doi.org/10.1007/978-3-540-36920-2_12

Thurm, E.A., Hernandez, L., Baltensweiler, A., Ayan, S., Rasztovits, E., Bielak, K., Zlatanov, T.M., Hladnik, D., Balic, B., Freudenschuss, A., Büchsenmeister, R., Falk, W., 2018. Alternative tree species under climate warming in managed European forests. Forest Ecology and Management 430, 485–497. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.08.028

Thurm, E.A., Pretzsch, H., 2016. Improved productivity and modified tree morphology of mixed versus pure stands of European beech (Fagus sylvatica) and Douglas-fir (Pseudotsuga menziesii) with increasing precipitation and age. Annals of Forest Science 73, 1047–1061. https://doi.org/10.1007/s13595-016-0588-8

Tian, W., Wang, Y., Xie, Y., Wu, D., Zhu, L., Ren, J., 2007. Effect of building integrated photovoltaics on microclimate of urban canopy layer. Building and Environment 42, 1891–1901. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2006.02.022

Tomiczek, C., Cech, T., Fürst, A., Hoyer-Tomiczeck, U., Krehan, H., Perny, B., Steyrer, G., 2008. Forstschutzsituation 2007 in Österreich. Forstschutz Aktuell 41, 3–7.

Tompkins, E.L., Adger, W.N., Boyd, E., Nicholson-Cole, S., Weatherhead, K., Arnell, N., 2010. Observed adaptation to climate change: UK evidence of transition to a well-adapting society. Global Environmental Change 20, 627–635. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2010.05.001

Tomppo, E., Gschwantner, T., Lawrence, M., McRoberts, R.E. (Eds.), 2010. National Forest Inventories – Pathways for common reporting. Springer, Heidelberg.

Torita, H., Masaka, K., 2020. Influence of planting density and thinning on timber productivity and resistance to wind damage in Japanese larch (Larix kaempferi) forests. Journal of Environmental Management 268, 110298. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110298

Torralba, M., Fagerholm, N., Burgess, P.J., Moreno, G., Plieninger, T., 2016. Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services? A meta-analysis. Agriculture, Ecosystems Environment 230, 150–161. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.06.002

Trimmel, H., Formayer, H., Mursch-Radlgruber, E., Nadeem, I., Oswald, S., Weihs, P., Faroux, S., Lemonsu, A., Masson, V., Schoetter, R., 2018a. Evolution of the Viennese Urban Heat Island and Mitigation Strategies in the Context of Urban Growth, Compacting and Climate Change by optimizing the Urban Surface Energy Balance. Presented at the ICUC-10, AMS, New York.

Trimmel, H., Weihs, P., Faroux, S., Formayer, H., Hamer, P., Hasel, K., Laimighofer, J., Leidinger, D., Masson, V., Nadeem, I., Oswald, S.M., Revesz, M., Schoetter, R., 2021. Thermal conditions during heat waves of a mid-European metropolis under consideration of climate change, urban development scenarios and resilience measures for the mid-21st century. Meteorologische Zeitschrift 30, 9–32. https://doi.org/10.1127/metz/2019/0966

Trimmel, H., Weihs, P., Oswald, S.M., Masson, V., Schoetter, R., Hammerberg, K., Bechtel, B., 2017. Land use and urban morphology parameters for Vienna required for initialisation of the urban canopy model TEB derived via the concept of „local climate zones," in: Geophysical Research Abstracts. Presented at the EGU General Assembly 2017, Wien, pp. 7226–7226.

Trivellini, G., Ludovici, A.A., Belardi, M., 2013. Methodology for the rapid assessment of biodiversity in Priority Conservation Areas and Corridors in the Alps. WWF.

Umweltbundesamt, 2020. Nationalparks, Naturschutzgebiete Co. [WWW Document]. Schutzgebiete. https://www.umweltbundesamt.at/umweltthemen/naturschutz/schutzgebiete

Umweltbundesamt, 2019. Umstellung der österreichischen Stickstoff- und Phosphorbilanz der Landwirtschaft auf Eurostat-Vorgaben. BMNT, Wien.

UNECE, 2015. Framework Code for Good Agricultural Practice for Reducing Ammonia Emissions. United Nations Economic Commission for Europe. http://www.unece.org/index.php?id=41358 (letzter Zugriff 28.03.2022)

Vacek, Z., Prokůpková, A., Vacek, S., Cukor, J., Bílek, L., Gallo, J., Bulušek, D., 2020. Silviculture as a tool to support stability and diversity of forests under climate change: study from Krkonoše Mountains. Central European Forestry Journal 66, 116–129. https://doi.org/10.2478/forj-2020-0009

van den Bergh, T., Körner, C., Hiltbrunner, E., 2018. Alnus shrub expansion increases evapotranspiration in the Swiss Alps. Regional Environmental Change 18, 1375–1385. https://doi.org/10.1007/s10113-017-1246-x

van der Plas, F., Ratcliffe, S., Ruiz-Benito, P., Scherer-Lorenzen, M., Verheyen, K., Wirth, C., Zavala, M. A., Ampoorter, E., Baeten, L., Barbaro, L., Bastias, C.C., Bauhus, J., Benavides, R., Benneter, A., Bonal, D., Bouriaud, O., Bruelheide, H., Bussotti, F., Carnol, M., Castagneyrol, B., Charbonnier, Y., Cornelissen, J.H.C., Dahlgren, J., Checko, E., Coppi, A., Dawud, S.M., Deconchat, M., De Smedt, P., De Wandeler, H., Domisch, T., Finér, L., Fotelli, M., Gessler, A., Granier, A., Grossiord, C., Guyot, V., Haase, J., Hättenschwiler, S., Jactel, H., Jaroszewicz, B., Joly, F.-X., Jucker, T., Kambach, S., Kaendler, G., Kattge, J., Koricheva, J., Kunstler, G., Lehtonen, A., Liebergesell, M., Manning, P., Milligan, H., Müller, S., Muys, B., Nguyen, D., Nock, C., Ohse, B., Paquette, A., Peñuelas, J., Pollastrini, M., Radoglou, K., Raulund-Rasmussen, K., Roger, F., Seidl, R., Selvi, F., Stenlid, J., Valladares, F., van Keer, J., Vesterdal, L., Fischer, M., Gamfeldt, L., Allan, E., 2018. Continental mapping of forest ecosystem functions reveals a high but unrealised potential for forest multifunctionality. Ecology Letters 21, 31–42. https://doi.org/10.1111/ele.12868

Van Grinsven, H.J.M., Erisman, J.W., De Vries, W., Westhoek, H., 2015. Potential of extensification of European agriculture for a more sustainable food system, focusing on nitrogen. Environmental Research Letters 10. https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/2/025002

van Leeuwen, C., Darriet, P., 2016. The Impact of Climate Change on Viticulture and Wine Quality. Journal of Wine Economics 11, 150–167. https://doi.org/10.1017/jwe.2015.21

Vangansbeke, P., Blondeel, H., Landuyt, D., De Frenne, P., Gorissen, L., Verheyen, K., 2017. Spatially combining wood production and recreation with biodiversity conservation. Biodiversity and Conservation 26, 3213–3239. https://doi.org/10.1007/s10531-016-1135-5

Varah, A., Jones, H., Smith, J., Potts, S.G., 2013. Enhanced biodiversity and pollination in UK agroforestry systems: UK agroforestry systems. Journal of the Science of Food and Agriculture 93, 2073–2075. https://doi.org/10.1002/jsfa.6148

Vázquez, D.P., Simberloff, D., 2004. Indirect Effects of an Introduced Ungulate on Pollination and Plant Reproduction. Ecological Monographs 74, 281–308. https://doi.org/10.1890/02-4055

Vitt, R., Weber, L., Zollitsch, W., Hörtenhuber, S.J., Baumgartner, J., Niebuhr, K., Piringer, M., Anders, I., Andre, K., Hennig-Pauka, I., Schönhart, M., Schauberger, G., 2017. Modelled performance of energy saving air treatment devices to mitigate heat stress for confined livestock buildings in Central Europe. Biosystems Engineering 164, 85–97. https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2017.09.013

Vleeshouwers, L.M., Verhagen, A., 2002. Carbon emission and sequestration by agricultural land use: a model study for Europe. Global Change Biology 8, 519–530. https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2002.00485.x

VLK – Verband der Landwirtschaftskammern (Ed.), 2019. Klimawandel und Landwirtschaft. Anpassungsstrategien im Ackerbau.

Vogel, A., Scherer-Lorenzen, M., Weigelt, A., 2012. Grassland resistance and resilience after drought depends on management intensity and species richness. PLoS One 7, e36992–e36992. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0036992

Vohland, K., Essl, F., Ellwanger, G., Hanspach, J., Kühn, I., Ssymank, A., Schröder, E., 2013. Können Schutzgebiete ihre Schutzgüter verlieren?, in: Essl, F., Rabitsch, W. (Eds.), Biodiversität Und Klimawandel – Auswirkungen Und Handlungsoptionen Für Den Naturschutz in Mitteleuropa. Springer, Berlin, Heidelberg, p. 457.

Volk, M., Suter, M., Wahl, A.L., Bassin, S., 2021. Subalpine grassland productivity increased with warmer and drier conditions, but not with higher N deposition, in an altitudinal transplantation experiment. Biogeosciences 18, 2075–2090. https://doi.org/10.5194/bg-18-2075-2021

von der Dunk, A., Grêt-Regamey, A., Dalang, T., Hersperger, A.M., 2011. Defining a typology of peri-urban land-use conflicts – A case study from Switzerland. Landscape and Urban Planning 101, 149–156. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.02.007

Voogt, J.A., Oke, T.R., 2003. Thermal remote sensing of urban climates. Remote Sensing of Environment, Urban Remote Sensing 86, 370–384. https://doi.org/10.1016/S0034-4257(03)00079-8

Vos, C.C., Berry, P., Opdam, P., Baveco, H., Nijhof, B., O'Hanley, J., Bell, C., Kuipers, H., 2008. Adapting landscapes to climate change: examples of climate-proof ecosystem networks and priority adaptation zones. Journal of Applied Ecology 45, 1722–1731. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01569.x

Vospernik, S., 2021. Basal area increment models accounting for climate and mixture for Austrian tree species. Forest Ecology and Management 480, 118725. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118725

Vranckx, G., Jaquemyn, H., Muys, B., Honnay, O., 2012. Meta-Analysis of Susceptibility of Woody Plants to Loss of Genetic Diversity through Habitat Fragmentation. Conservation Biology 26, 228–237. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01778.x

Vuckovic, Loibl, Tötzer, Stollnberger, 2019. Potential of Urban Densification to Mitigate the Effects of Heat Island in Vienna, Austria. Environments 6, 82. https://doi.org/10.3390/environments6070082

Vuckovic, M., Tötzer, T., Stollnberger, R., Loibl, W., 2020. Urban transformation and heat island: Potential of urban design alternatives to mitigate the effects of urban overheating in Austrian cities. Journal of Urban Environment 03–14. https://doi.org/10.34154/2020-JUE-0101-03-14/euraass

Waiss, G., 2019. ArtenReich Streuobstwiese [WWW Document]. Österreichische Bundesforste. https://www.bundesforste.at/natur-erleben/biosphaerenpark-wienerwald/projekte/artenreich-streuobstwiese.html

Wallentin, C., Nilsson, U., 2014. Storm and snow damage in a Norway spruce thinning experiment in southern Sweden. Forestry: An International Journal of Forest Research 87, 229–238. https://doi.org/10.1093/forestry/cpt046

Wallner, T., 2021. Agroforst – Lösung für alle/viele Probleme? [WWW Document]. Landwirtschaftskammer Oberösterreich. https://ooe.lko.at/agroforst-l%C3%B6sung-f%C3%BCr-alle-viele-probleme+2500+3388092 (accessed 7.8.21).

Walter, A., Studer, B., Kölliker, R., 2012. Advanced phenotyping offers opportunities for improved breeding of forage and turf species. Annals of Botany 110, 1271–1279. https://doi.org/10.1093/aob/mcs026

Walthert, L., Meier, E.S., 2017. Tree species distribution in temperate forests is more influenced by soil than by climate. Ecology and Evolution 7, 9473–9484. https://doi.org/10.1002/ece3.3436

Wang, H., Liu, H., Cao, G., Ma, Z., Li, Y., Zhang, F., Zhao, Xia, Zhao, Xinquan, Jiang, L., Sanders, N.J., Classen, A.T., He, J.-S., 2020. Alpine grassland plants grow earlier and faster but biomass remains unchanged over 35 years of climate change. Ecology Letters 23, 701–710. https://doi.org/10.1111/ele.13474

Weigel, H.-J., 2011. Klimawandel – Auswirkungen und Anpassungsmöglichkeiten. Rahmann, G. und Schumacher, U. (Hrsg.). Praxis trifft Forschung. Neues aus dem Ökologischen Ackerbau und der Ökologischen Tierhaltung 2011, Landbauforschung Sonderheft 354 9–28.

Weigel, H.-J., Manderschied, R., Fangmeier, A., Högy, P., 2014. 4.6 Mehr Kohlendioxid in der Atmosphäre: Wie reagieren Kulturpflanzen?, in: Lozán, J.L., Grassl, H., Karbe, L., Jendritzky, G. (Eds.), Warnsignal Klima: Gefahren Für Pflanzen, Tiere Und Menschen. https://www.klima-warnsignale.uni-hamburg.de/, elektronische Veröffentlichung.

Weihs, P., Zamini, S., Krispel, S., Oswald, S., Peyerl, M., Revesz, M., Schneider, A., Trimmel, H., 2018. Optimierung reflektierender Materialien und Photovoltaik im Stadtraum bezüglich Strahlungsbilanz und Bioklimatik (PVOPTI-Ray) (Berichte aus Energie- und Umweltforschung No. 18/2018), nachhaltig wirtschaften. Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie, Wien.

Weißhaidinger, R., Petrasek, R., Hörtenhuber, S., Lindenthal, T., 2012. Beitrag des Biolandbaus zu einem nachhaltigen Boden- und Gewässerschutz. Presented at the 3. Umweltökologisches Symposium, Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, pp. 49–54.

Weixlbaumer, N., Hammer, T., Mose, I., Siegrist, D., 2020. Das Biosphere Reserve-Konzept in Deutschland, Österreich und der Schweiz – Paradigmatische Entwicklung und zukünftige Herausforderungen im Spannungsfeld von Regionalentwicklung und globaler Nachhaltigkeit, in: Borsdorf, A., Jungmeier, M., Braun, V., Heinrich, K. (Eds.), Biosphäre 4.0: UNESCO Biosphere Reserves Als Modellregionen Einer Nachhaltigen Entwicklung. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 99–119. https://doi.org/10.1007/978-3-662-60707-7_5

Wiens, J.J., 2016. Climate-Related Local Extinctions Are Already Widespread among Plant and Animal Species. PLOS Biology 14, e2001104. https://doi.org/10.1371/journal.pbio.2001104

Wieser, G., Matyssek, R., Luzian, R., Zwerger, P., Pindur, P., Oberhuber, W., Gruber, A., 2009. Effects of atmospheric and climate change at the timberline of the Central European Alps. Annals of Forest Science 66, 402–402. https://doi.org/10.1051/forest/2009023

Wiesmeier, M., Mayer, S., Paul, C., Helming, K., Don, A., Franko, U., Franko, M., Kögel-Knabner, I., 2020. CO2-Zertifikate für die Festlegung atmosphärischen Kohlenstoffs in Böden: Methoden, Maßnahmen und Grenzen. https://doi.org/10.20387/BONARES-F8T8-XZ4H

Wilkinson, J.M., 2011. Re-defining efficiency of feed use by livestock. Animal 5, 1014–1022. https://doi.org/10.1017/S175173111100005X

Willner, W., Drescher, A., Grabherr, G., Eichberger, C., Exner, A., Franz, W.R., Grabner, S., Heiselmayer, P., Karner, P., Steiner, G.M., others, 2007. Die Wälder und Gebüsche Österreichs: Ein Bestimmungswerk mit Tabellen – Textband und Tabellenband. Spektrum Akademischer Verlag.

Winker, M., Gehrmann, S., Schramm, E., Zimmermann, M., Rudolph-Cleff, A., 2019. Chapter 21 – Greening and Cooling the City Using Novel Urban Water Systems: A European Perspective, in: Sharma, A.K., Gardner, T., Begbie, D. (Eds.), Approaches to Water Sensitive Urban Design. Woodhead Publishing, pp. 431–454. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812843-5.00021-6

Wohlgemuth, T., Gossner, M. M., Rigling, A. (2021). Chancen und Risiken der Douglasie im Waldbau. Schweizerische Zeitschrift Fur Forstwesen, 172(2), 62–65. https://doi.org/10.3188/szf.2021.0062

Wolf, J., 2011. Climate Change Adaptation as a Social Process, in: Ford, J.D., Berrang-Ford, L. (Eds.), Climate Change Adaptation in Developed Nations, Advances in Global Change Research. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 21–32. https://doi.org/10.1007/978-94-007-0567-8_2

Wong, N.H., Kwang Tan, A.Y., Chen, Y., Sekar, K., Tan, P.Y., Chan, D., Chiang, K., Wong, N.C., 2010. Thermal evaluation of vertical greenery systems for building walls. Building and Environment 45, 663–672. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2009.08.005

Wong, N.H., Tan, A.Y.K., Tan, P.Y., Wong, N.C., 2009. Energy simulation of vertical greenery systems. Energy and Buildings 41, 1401–1408. https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2009.08.010

Wulf, S., Rösemann, C., Eurich-Menden, B., Grimm, E., 2017. Ammoniakemissionen in der Landwirtschaft. Minderungsziele und -potenziale. In: Proceedings of the Meeting Aktuelle Rechtliche Rahmenbedingungen für die Tierhaltung, Hannover, Germany, 30 May 2017. https://www.ktbl.de/fileadmin/user_upload/Allgemeines/Download/Tagungen-2017/Rechtliche_Rahmenbedingungen_Tierhaltung/Ammoniakemissionen.pdf. Zugriff am 06.03.2024.

Wurm, L., 2020. Innovative Obstarten: Voraussetzungen für erfolgreichen Anbau und Vermarktung.

XI, Z., Zhang, Z., Cheng, Y., LI, H., 2010. The Effect of Vineyard Cover Crop on Main Monomeric Phenols of Grape Berry and Wine in Vitis vinifera L. cv. Cabernet Sauvignon. Agricultural Sciences in China 9, 440–448. https://doi.org/10.1016/S1671-2927(09)60115-2

Zavattaro, L., Bechini, L., Grignani, C., van Evert, F.K., Mallast, J., Spiegel, H., Sandén, T., Pecio, A., Giráldez Cervera, J.V., Guzmán, G., Vanderlinden, K., D'Hose, T., Ruysschaert, G., ten Berge, H.F.M., 2017. Agronomic effects of bovine manure: A review of long-term European field experiments. European Journal of Agronomy 90, 127–138. https://doi.org/10.1016/j.eja.2017.07.010

Zessner, M., Schönhart, M., Parajka, J., Trautvetter, H., Mitter, H., Kirchner, M., Hepp, G., Blaschke, A.P., Strenn, B., Schmid, E., 2017. A novel integrated modelling framework to assess the impacts of climate and socio-economic drivers on land use and water quality. Science of The Total Environment 579, 1137–1151. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.092

Zethner, G., Sedy, K., Schwarzl, B., 2015. Evaluierung der Maßnahme „Pflugloser Ackerbau" hinsichtlich der Klimarelevanz. Umweltbundesamt, Wien.

Zhang, M., Dunshea, F.R., Warner, R.D., DiGiacomo, K., Osei-Amponsah, R., Chauhan, S.S., 2020. Impacts of heat stress on meat quality and strategies for amelioration: a review. International Journal of Biometeorology. https://doi.org/10.1007/s00484-020-01929-6

Zhu, X., Moriondo, M., van Ierland, E.C., Trombi, G., Bindi, M., 2016. A model-based assessment of adaptation options for Chianti wine production in Tuscany (Italy) under climate change. Regional Environmental Change 16, 85–96. https://doi.org/10.1007/s10113-014-0622-z

Zikeli, S., Gruber, S., Teufel, C.-F., Hartung, K., Claupein, W., 2013. Effects of Reduced Tillage on Crop Yield, Plant Available Nutrients and Soil Organic Matter in a 12-Year Long-Term Trial under Organic Management. Sustainability 5, 3876–3894. https://doi.org/10.3390/su5093876

Zimmermann, N.E., Yoccoz, N.G., Edwards, T.C., Meier, E.S., Thuiller, W., Guisan, A., Schmatz, D.R., Pearman, P.B., 2009. Climatic extremes improve predictions of spatial patterns of tree species. Proceedings of the National Academy of Sciences 106, 19723–19728. https://doi.org/10.1073/pnas.0901643106

Zohner, C.M., Mo, L., Renner, S.S., Svenning, J.-C., Vitasse, Y., Benito, B.M., Ordonez, A., Baumgarten, F., Bastin, J.-F., Sebald, V., Reich, P.B., Liang, J., Nabuurs, G.-J., de-Miguel, S., Alberti, G., Antón-Fernández, C., Balazy, R., Brändli, U.-B., Chen, H.Y.H., Chisholm, C., Cienciala, E., Dayanandan, S., Fayle, T.M., Frizzera, L., Gianelle, D., Jagodzinski, A.M., Jaroszewicz, B., Jucker, T., Kepfer-Rojas, S., Khan, M.L., Kim, H.S., Korjus, H., Johannsen, V.K., Laarmann, D., Lang, M., Zawila-Niedzwiecki, T., Niklaus, P.A., Paquette, A., Pretzsch, H., Saikia, P., Schall, P., Šebeň, V., Svoboda, M., Tikhonova, E., Viana, H., Zhang, C., Zhao, X., Crowther, T.W., 2020.

Late-spring frost risk between 1959 and 2017 decreased in North America but increased in Europe and Asia. Proc Natl Acad Sci USA 117, 12192. https://doi.org/10.1073/pnas.1920816117

Zukunftsraumland, n. d. Arbeitsgemeinschaft (ARGE) Innobrotics Lösung der Maiswurzelbohrerproblematik in den Ackerbau- und Veredelungsgebieten Österreichs [WWW Document]. https://www.zukunftsraumland.at/index.php?inc=projectid=1475

Žuvela-Aloise, M., Andre, K., Schwaiger, H., Bird, D.N., Gallaun, H., 2018. Modelling reduction of urban heat load in Vienna by modifying surface properties of roofs. Theoretical and Applied Climatology 131, 1005–1018. https://doi.org/10.1007/s00704-016-2024-2

Žuvela-Aloise, M., Koch, R., Buchholz, S., Früh, B., 2016. Modelling the potential of green and blue infrastructure to reduce urban heat load in the city of Vienna. Climatic Change 135, 425–438. https://doi.org/10.1007/s10584-016-1596-2

Zwittkovits, F., 1974. Die Almen in Österreich. Selbstverlag, Zillingsdorf.

Open Access Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.



Kapitel 5. Mitigation des Klimawandels

Inhaltsverzeichnis

5.1 Bodenbedeckung und Landnutzungssysteme . . . 276
5.1.1 Agrarische Landnutzung, landwirtschaftliche Böden . . . 276
5.1.2 Waldbewirtschaftung . . . 283
5.1.3 Ökosysteme mit besonderen Herausforderungen . . . 292

5.2 Bioökonomie und relevante Minderungsoptionen . . . 296
5.2.1 Minderungspotenziale durch Substitution und Effizienzsteigerung . . . 296
5.2.2 Minderungsoptionen durch negative Emissionen . . . 302

5.3 Nachfrageseitige Minderungsoptionen . . . 306
5.3.1 Mitigationspotenziale konsumseitiger Strategien im Kontext der Landnutzung . . . 307
5.3.2 Mitigation durch Änderung der Ernährung und Reduktion der Lebensmittelabfälle und -verluste . . . 309
5.3.3 Herausforderungen konsumseitiger Mitigationsstrategien . . . 314

5.4 Forschungsbedarf und Ausblick . . . 315

Literatur . . . 317

Koodinierende Leitautor_innen:
Florian Kraxner[1], Werner Zollitsch[2], Charlotte Kottusch[1]

Leitautor_innen:
Viktor J. Bruckman[3], Stephan Glatzel[4], Rebecca Hood[2], Robert Jandl[5], Thomas Lindenthal[2], Carmen Schmid[6], Michaela Theurl[2], Tanja Tötzer[7]

Beitragende Autor_innen:
Michael Anderl[6], Andreas Bohner[8], Martin Braun[5], Bernhard Freyer[2], Jürgen K. Friedel[2], Georg Gratzer[2], Christian Griebler[4], Stefan Hörtenhuber[2], Mathias Kirchner[2], Manfred Lexer[2], Gudrun Obersteiner[2], Martin Schlatzer[2], Heide Spiegel[9], Peter Weiss[6]

Review Editors:
Marianne Bügelmayer-Blaschek[7], Klaus Katzensteiner[2]

Technische Unterstützung:
Bastian Bertsch-Hörmann[2]

Zitiervorschlag:
Kraxner, F., Zollitsch, W., Kottusch, C., Bruckman, V., Glatzel, S., Hood, R., Jandl, R., Lindenthal, T., Schmid, C., Theurl, M., Tötzer, T., 2024: Kapitel 5 Mitigation des Klimawandels. In: APCC Special Report: Landnutzung und Klimawandel in Österreich (APCC SR Land). [Jandl, R., Tappeiner, U., Foldal, C. B., Erb, K.-H. (Hrsg.)]. Springer Spektrum. Berlin/Heidelberg. S. 275–338.

[1] Internationales Institut für Angewandte Systemanalyse (IIASA)
[2] Universität für Bodenkultur Wien
[3] Österreichische Akademie der Wissenschaften
[4] Universität Wien
[5] Bundesforschungszentrum für Wald
[6] Umweltbundesamt GmbH
[7] Austrian Institute of Technologie GmbH
[8] HBLFA Raumberg-Gumpenstein
[9] Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH

Aufgrund der Größe der betroffenen Landflächen, den bei ihrer Nutzung emittierten und sequestrierten Treibhausgasen (THG) und des teilweise ungünstigen Zustands von Böden in Hinblick auf ihren Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff (C) kommt der Landnutzung a priori eine wichtige

© Der/die Autor(en) 2024

R. Jandl et al. (Hrsg.), *APCC Special Report: Landnutzung und Klimawandel in Österreich*,
https://doi.org/10.1007/978-3-662-67864-0_7

Rolle bei Mitigationsbemühungen zu. Zur Minderung des Klimawandels ist eine Verringerung der atmosphärischen CO_2-Konzentration erforderlich, die durch eine Abnahme der THG-Emissionen und durch Aufnahme und langfristige Speicherung von atmosphärischem Kohlenstoff in Biomasse und Boden erreicht werden kann (Chenu et al., 2019; Mayer et al., 2018; Paustian et al., 2016; Vos et al., 2018). Der Erhaltung bzw. idealerweise Erhöhung der organischen Substanz des Bodens durch geeignete Bodenschutzmaßnahmen kommt entscheidende Bedeutung zu.

Kap. 5 beschreibt die unter Minderung/Mitigation (des Klimawandels) verstandenen menschlichen Eingriffe in Ökosysteme, die THG-Emissionen reduzieren bzw. THG-Senken verstärken können. Dabei werden die Minderungspotenziale und systemischen Wechselwirkungen einzelner Maßnahmen für verschiedene Bodenbedeckungs- und Landnutzungssysteme beschrieben. Um die Mitigationspotenziale aufzeigen zu können, wird ihre jeweilige Auswirkung auf den Klimawandel, d. h. die Emissions- bzw. Senkenfunktion – wenn möglich quantitativ – charakterisiert, um dadurch das entsprechende Einsparungspotenzial aufzuzeigen. Damit schließt das Kapitel an Kap. 4 (Anpassung) an; in den beiden Kapiteln diskutierte Maßnahmen werden für ihre gesamthafte Einschätzung aus der Perspektive des jeweils anderen Kapitels betrachtet.

Die unterschiedlichen Landnutzungsformen verlangen unterschiedliche Ansätze zur Mitigation, die entweder auf der systemischen oder technologischen Ebene angesiedelt sind; auch naturbasierte Ansätze werden betrachtet. Bei der Identifizierung der meistversprechenden Optionen sind die Systemspezifika zu berücksichtigen.

Bei der Beschreibung der möglichen Minderungsmaßnahmen werden folgende Potenziale berücksichtigt:

a) Potenziale technischer Maßnahmen (die auf die Beeinflussung spezifischer, häufig einzelner Ansatzpunkte abzielen)
b) Potenziale naturbasierter Maßnahmen („Nature Based Solutions“, spezifische Ansätze, die im Einklang mit natürlichen Prozessen stehen, siehe Glossar)
c) Potenziale systemischer Effekte (einer über technische Maßnahmen hinausgehenden Beeinflussung von Systemen oder Systemelementen, die in der Regel mehrere Ansatzpunkte betrifft)

Zu differenzieren ist zwischen kurz- und mittelfristigen Potenzialen, d. h. schnell umsetzbaren versus längerfristigen Optionen, deren Realisierung von den konkreten Rahmenbedingungen bzw. einer Änderung derselben abhängig sind. Berücksichtigt werden außerdem spezielle biodiversitätserhaltende Maßnahmen, die einen Klimawandelminderungseffekt erwarten lassen. Der potenziellen Problematik „Double Accounting“, die bspw. bei Anrechnung von Mitigationseffekten sowohl auf der Ebene, auf welcher der Effekt generiert wurde, als auch auf einer übergeordneten (bspw. der nationalstaatlichen) Ebene auftritt, ist Aufmerksamkeit zu schenken (siehe Abschn. 2.1, 2.7).

In Abschn. 5.2 werden für agrarische Landnutzung (Abschn. 5.2.1), Waldbewirtschaftung (Abschn. 5.2.2) und die Nutzung weiterer Ökosysteme (Abschn. 5.1.3) der Status quo der zugeordneten Emissionen und Senken aufgezeigt, die potenziellen Mitigationsansätze und ihre Wirkung erläutert. Spezielle Minderungsmaßnahmen, welche als Querschnittsmaterie der verschiedenen Bodenbedeckungs- und Landnutzungsformen gesondert behandelt werden sollen, werden in Abschn. 5.3 dargestellt. Schwerpunktsthemen sind die Substitution (fossiler Rohstoffe und Produkte) und Effizienzsteigerung sowie negative Emissionen. Prinzipien von Kreislaufwirtschaft, kaskadischen Systemen und der vermehrten Langlebigkeit bestimmter Agrar- und Forstprodukte kommt besondere Bedeutung zu.

Mitigationsoptionen entstehen nicht nur durch Interventionen auf biologisch-technischer Ebene. Wichtige Handlungsfelder der sozialen und wirtschaftlichen Dimensionen der Minderung (Abschn. 5.4) stellen konsumseitige Strategien (Abschn. 5.3.1) sowie, damit in Verbindung stehend, eine Änderung des Ernährungsstils und die Reduktion von Lebensmittelabfällen bzw. -verlusten (Abschn. 5.3.2) dar.

Im letzten Teil zum Thema Forschungsbedarf und Ausblick (Abschn. 5.4) erfolgt eine Zusammenführung der Forschungslücken in Bezug auf die Potenziale aus den vorangegangenen Abschnitten. Damit wird aufgezeigt, wo Daten oder Informationen fehlen, um eindeutigere, wissenschaftlich gesicherte Aussagen in Bezug auf mögliche Mitigationspotenziale treffen zu können – insbesondere mit Fokus auf Österreich.

5.1 Bodenbedeckung und Landnutzungssysteme

5.1.1 Agrarische Landnutzung, landwirtschaftliche Böden

Historische Landnutzungsänderungen von ursprünglichen Graslandschaften und Wald zu landwirtschaftlich bewirtschafteten Böden haben zur Abnahme der organischen Kohlenstoffgehalte im Boden und zu THG-Emissionen in die Atmosphäre beigetragen (Janzen, 2004; Paustian et al., 2016; Sanderman et al., 2017).

Initiativen wie die 4-Promille-Initiative, die 2015 auf der Klimakonferenz COP21 in Paris gestartet wurde, zielen darauf ab, die Vorräte an organischem Kohlenstoff im (Ober-)Boden durch optimiertes landwirtschaftliches Bodenmanagement jährlich um vier Promille zu erhöhen. Dadurch soll neben dem Mitigationseffekt auch zu einer Verbesse-

rung der Bodengesundheit, der Ernährungssicherheit und einer Anpassung an den Klimawandel beigetragen werden (Chenu et al., 2019; Rumpel et al., 2020, 2018) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Substanzielle Differenzen in den Schätzungen des Sequestrierungspotenzials (Minasny et al., 2017; Schlesinger & Amundson, 2019) weisen auf die großen Unsicherheiten dieser Schätzungen hin.

Bei Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Erhöhung der Menge organischen Bodenkohlenstoffs (SOC) ist einerseits die Möglichkeit des Anstiegs insbesondere der N_2O-Emissionen (Lehtinen et al., 2014; Lugato et al., 2018) und andererseits das Eintreten eines neuen Gleichgewichts (Dersch & Spiegel, 2020) zu beachten. Der gesamte organische Bodenkohlenstoff ist in verschiedene Kohlenstofffraktionen (labile und stabile Kohlenstoffpools mit unterschiedlicher Verweildauer) zu differenzieren, Kohlenstoff-(C-) und Stickstoff-(N-)Flüsse sind gemeinsam zu betrachten (Chenu et al., 2019; Lugato et al., 2018).

Die zusätzliche Speicherung von atmosphärischem CO_2 in Form von organischem Bodenkohlenstoff stellt eine mittelfristige Option zur Minderung des Klimawandels dar, das Sequestrierungspotenzial ist jedoch von vielen Faktoren wie Bodenart, Wasserhaushalt, Temperatur (Abschn. 2.5) abhängig. Die Wirkung der Kohlenstoffspeicherung auf Emissionen von anderen THG ist mit vielen Unsicherheiten behaftet und muss weiter quantifiziert und berücksichtigt werden [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

In Abhängigkeit von Vegetationstyp, Standortbedingungen und der Art der Bewirtschaftung sind große Mengen an organischem Kohlenstoff in den Böden des in Österreich besonders weit verbreiteten Dauergrünlandes gespeichert (Bohner et al., 2016). Bei mittlerer Bewirtschaftungsintensität ist die Kohlenstoffspeicherung in Böden unter Grünland am höchsten, eine Nutzungsintensivierung vermindert den Kohlenstoffpool im Boden (Bohner et al., 2016; Bohner & Herndl, 2011). Bewirtschaftungsbedingte Kohlenstoffvorratsänderungen erfolgen dabei grundsätzlich nur sehr langsam und mit geringen quantitativen Veränderungen je Zeiteinheit.

In der landwirtschaftlichen Tierhaltung besteht weiterhin Mitigationspotenzial, sowohl in der Reduktion der Tierbestände als auch in spezifischen Maßnahmen innerhalb der Produktionssysteme.

5.1.1.1 Acker- und Gartenbau, Dauerkulturen

Durch agronomische Verfahren können einerseits die THG-Emissionen reduziert und andererseits die Bodeneigenschaften in Hinblick auf Mitigation und Adaptation (siehe Kap. 4) günstig beeinflusst werden. Intensive Formen der Bodenbearbeitung wie tiefes Lockern (primär in Kombination mit Wenden des Bodens) wirken sich grundsätzlich negativ auf den Humusvorrat aus, erhöhen die Erosionsgefahr und fördern damit die Freisetzung von THG (Dignac et al., 2017; Hösl & Strauss, 2016; Minasny et al., 2017; West & Post, 2002) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Dabei besteht eine Variabilität, die durch Standort- (u. a. Bodentextur) und Verfahrenscharakteristika verursacht wird. Auf niederschlagsärmeren Standorten sind die THG-Emissionen im Allgemeinen geringer. Bodenerosion führt zu einem lokalen, oft bewirtschaftungsbedingten Verlust an Bodenkohlenstoff. Der weitere Verbleib von erodiertem Bodenkohlenstoff ist in Österreich nicht ausreichend untersucht. Allerdings greift die generelle Annahme, dass erodierter Kohlenstoff dem Ökosystem verloren geht, zu kurz, da der Kohlenstoff nicht notwendigerweise verloren ist, sondern vor Ort im Sediment als „begrabener Kohlenstoff" verbleiben kann (Van Oost & Six, 2023).

Neueste Untersuchungen weisen darauf hin, dass zwar durch nicht wendende Bodenbearbeitung die organischen Bodenkohlenstoffgehalte im Oberboden zunehmen, jedoch in den unteren Bodenschichten abnehmen (Luo et al., 2010; Powlson et al., 2014; Sainju et al., 2008) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Die berichteten Netto-Effekte widersprechen sich teilweise und sind abhängig von Bodentyp, Klima und dem jeweiligen Anbausystem (Hunt et al., 2020). Auch kann Fruchtfolge durch erhöhte Biomassezufuhr über Futterleguminosen negative Effekte einer intensiven Bodenbearbeitung auf den organischen Bodenkohlenstoffgehalt ausgleichen (Delate et al., 2017; Teasdale et al., 2007). Die Zunahme der Bodenkohlenstoffgehalte österreichischer Böden um 0,58–2,03 mg/g seit Beginn des ÖPUL im Jahr 1995 wird auf eine Reduktion der Bodenbearbeitungsintensität (konservierende Bodenbearbeitung) sowie Maßnahmen wie die Begrünung von Ackerflächen zurückgeführt (Higashi et al., 2014; Tiefenbacher et al., 2021; Valkama et al., 2020) [robuste Evidenz, geringe Übereinstimmung].

Verfahren der Minimalbodenbearbeitung sind wassersparend (Panagea et al., 2021; AGES, 2015) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Ergebnisse zu den Auswirkungen auf den Ertrag streuen erheblich, wobei ein leicht negativer Trend dokumentiert wird (Schlatter et al., 2015; Zavattaro et al., 2015; Pittelkow et al., 2015; Cooper et al., 2016) [robuste Evidenz, geringe Übereinstimmung].

Durch Mineraldünger verursachte CO_2- und N_2O-Emissionen einschließlich denjenigen aus Herstellung, Verpackung und Transport liegen mit 76 % an erster Stelle, weit vor den Emissionen durch Maschinen- (9,7 %) und Pestizideinsatz (1,6 %) im Ackerbau (Rebolledo-Leiva et al., 2017; Osterburg et al., 2013; Kramer et al., 1999) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Der Stickstoffüberschuss (positive betriebliche N-Bilanz) auf den Marktfruchtbetrieben Österreichs liegt je nach Betriebsform in den konventionell wirtschaftenden Betrieben zwischen 34,4 und 44,8 kg/ha, während die Biobetriebe mit Werten zwischen 22,0 und −5,6 deutlich darunter liegen (Friedel, 2012). Maßnahmen zur Reduktion von N-Überschüssen (Baumgarten et al., 2017;

Dersch, 2007) reichen nicht für eine substanzielle und anhaltende Reduktion der THG aus [mittlere Evidenz, geringe Übereinstimmung]. Gemäß einer Untersuchung von Foldal et al. (2019) erreicht das ÖPUL-Programm „Umweltgerechte und biodiversitätsfördernde Bewirtschaftung“ (UBB) mit entsprechenden Optimierungsmaßnahmen bei gleich hohen N-Düngermengen generell nur etwas geringere N_2O Emissionen im Vergleich zur herkömmlichen Praxis.

Unter pflanzenbaulichen Gesichtspunkten ist der leguminose Feldfutteranbau, bei gleichzeitiger Reduktion des Silomaisanteils, die effizienteste Maßnahme zur Reduktion des mineralischen Stickstoffeinsatzes und eines Teils der damit verbundenen N_2O-Emissionen (Freyer & Ellssel, 2019). Leguminosenbasierte Pflanzenbestände emittieren deutlich weniger CO_2-Äquivalente (CO_2e) als N-gedüngte (Schmeer et al., 2014) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Wirtschaftsdünger erhöhen im Vergleich zu mineralischem Stickstoffdünger die Gehalte an organischem Bodenkohlenstoff zwischen +17 und +31 % und die Gesamtstickstoffgehalte und -vorräte im Oberboden im Mittel um +10 bis +14 % (Schlatter et al., 2015; Kaur et al., 2005). Eingearbeiteter Kompost reduziert Emissionen im Vergleich zur Anwendung von Harnstoffdüngung (Alluvione et al., 2013) [geringe Evidenz, geringe Übereinstimmung], bedarf aber einer Stickstoffergänzung über den Anbau von Futterleguminosen. Das Wirtschaftsdüngermanagement hat einen erheblichen Einfluss auf die Minderung von THG (v. a. CH_4 und N_2O; Abschn. 5.2.1.2; Dutreuil et al., 2014). Schleppschlauchtechnik, die Injektion von Gülle direkt in den Boden, die Reduktion ausgebrachter Mengen (Webb et al., 2010; Roggendorf, 2019), angepasst an den zeitlichen Bedarf (Ladha et al., 2011), sowie die Einarbeitung von Stallmist tragen zu weiteren THG-Reduktionen bei (Abschn. 2.2.3, Abb. 2.2) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Die Anpassung der Tierhaltung an die Flächenproduktivität leistet einen weiteren Beitrag zur Minderung der THG-Emissionen (Abschn. 5.2.1.2, 2.2.3).

Die potenziellen Mitigationseffekte von systemisch eingesetzten Techniken der Precision Agriculture (PAT) haben eine große Bandbreite, sind in ihrer Richtung aber unumstritten (Balafoutis et al., 2017; Finger et al., 2019). PAT trägt zu einer Verringerung der Düngemittel- und Energieassoziierten THG-Emissionen bei, besonders von N_2O (Soto et al., 2019) [geringe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Optimierung der Maschinen- und Fahrzeugnutzung mindert den Treibstoffeinsatz (Finger et al., 2019). Hohe Investitionskosten (Möckel, 2015), der hohe Bedarf an Fachwissen und fehlende Lehrmaterialien werden als Hindernisse für den Einsatz von PAT genannt (Aubert et al., 2012; Reichardt et al., 2009). Forschungsbedarf besteht v. a. in Bezug auf ihre Anwendungspotenziale, den Beitrag zur Erhaltung bzw. Erhöhung der organischen Bodenkohlenstoffgehalte und die Wirtschaftlichkeit.

Die Kombination neuer Technologien in der agrarischen Landnutzung ist auch aus Mitigationsperspektive von Interesse. Als Beispiel wird die Agrovoltaik mit Synergie aus Pflanzenbau und der Produktion erneuerbarer Energie genannt (Amaducci et al., 2018; Barron-Gafford et al., 2019; Dinesh & Pearce, 2016; Xue, 2017) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Sowohl was das Mitigationspotenzial in spezifischen Landnutzungssystemen als auch Auswirkungen auf das Landschaftsbild betrifft, besteht noch erheblicher Forschungsbedarf.

Systemische pflanzenbauliche Maßnahmen kombinieren die Vorzüge der oben genannten Maßnahmen, welche zu multiplen Effekten in den Anbausystemen beitragen. Fruchtfolgen mit Feldfutterleguminosen und -Gemengen wie Luzerne und Kleegras (Bolinder et al., 2010; Wang et al., 2010) und überjährige Zwischenfruchtgemenge tragen sowohl zum Humusaufbau als auch zur Bildung einer stabilen, porenreichen Bodenstruktur und einer guten Durchwurzelbarkeit im Unterboden bei (Bolinder et al., 2010; Wang et al., 2010). So zeigen Böden unter biologischem Landbau um 2 bis 5 t/ha höhere Kohlenstoffvorräte als konventionell bewirtschaftete Böden (Gattinger et al., 2012). Nach mindestens zehnjähriger biologischer Bewirtschaftung zeigen Ackerböden im oberösterreichischen Alpenvorland um +0,14 %-Punkte und im Mühlviertel um +0,28 %-Punkte höhere Humusgehalte als bei konventioneller Bewirtschaftung (AGES, 2015). Auch Kasper et al. (2015) unterstützen diese Ergebnisse. Dem widersprechen Untersuchungen in Deutschland, da die zum Teil deutlich höheren Biomasseerträge in der konventionellen Produktion zu entsprechend guter Humusversorgung beitragen, allerdings mit einem hohen Energieeinsatz, bedingt durch die mineralische Stickstoffdüngung (Jacobs et al., 2018) [mittlere Evidenz, geringe Übereinstimmung]. Als kritisch für die Humusbildung ist der Anbau von Energiepflanzen, wie z. B. Silomais, bei Düngung mit Gülle zu bewerten, da nur geringe Pflanzenrückstände für die Humusbildung verbleiben. Andererseits wird argumentiert, dass die Gülle in der Folgekultur zu erhöhten Biomasseerträgen führt und damit dieses Defizit ausgeglichen wird. Strohbergung für die Energiegewinnung bedeutet Abfuhr von Kohlenstoff und wirkt sich damit negativ auf die Humusbilanz aus (Ceschia et al., 2010; Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina, 2013) [mittlere Evidenz, geringe Übereinstimmung].

Zwischenfrüchte tragen zu einer Erhöhung der Humusgehalte bei (McDaniel et al., 2014), was auch für Begrünungen und Mulchverfahren im Weinbau zutrifft (Spanischberger & Mitterböck, 2015). Der Beitrag darf allerdings nicht überschätzt werden und hängt maßgeblich von der Bodentextur ab. Die Wasserhaltekapazität kann darüber unterstützt und Auswirkungen des Klimawandels können gepuffert werden. Weitere Effekte sind Erosionsminderung, Verbesserung der Bodenstruktur, besserer Nährstoffrückhalt, Förderung des Bodenlebens, Minderung des Stickstoffbedarfs (Freuden-

schuß, 2010; Holsten et al., 2012; Kolbe, 2010; Osterburg, 2007; VDLUFA, 2014; siehe auch Box 1.3) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung], Eine systematische Analyse und Quantifizierung der Effekte z. B. auf N_2O liegt bislang nicht vor (z. B. Li et al., 2015), es zeigen sich jedoch positive Tendenzen in den THG-Bilanzen (Tribouillois et al., 2018).

Eingearbeitete Ernterückstände erhöhen bei langfristiger Anwendung die organische Bodenkohlenstoffgehalte und -vorräte insbesondere auf schweren Böden (+14 %; Freudenschuß, 2010; Spiegel et al., 2018). Von Nachteil sind die bei der Einarbeitung von Ernterückständen stark ansteigenden klimarelevanten CO_2- und N_2O-Emissionen (Lehtinen et al., 2014; Sykes et al., 2020) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung], wobei Ergebnisse je nach Boden und Pflanzenart nicht einheitlich ausfallen, sowie potenzielle Ertragseinbußen von bis zu −60 % auf schweren Böden (Badagliacca et al., 2020; Zavattaro et al., 2015) [mittlere Evidenz, geringe Übereinstimmung]. Die Komplexwirkungen von Zwischenfrüchten und die Einarbeitung von Ernterückständen sind nicht zufriedenstellend geklärt (Tuomisto et al., 2012).

Die Umwandlung von Ackerland zu Grünland kann zu einer (geringen) zusätzlichen Kohlenstoffspeicherung führen (Gosling et al., 2017; Poeplau et al., 2011), wenn diese nicht mit einer Erhöhung der Tierbestände einhergeht (Wiesmeier et al., 2019).

Begleitende Biotopschutzmaßnahmen (Erhaltung von Feldrainen, Hecken, Blühstreifen, etc.) sind sowohl als Mitigations- als auch Anpassungsstrategie von Bedeutung, unterstützen den Bodenschutz und die Nährstoffverfügbarkeit; Gehölzstrukturen wirken regulierend auf das lokale Klima (Green, 2002; Schoeneberger et al., 2012).

Über die Bindung von relevanten Mengen an Kohlenstoff in der pflanzlichen Biomasse tragen Agroforstsysteme (Giller et al., 2015) und die Integration von Bäumen in Ackerflächen bedeutend zur Kohlenstoffspeicherung (Kumar et al., 2018; Müller et al., 2007; Ramachandran Nair et al., 2009; Zomer et al., 2016) sowie zur Klimawandelanpassung bei (Kanzler et al., 2019; Schultz et al., 2019) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Zu Agroforstsystemen sowie Faktoren, die ihre Implementierung fördern bzw. hemmen, siehe Abschn. 4.1.2 und 4.2.1. Das Mitigationspotenzial unterschiedlichster Agroforstsysteme wird als hoch bis sehr hoch eingestuft (Smith et al., 2013; Mosquera-Losada et al., 2018). Darüber hinaus bieten Agroforstsysteme Ansätze für bislang ungelöste naturschutzfachliche (Unseld et al., 2011) und landschaftsästhetische Problemlagen (García de Jalón et al., 2018; Smith et al., 2012; Reeg, 2010) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Die Implementierung von Agroforstsystemen im Berggebiet hängt einerseits von der entsprechenden Datenlage zu Synergien und Trade-offs ab und benötigt andererseits entsprechende politische Rahmenbedingungen (Bertsch-Hoermann et al., 2021).

Der Einsatz von Biokohle (Abschn. 2.2.4, 2.5.1.5 und 5.2.2.2) stellt eine effektive, aber durch Verfügbarkeit limitierte Maßnahme zur Erhöhung der Gehalte an organischem Bodenkohlenstoff dar (Bai et al., 2019).

Das Beispiel der biologischen Landwirtschaft

Die systemische gesamtbetriebliche Optimierung von Anbauverfahren im Verbund, wie im biologischen Landbau empfohlen, erreicht über die oben dargestellten Einzelmaßnahmen hinausreichende Effizienzsteigerungen. So weist der Bioackerbau rund 30–60 % geringere THG-Emissionen/ha im Vergleich zu konventioneller Landwirtschaft auf (Groier et al., 2017; Meier et al., 2015; Niggli et al., 2007, 2009) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung], welche ebenso im biologischen Obst- und Weinbau erreicht werden (Aguilera et al., 2015; Groier et al., 2017; Kavargiris et al., 2009) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Der geringere Düngereinsatz in der Acker- und Grünlandbewirtschaftung, v. a. der Verzicht auf N-Mineraldünger und der geringere fossile Energieeinsatz, führt zu wesentlich geringeren N_2O-Emissionen in der Biolandwirtschaft im Vergleich zur herkömmlichen Bewirtschaftung (Scialabba & Müller-Lindenlauf, 2010; Groier et al., 2017; Foldal et al., 2019; Sanders & Heß, 2019). Liegen die Erträge im biologischen Landbau um mehr als 17 % unter denen im konventionellen Landbau, sind die N_2O-Emissionen je Ertragseinheit jedoch in Letzterem geringer (Bos et al., 2007; Tuomisto et al., 2012) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Durch Kombination einer jahres- und kulturartenspezifischen Reduktion der Bodenbearbeitungsintensität, der Verminderung von Starkwinden durch Gehölzstrukturen, des Anbaus von Luzerne und Zwischenfrüchten und der Düngung mittels Biokompost sowie Stallmist können der Humusgehalt, die Wasserinfiltration und Wasserhaltekapazität des Bodens erhöht und damit das Pflanzenwachstum in Trockenperioden verlängert werden (Bhadha et al., 2017; Costantini et al., 2020; Freyer et al., 2012) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Geht man über die alleinige Bewertung der Klimawirkung hinaus, kann der Biolandbau eine Vielzahl von ökosystemrelevanten Leistungen erbringen, welche diejenigen des konventionellen Landbaus übersteigen.

5.1.1.2 Grünlandwirtschaft und Nutztierhaltung

Grünlandbewirtschaftung und Mitigationspotenzial

Die Böden des Dauergrünlandes sind bedeutende Speicher von organischem Kohlenstoff (C) (Bohner et al., 2016). Die Kohlenstoffspeicherung wird maßgeblich vom Vegetationstyp (Artenzusammensetzung der Vegetation), von den Bodeneigenschaften und von der Bewirtschaftungsintensität (Düngung, Nutzungshäufigkeit) bestimmt (Bohner et al., 2016; Conant et al., 2017; Guo & Gifford, 2002). Eine große

Wurzelmasse und ein rascher Wurzelumsatz sind wesentliche Voraussetzungen für einen hohen Vorrat an organischem Bodenkohlenstoff im Grünlandboden (Herold et al., 2014; Rasse et al., 2005). Eine Nutzungsintensivierung, insbesondere eine Erhöhung der Weideintensität, vermindert die Wurzelmasse und die Durchwurzelungstiefe im Grünlandboden (Bohner et al., 2016; Bohner & Herndl, 2011; Schuster, 1964) und kann daher langfristig zu einer Verminderung des Kohlenstoffvorrates im Grünlandboden infolge reduzierter Kohlenstoffeinträge führen. Als Richtwert ist von weniger als 10 % in zehn Jahren auszugehen, wobei der konkrete Wert von den natürlichen Standortbedingungen und der Weideintensität abhängt. Eine regelmäßige Düngung insbesondere mit Mist oder Kompost führt zur Erhaltung oder Erhöhung des Kohlenstoffvorrats in Grünlandböden (Bohner et al., 2016; Soussana et al., 2006). Allerdings finden bewirtschaftungsbedingte Kohlenstoffvorratsänderungen nur sehr langsam und geringfügig, vorrangig im Oberboden, statt. Eine regelmäßige Mahd ohne Düngung mit Entfernung des Mähgutes ist Grundvoraussetzung für eine hohe Pflanzenartenvielfalt; diese biodiversitätsfördernde Maßnahme führt langfristig durch den Kohlenstoffexport mit der Ernte zu einem Humusabbau (Bohner et al., 2016). Eine Düngung zur Erhöhung des Kohlenstoffvorrats im Boden ist auf artenreichen Magerwiesen und -weiden eine biodiversitätsmindernde Maßnahme. Es besteht somit ein Konflikt zwischen Ökosystemdienstleistungen (Bohner et al., 2019).

Die Kohlenstoffspeicherung im Boden ist bei mittlerer Bewirtschaftungsintensität (regelmäßige Düngung mit Mist oder Kompost, zwei bis vier Nutzungen pro Jahr) am höchsten [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Zu ähnlichem Ergebnis kommen auch Ward et al. (2016). Praxisrelevante Bewirtschaftungsmaßnahmen (z. B. regelmäßige bedarfsgerechte Düngung mit Mist oder Kompost, bodenschonende bzw. standortangepasste Beweidung) können nur sehr eingeschränkt zur Kohlenstoffsequestrierung in Grünlandböden beitragen (Abschn. 2.5), das Kohlenstoff-Sequestrierungspotenzial ist somit im Dauergrünland aufgrund des hohen Kohlenstoffvorrates im Grünlandboden relativ gering [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Die Intensivierung der Grünlandbewirtschaftung führt zu Bodenverdichtung. Die stärkste Verdichtung entsteht durch intensive Beweidung mit Rindern und wirkt 15 cm tief. Häufiges Befahren mit landwirtschaftlichen Geräten und Maschinen bewirkt eine Verdichtung zumindest bis 25 cm Bodentiefe (Bohner et al., 2017, 2006; Mulholland & Fullen, 1991). Durch Bodenverdichtung wird die Staunässebildung gefördert (Bohner et al., 2017; Herbauts et al., 1996; Voorhees et al., 1986). Verdichtete Grünlandböden weisen vor allem bei häufiger Staunässe und reichlicher Düngung erhöhte N_2O-Emissionen auf (Sitaula et al., 2000). Die Bodenverdichtung fördert somit die THG-Emissionen (Nawaz et al., 2013) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

THG-Reduktionspotenziale in der Tierhaltung

Mögliche Maßnahmen zur THG-Reduktion in der österreichischen Tierhaltung (Abschn. 2.2.3), die durch produktionstechnische Änderungen erzielt werden können, werden in Tab. 5.1 quantifiziert.

Im Folgenden werden Mitigationsoptionen in der Reihenfolge der Größenordnung ihres Potenzials (von hoch bis gering) näher erläutert.

1. Verdauungsbedingte CH_4-Emissionen von Rindern sind die Hauptquelle landwirtschaftlicher THG-Emissionen. Diesbezüglich können direkte (Reduktion der Methanbildung im tierischen Organismus und der Wirtschaftsdüngerkette; Potenzial von 0 bis ca. 30 %) und indirekte Minderungsmaßnahmen (z. B. Leistungs- und Effizienzsteigerungen, verlängerte Nutzungsdauer, Erhöhung der Tiergesundheit oder die Optimierung von Futterrationen; Minderungspotenziale jeweils im niedrigen einstelligen Bereich, siehe Hörtenhuber et al., 2010; Schader et al., 2014) unterschieden werden. Je Mengeneinheit Milch können verdauungsbedingte CH_4-Emissionen vor allem durch einen Anstieg des Milchleistungsniveaus (pro Kuh/Jahr) und insbesondere der Lebenstagsleistung (d. i. die gesamte im Leben einer Kuh erbrachte Milchleistung je Kuh und Leben bezogen auf ihr Alter = Lebensleistung/Lebenstage) reduziert werden (Tab. 5.1, Maßnahme F). Diesbezüglich besteht jedoch kein linearer Zusammenhang. Vielmehr sinkt die zusätzliche THG-Einsparung mit zunehmender Milchleistung (u. a. Grandl et al., 2019; Kirchgeßner et al., 1994; Knapp et al., 2014) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Weiters ist diese Maßnahme unter Praxisbedingungen begrenzt; einerseits durch die Beschränkungen der Aufnahme ausreichender Mengen Raufutter und andererseits durch die für die Vermeidung von Gesundheitsstörungen nötige Limitierung der Konzentratfuttergabe (Humer et al., 2018a, 2018b; Martens, 2020) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. In erster Abschätzung dieser Zusammenhänge ist davon auszugehen, dass eine Milchleistungssteigerung über ca. 8500 kg je Laktation keine nennenswerte Reduktion der produktbezogenen THG-Emissionen mehr bringt oder – je nach konkretem Szenario – sogar kontraproduktiv ist. Diese Maßnahme muss jedoch im gesamtökologischen Zusammenhang gesehen werden. Etwa die Hälfte der österreichischen landwirtschaftlichen Nutzfläche ist Dauergrünland (Statistik Austria, 2018), das primär von Milchkühen genutzt und in Lebensmittel transformiert werden kann. Futter von Dauergrünland bildet die Basis für eine standortangepasste Wiederkäuerernährung (Gruber & Pötsch, 2006). CH_4-Minderungsoptionen müssen daher die Verwertung des Grünlandfutters ermöglichen und nicht durch Steigerung des Konzentratfuttereinsatzes erreicht werden. Die Erhöhung der Grundfutterqualität ist grundsätzlich eine

Tab. 5.1 Relevante Maßnahmen (Reihung nach praktischer Umsetzbarkeit von „hoch" zu „niedrig") in der österreichischen Nutztierhaltung und ihr spezifisches THG-Reduktionspotenzial

Maßnahme	% Reduktion CO_2e	Wirkungsweise	Quellen	Konfidenz
A Alle Nutztierarten: Ersatz kritischer Futtermittel, v. a. von Soja(-produkten) aus Südamerika	Etwa −25 % bei Schweinefleisch; bei Milchkühen wurde das Mitigationspotenzial bereits weitgehend realisiert	Verminderter THG-Rucksack, v. a. aus der Quelle LULUC	Reckmann et al., 2016; Hörtenhuber et al., 2010	Hoch
B Alle Nutztierarten: Senkung des Rohproteingehalts in der Futterration, ggf. Ergänzung limitierender Aminosäuren und Einsatz von Futterzusatzstoffen für effizienteren N-Ansatz und evtl. geringeren Ammoniumstickstoffanteil im Wirtschaftsdünger	Reduktion der direkten und indirekten N_2O-Emissionen (zumindest 10 % je %-Punkt Verminderung des Rohproteingehalts)	Weniger Stickstoff in tierischen Ausscheidungen bewirkt geringere N_2O-Emissionen aus Wirtschaftsdüngerlager und geringere NH_3-, NO_X- und NO_3-Emissionen (letzterer nach Ausbringung); damit auch geringere indirekte N_2O-Emissionen	Lewis et al., 2013; Sajeev et al., 2018	Hoch für Absenkung Rohproteingehalt, gering bis mittel für Effekt von Futterzusätzen
C Wiederkäuer: Futtermittelzusatzstoffe zur Verminderung der enterogenen CH_4-Bildung	0 bis −30 % des CH_4 aus der tierischen Verdauung (entspricht 0 bis ca. −20 % bei Bezug je kg Kuhmilch)	Methanogene Archaebakterien werden gehemmt	Abecia et al., 2018; Ballard et al., 2011; Lewis et al., 2013; Van Wesemael et al., 2019	Mittel (u. a. in Abhängigkeit von Wirkstoffen)
D Alle Tierarten: emissionsarme Haltungs- und Wirtschaftsdüngersysteme, z. B. Strohsysteme mit häufiger Entmistung (kein Tiefstreusystem)	Je nach konkreten Bedingungen sehr variabel	Je nach System und Bodengestaltung grundsätzlich Reduktion von N_2O- und CH_4-Emissionen sowie von indirekten N_2O-Emissionen (Ausmaß variabel)		Niedrig bis mittel
E Rinder: Weideanteil	−2 % bei Anstieg der Weidezeit (als Anteil am Jahresbudget) um 10 % für Kühe (bei Bezug je kg Kuhmilch)	Exkrementelagerung entfällt, Verminderung der NH_3-Emissionen, Verminderung der CH_4-Bildung bei der Verdauung, Leistungsanstieg	Hörtenhuber et al. 2010; Schader et al. 2014; Umweltbundesamt 2020a	Niedrig bis mittel
F Milchkühe: Erhöhung Lebenstagsleistung	−4 % bei Anstieg der Milchleistung je Lebenstag um 10 % (bei Bezug je kg Kuhmilch)	THG aus Aufzucht und für Deckung Erhaltungsbedarf „verdünnt"	Hörtenhuber et al., 2010; Schader et al., 2014	Hoch
G Rinder: Erhöhung Grundfutterqualität	−1,5 % bei Anstieg der Futter-Energiedichte um 0,1 MJ NEL (bei Bezug je kg Kuhmilch)	Reduktion CH_4 aus Verdauung, Produktivitätsanstieg	Hörtenhuber et al., 2010; Knapp et al., 2014	Hoch
H Biogasanlage	−16 % je kg Milch + CO_2-Einsparung von Substitution fossiler Energieträger durch Abwärme	CH_4 und Ersatz fossiler Energie	Hörtenhuber et al., 2010	Hoch

Mitigationsmöglichkeit (Beauchemin et al., 2011; Hörtenhuber et al., 2010; Knapp et al., 2014) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Grenzen der Praktikabilität sowie Biodiversitäts- bzw. Humusverlust bei extrem hoher Schnitthäufigkeit gilt es allerdings zu beachten. Eine Erhöhung der Qualität des aufgenommenen Grundfutters kann durch optimiertes Weidemanagement (Bereitstellung von Weide im optimalen Vegetationsstadium) erreicht werden (Steinwidder et al., 2018).

2. Weitere Minderungsoptionen sind eine Zucht von effizienteren Kühen, bspw. durch gleiche Milchleistung bei geringerer Lebendmasse (Ledinek et al., 2019; Thornton & Herrero, 2010). Als vorteilhaft erweist sich auch eine Steigerung der Milchlebensleistung, da sich die Emissionen der unproduktiven Aufzuchtphase auf eine größere Produktmenge verteilen (Grandl et al., 2019; Hörtenhuber et al., 2010; UNECE, 2015) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Der größte Einsparungseffekt wird bei Vermeidung von sehr kurzer Nutzungsdauer (Ausscheiden der Kühe während der ersten Laktation) erzielt (Grandl et al., 2019).
3. Direkte CH_4-Reduktion kann durch eine Beeinflussung der Pansen-Mikroflora erfolgen. Futtermittelzusatzstoffe auf pflanzlicher und chemisch-synthetischer Basis werden aktuell sowohl bei Milch- als auch Fleischrindern intensiv untersucht. Deren Reduktionspotenzial wird für spezifische Wirkstoffe bzw. Wirkstoffgruppen und Dosierungen auf eine Größenordnung von ca. 5 (bestimmte phytogene Futterzusatzstoffe; Ballard et al., 2011) bis 30 % geschätzt (v. a. 3-Nitrooxypropanol; Abecia et al., 2018; Van Wesemael et al., 2019; Tab. 5.1, Maßnahme C) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Die

zusätzlichen THG-Emissionen der Erzeugung der Futterzusatzstoffe erscheinen im Vergleich zum Rückgang der Emissionen aus der Verdauung untergeordnet bis marginal (Feng & Kebreab, 2020). Aufgrund hoher Preise und einer noch geringen Anzahl effektiver und zugelassener Futterzusatzstoffe (Wirkstoffe wie 3-Nitrooxypropanol sind aktuell in der Zulassungsphase bei der EFSA; European Food Safety Authority, 2020) ist der Einsatz dieser nicht weit verbreitet. Jegliche direkte Reduktion des enterischen CH_4 birgt grundsätzlich die Gefahr, dass in der Folge (kompensatorisch) höhere CH_4-Verluste aus der Gülle auftreten (Hindrichsen et al., 2006).

4. Standortangepasste hofeigene Futtererzeugung: Ökobilanzen, die über nationale Systemgrenzen und den landwirtschaftlichen Sektor hinausgehen, zeigen, dass heimische bzw. regionale Futtermittel oftmals geringere THG-Emissionen als wichtige Importfuttermittel aufweisen. Für den Unterschied sind neben transportbedingten Emissionen vor allem Landnutzungsänderungen (LULUC) für importierte Proteinfuttermittel verantwortlich (Bellarby et al., 2013; Hörtenhuber et al., 2011; Sasu-Boakye et al., 2014; Tab. 5.1, Maßnahme A) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine konsequente Nutzung primär heimischer Futterressourcen in der Nutztierhaltung zeigt insofern hohes Potenzial zur Reduktion von THG-Emissionen, würde aber v. a. in der Fleisch- und Eiererzeugung eine Verminderung des Produktionsumfanges bedingen. Hier bestehen positive Beziehungen zu den konsumseitigen Strategien (Abschn. 5.3), die ebenso auf eine Reduktion tierischer Lebensmittel abzielen.
5. Direkte und indirekte (aus NH_3-Ausgasung resultierende) N_2O-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerkette sind vom Stickstoffgehalt der Wirtschaftsdünger und damit von der Fütterung der Nutztiere abhängig. Die Vermeidung von Stickstoffüberschüssen bei der Fütterung ist eine wichtige und sehr gut abgesicherte Option zur Verringerung von Stickstoffemissionen, inklusive N_2O (Aarnink & Verstegen, 2007; Kuczynski et al., 2005; Sajeev et al., 2018). Aktuell wird in der Schweineproduktion der Proteingehalt im Futter schon häufig an den im Mastverlauf sich ändernden tierischen Aminosäurebedarf angepasst (sogenannte „Phasenfütterung“). Eine Verminderung des Rohproteingehalts (XP) von 170 auf 140 g XP/kg Futter führt zu einer Reduktion der NH_3-Emissionen um 30 % (Canh et al., 1998a, 1998b; Dourmad et al., 1993; Tab. 5.1, Maßnahme B) [robuste Evidenz, für den praxisrelevanten Bereich hohe Übereinstimmung]. Der physiologische Bedarf des Tieres setzt der Verfütterung von Rohprotein-reduziertem Futter jedoch Grenzen und macht eine Ergänzung mit isolierten Aminosäuren nötig. In der Sorge der Produzent_innen vor ökonomischen Nachteilen dieses Ansatzes liegt der wesentlichste Hemmfaktor für eine flächendeckende Umsetzung.
6. Im Vergleich zur Schweineproduktion ist der potenzielle Effekt einer Reduktion des Rohproteingehaltes in Rinderrationen auf die NH_3-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerkette als noch höher einzuschätzen. Aufgrund der größeren Heterogenität von Rinder- gegenüber Schweineproduktionssystemen und der größeren Anzahl an Einflussfaktoren (insbesondere Variabilität der Standortbedingungen zur Erzeugung der betriebseigenen Futterbasis) ist die praktische Umsetzung des höheren Reduktionspotenzials allerdings stärker limitiert (Sajeev et al., 2018) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung].
7. Etliche der Maßnahmen, die gasförmige Emissionen aus der Tierhaltung vermindern sollen, betreffen primär NH_3, womit jedoch auch eine Reduktion der indirekten N_2O-Emissionen verbunden ist. Emissionsmindernd wirken die Lagerung flüssiger Wirtschaftsdünger in geschlossenen Behältern oder Biogasanlagen sowie eine verlustarme Art der Ausbringung auf den landwirtschaftlichen Flächen (z. B. mittels Schleppschlauch am Ackerland, Schleppschuh am Grünland, Injektionstechniken) und das rasche Einarbeiten von Festmist (Abschn. 5.1.1.1). Ebenfalls emissionsmindernd wirken günstige Witterungsbedingungen bei und nach der Ausbringung (UNECE, 2015). Dieses Maßnahmenbündel erhöht die N-Effizienz im Gesamtsystem, wodurch weniger Mineraldünger benötigt wird, was die Emissionsreduktion noch verstärkt (de Vries et al., 2015; Kai et al., 2008; Sanz-Cobena et al., 2014) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].
8. CH_4-Emissionen aus dem Wirtschaftsdünger sind von der verfütterten Ration, u. a. von der Verdaulichkeit der organischen Masse und vom Grad der Energiebedarfsdeckung, abhängig. Eine leistungsangepasste Fütterung stellt somit einen ersten wichtigen Schritt zur Reduktion von CH_4 aus dem Wirtschaftsdünger dar (IPCC, 2019a; Umweltbundesamt, 2020a). Die CH_4-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement können durch eine Behandlung des Wirtschaftsdüngers in Biogasanlagen (Tab. 5.1, Maßnahme H) oder mittels Flüssigmistseparierung (mechanische Trennung des organischen Kohlenstoffs aus dem Flüssigmist) verringert werden. Kompostierung ist eine weitere Möglichkeit zur Verminderung der CH_4-Emissionen aus der Festmistlagerung [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].
9. Die Höhe der THG-Emissionen aus der Tierhaltung ist auch vom jeweiligen Haltungs- und dem damit verbundenen Wirtschaftsdüngersystem abhängig. Beispielsweise emittieren Flüssigmistsysteme deutlich mehr CH_4 als Festmistsysteme. Letztere weisen allerdings höhere N_2O-Emissionen auf. Insgesamt sind die THG-Emissionen aus Flüssigmistsystemen höher als aus Festmistsystemen (IPCC, 2019a; Umweltbundesamt, 2020a). Bei eingestreuten Haltungssystemen sollte zur Emissionsminderung der Festmist regelmäßig in ein Außenlager trans-

portiert werden. Zur Reduktion der mit der Wirtschaftsdüngerausbringung einhergehenden NH_3- und indirekten N_2O-Emissionen empfiehlt sich im Ackerland die rasche Einarbeitung in den Boden (UNECE, 2015). Die Weidehaltung ist in der Vegetationsperiode eine wirksame Maßnahme zur Verminderung der CH_4-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement (Tab. 5.1, Maßnahme E). Messungen zeigen, dass Tierhaltung mit Flüssigmistsystemen in den Sommermonaten mit hohen CH_4-Emissionen verbunden ist (Amon et al., 2002). Weidehaltung, die Düngerlagerung in kühlen Außenlagern sowie ein geringer Füllstand der Flüssigmistgruben können während dieser Zeit die CH_4-Emissionen aus der Lagerung reduzieren (Hörtenhuber et al., 2010; IPCC, 2019a; Schader et al., 2014; Umweltbundesamt, 2020a) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Die mit der Tierhaltung assoziierten potenziellen Maßnahmen im Futter- bzw. Ackerbau wurden in Abschn. 5.2 behandelt. Zum spezifischen Mitigationspotenzial der österreichischen Nutztierhaltung gibt es nur vergleichsweise wenige Publikationen. Insofern wurde teilweise auf internationale Literatur zurückgegriffen. Für die Szenarien, die in österreichischen Studien untersucht wurden, besteht allerdings eine gute Übereinstimmung mit internationalen Quellen.

Silvopastoralen Systemen wird global ein hohes Mitigationspotenzial zugeschrieben (Aynekulu et al., 2020; Landholm et al., 2019; Cubbage et al., 2012) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung], allerdings fokussiert die wissenschaftliche Literatur v. a. auf Regionen des globalen Südens. Für die gemäßigten Zonen liegen keine belastbaren empirischen Untersuchungen vor.

Darüber hinaus beinhaltet eine Abstockung der Tierbestände grundsätzlich großes Potenzial zur Reduktion der THG-Emissionen der österreichischen Erzeugung. Im Besonderen ist die Reduktion der Tierzahlen in jenen Tierkategorien diskussionswürdig, bei denen der Selbstversorgungsgrad deutlich über 100 % liegt, wie bei Rindfleisch. Die Emissionen der Tiere und des Wirtschaftsdüngers aus der Rinderhaltung machen etwa 5 % der gesamten österreichischen THG-Emissionen aus (Umweltbundesamt, 2020a). Aufgrund der (annähernd) linearen Beziehung zwischen dem Tierbestand und seinem relativen Anteil an den Gesamtemissionen würde eine Reduktion des Rinderbestandes um 20 % eine Reduktion der Gesamtemissionen um 1 % bewirken. Zu beachten ist jedoch, dass insbesondere eine Reduktion der extensiven bis semi-intensiven Rinderhaltung – je nach Rahmenbedingungen – zu einem Verlust in der Erfüllung anderer Funktionen und Dienstleistungen (bspw. Beiträge zur globalen Ernährungssicherung, Einkommensgenerierung in marginalisierten Regionen, Nährstoffzyklen, Erhaltung von Kulturlandschaften) führen kann (Leroy et al., 2018).

5.1.2 Waldbewirtschaftung

5.1.2.1 Wald und Klimawandelminderung

Die Rolle der Waldbewirtschaftung zur Minderung des Klimawandels wird unter Berücksichtigung der Kohlenstoffspeicher in der lebenden und toten Biomasse, des Bodens, der Menge und Lebenszyklen der erzeugten Holzprodukte (Schnittholz, Platten und Papier) und der Substitution von nicht waldbasierten Produkten durch Holzprodukte dargestellt. Eine gesamtheitliche Sicht wird angestrebt, da punktuelle Analysen von Einzelthemen zu widersprüchlichen Ergebnissen bei der Bewertung von Mitigationsoptionen führen (Cowie et al., 2021; Olsson et al., 2019).

Box 5.1 stellt die Zusammenhänge entlang der Produktionskette dar.

Box 5.1 Szenarienanalysen zur Darstellung des Zusammenspiels der Kohlenstoff- bzw. Treibhausgas-(THG-)Bilanzen vom Wald, dem Holzproduktepool und den durch Holz vermiedenen Emissionen für den waldbasierten Sektor Österreichs

Auf Grundlage der Daten der Österreichischen Waldinventur wurden zwei Simulationsstudien durchgeführt. Beide untersuchten die langfristigen Konsequenzen von verschiedenen Waldbehandlungen, Holznutzungsstrategien bzw. Klimawandeleffekten auf die THG-Bilanz des waldbasierten Sektors Österreichs (Wald, Holzproduktepool, vermiedene THG-Emissionen durch energetische/stoffliche Holznutzung durch einen geringeren THG-Fußabdruck als Ersatz-Produkte).

In der ersten Studie, die als Holzkettenstudie bezeichnet wurde, wurden verschiedene Ausrichtungen des waldbasierten Sektors bei unterschiedlichen Rahmenbedingungen analysiert (BFW, 2015; Braun et al., 2016a). Sie diente in erster Linie einem grundlegenden Systemverständnis. Für alle Szenarien wurde eine Erwärmung um 2 °C bis zum Jahr 2100 angenommen. Die Szenarien bildeten mögliche Ausrichtungen des waldbasierten Sektors Österreichs ab:

- „Referenz“: Das derzeitige Nutzungsverhalten und der Einsatz von Holz am Markt wurden mit dem Holzmarktmodell „FOHOW2“ dynamisch modelliert. Preiselastizitäten, Einkommens- und Weiterverabeitungselastizitäten, die das Marktverhalten der Akteure bestimmen, wurden auf Basis von Zeitreihen zwischen 1970/75 bis 2010 ökonometrisch geschätzt. Das komplexe Modell ist in der Literatur mehrmals beschrieben (Braun et al., 2016a;

Schwarzbauer & Rametsteiner, 2001; Schwarzbauer & Stern, 2010).

- „Bioenergie“: Energetische Holznachfrage und -einsatz steigen um 20 % bis 2100 im Vergleich zur Waldinventurperiode 2007/09.
- „Stoffliche Nutzung“: Stoffliche Holznachfrage und -verwendung steigen um 20 % bis 2100 im Vergleich zur Waldinventurperiode 2007/09.
- „Nutzungsreduktion“: Die Holznutzung wird schrittweise bis 2100 reduziert: Nutzungsverzicht auf 5 % der Waldfläche, Nutzungsreduktion um 40 % in Nationalpark-/Biosphärenpark-Pufferzonen, um 20 % in weiteren Schutzgebieten und um 15 % in allen anderen Ertragswaldflächen.
- Das sonstige Verhalten aller Akteure des waldbasierten Sektors ist im Holzmarktmodell „FOHOW“ abgebildet und ist in allen Szenarien gleichgehalten (Braun et al., 2016a)
- Es wurde angenommen, dass die Dienstleistung aus Holzprodukten im Referenzszenario erhalten werden muss. Bei geringerem Holzaufkommen müssen entsprechende Ersatzprodukte die Dienstleistung erfüllen, und deren Emissionen werden in der Szenarienbeurteilung berücksichtigt. Eine Berücksichtigung gleicher zu erfüllender Dienstleistungen wie im Referenzsystem ist für eine korrekte und vollständige Bewertung der THG-Auswirkungen der Szenarien notwendig (Cowie et al., 2021)

Für die energetische Holznutzung wurde als Substitution die aktuelle Verteilung fossiler Energieträger herangezogen, die bei Ausfall der energetischen Holznutzung einspringen müsste (Gas 50 %, Erdöl 40 % und Kohle 10 %).

Die Szenarien zeigen die Grenzen der erhöhten Holznutzung und Holzverfügbarkeit auf. Eine etwa 20 % stärkere Nachfrage nach österreichischem Holz im Vergleich zum Referenzniveau führt bis 2100 (am Ende der Periode) zu Engpässen in der Nachlieferung von Holz aus dem österreichischen Wald und Einbrüchen im Stammholzvorrat. Durch den damit verbundenen Vorratsabbau verwandelt sich der Wald von einer Netto-Senke in eine Netto-Quelle von THG-Emissionen und führt im Gesamtergebnis kumulativ zu einem schlechteren THG-Ergebnis als das Referenzszenario. Der THG-mäßige Vorteil der stofflichen Holznutzung gegenüber einer energetischen Primärholzverwendung konnte gezeigt werden (Abb. 5.1).

Das Szenario Nutzungsreduktion erhöht die Kohlenstoffsenke in der Biomasse signifikant und langfristig im Boden im Vergleich zu den anderen Szenarien, allerdings ist gemäß Szenariendefinition durch den Entfall des Holzes Ersatz aus anderen, THG-intensiveren Rohstoffen erforderlich, wodurch sich die fossilen THG-Emissionen erhöhen (BFW, 2015; Braun et al., 2016a; Jandl et al., 2018). Der Substitutionseffekt hängt wesentlich von den angenommen Lebensdauern von Holz- und Alternativprodukten ab. Angenommen wurde hier, dass Holzprodukte die halbe Lebensdauer der zu substituierenden Alternativprodukte aufweisen.

Die zweite Studie hatte das Ziel, die Auswirkungen unterschiedlicher Klimawandelszenarien und Klimawandelanpassungsmaßnahmen in der Waldbewirtschaftung auf die THG-Bilanz des waldbasierten Sektors Österreichs zu untersuchen (BFW, 2020; Weiss et al., 2020). Die Simulationsperiode erstreckte sich von 2020 bis 2150, um Effekte, die erst nach einer Umtriebszeit auftreten, ebenfalls zu erfassen.

- Referenzszenario R4.5: Waldbewirtschaftung und Holzverwendung wie bisher, unter einem regionalisierten Klimaszenario RCP4.5 (liegt leicht über 2-°C-Ziel – die RCP-Szenarien sind in Abschn. 1.1.1 beschrieben).
- Referenzszenario R8.5: Waldbewirtschaftung und Holzverwendung wie bisher, unter einem regionalisierten Klimaszenario RCP8.5 (liegt deutlich über 2-°C-Ziel).
- Kalamitätenszenario KAL: Waldbewirtschaftung und Holzverwendung wie bisher, unter RCP8.5 mit weiterer Zunahme von Schadholzereignissen. Reduktion des Niederschlages um 20 %, Erhöhung der maximalen Windgeschwindigkeit um 20 % gegenüber RCP8.5, Erhöhung der Mortalitätswahrscheinlichkeit um 20 % (Fichte) bzw. 10 % (alle anderen Baumarten).
- Umtriebszeitverkürzungsszenario UZV: RCP8.5, unmittelbare rasche Verjüngung alter Bestände durch Verkürzung des Endnutzungsalters als Maßnahme der Klimawandelanpassung, da alte Bestände stärker durch Sturmwürfe gefährdet sind.
- Baumartenwechselszenario BAW: RCP8.5, Wechsel zu heimischen Laubholzarten im Wald als Maßnahme der Klimawandelanpassung.
- Vorratsaufbauszenario VAU: RCP8.5, Holznutzung wird schrittweise bis 2100 in den bestwüchsigen Wald-(Fichten-)beständen reduziert: Nutzungsverzicht auf 5 % der Waldfläche, Nutzungsreduktion um 40 % in Nationalpark-/Biosphärenpark-Pufferzonen, um 20 % in weiteren Schutzgebieten und um 15 % in allen anderen Ertragswaldflächen.

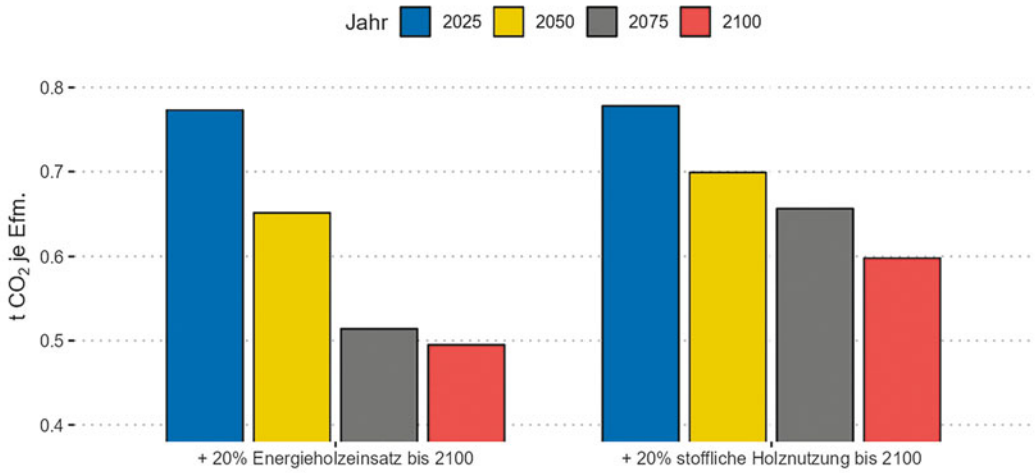


Abb. 5.1 Vermiedene THG-Emission durch Holzprodukte plus THG-Senke im Holzproduktepool je genutztem Erntefestmeter Holz im Szenario mit +20 % Energieholzeinsatz bis 2100 und im Szenario mit +20 % stofflicher Holznutzung bis 2100 in 2025, 2050, 2075 und 2100. (Eigene Darstellung, Daten aus Braun et al., 2016a)

- Das sonstige Verhalten aller Akteure des waldbasierten Sektors bleibt in allen Szenarien gleich wie bisher.
- Eine detaillierte Beschreibung der Interaktion Nachfrage und Bereitstellung von Rohholz ist Braun et al. (2016a) und Weiss et al. (2020) zu entnehmen.
- Das sonstige Verhalten aller Akteure des waldbasierten Sektors ist im Holzmarktmodell „FOHOW" abgebildet und ist in allen Szenarien gleich gehalten (Braun et al., 2016a).
- Angenommen wurde hier, dass Holzprodukte die gleiche Lebensdauer wie die zu substituierenden Alternativprodukte aufweisen (basierend auf Expertenschätzung, siehe Weiss et al., 2020.
- Auch in diesem Projekt wurde angenommen, dass die Dienstleistung aus Holzprodukten im Referenzszenario erhalten werden muss. Bei geringerem Holzaufkommen müssen entsprechende Ersatzprodukte die Dienstleistung erfüllen, und deren Emissionen werden in der Szenarienbeurteilung berücksichtigt.
- Für die Substitution von energetischem Holzeinsatz wurde die Verteilung sämtlicher Energieträger in 2015 in Österreich und der Reduktionspfad gemäß WEM-Szenario bis 2050 (−28 % bei fossilen Energieträgern) als Ersatz unterstellt. Für die Sensitivitätsanalyse wurde der ambitionierte „Transition"-Reduktionspfad bis 2050 (−87 % bei fossilen Energieträgern) herangezogen (Umweltbundesamt, 2017) Für die stoffliche Nutzung wurde nach Hill et al. (2011) unterstellt, dass sich die THG-Intensität der Ersatzmaterialien zu den Holzprodukten bis 2050 um bis zu 45 % gegenüber derzeit verringert. Nach 2050 wurde jeweils keine weitere Abnahme unterstellt.

Der zeitliche Verlauf der Quellen- bzw. Senkenwirkung des Waldes plus des Holzproduktepools ist in Abb. 5.2 dargestellt. Je nach Szenario stellen die Wald- und Holzproduktepools für 20–90 Jahre eine CO_2-Senke, danach eine Quelle dar. Im R4.5-Szenario bis 2150 entspricht der Effekt der Wald- und der Holzproduktsenke etwa 500 Mio. t CO_2e oder 3,6 Mio. t CO_2e/Jahr und der Effekt der vermiedenen Emissionen ca. 1.500 Mio. t CO_2e oder 10,7 Mio. t CO_2e/Jahr (Abb. 5.2); diese vermiedenen Emissionen entsprechen etwa 20 jährlichen THG-Emissionen Österreichs (vgl. Abschn. 1.3.4).

Stärkerer Klimawandel und Klimawandelanpassungen können die THG-Bilanz des waldbasierten Sektors verschlechtern: In den Szenarien R8.5 und KAL wird der Wald kumulativ im Simulationszeitraum (im Vergleich zu Szenario R4.5 mit moderater Erwärmung und Wald-Senke) zu einer deutlichen Emissionsquelle. Bis 2150 ist R8.5 um ein Äquivalent von acht und KAL um ein Äquivalent von 13 jährlichen THG-Emissionen Österreichs schlechter als R4.5. Besonders das Szenario KAL zeigt die Sensitivität von THG-Senkenleistungen bei Zunahme der klimaänderungsbedingten Kalami-

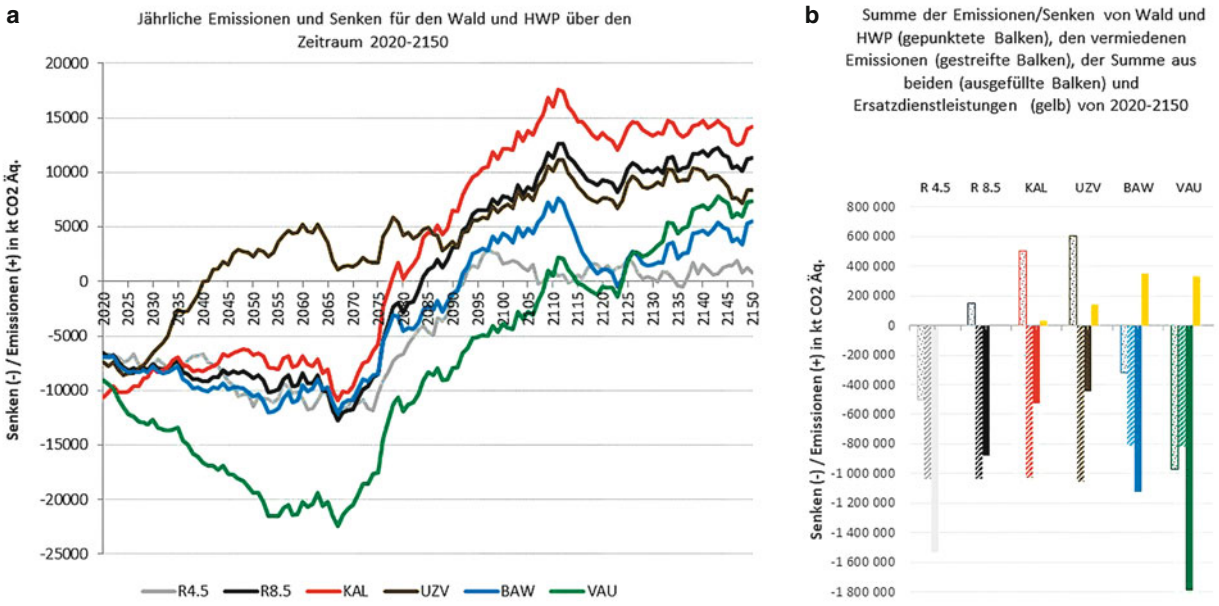


Abb. 5.2 **a, b** Ergebnisse der Szenarien (siehe Beschreibung) aus der zweiten Studie zu den THG-Auswirkungen des Klimawandels und der Klimawandelanpassung auf den waldbasierten Sektor Österreichs; Wald, Holzprodukte (*HWP*), vermiedene THG-Emissionen durch Holzprodukte bzw. Emissionen durch Ersatzdienstleistungen zu entfallenden Holzprodukten beim Szenario einer moderaten Erwärmung (*R4.5*), beim Szenario mit starker Erwärmung (*R8.5*) und verschiedenen Szenarien bei starker Erwärmung. Das Szenario KAL steht für eine weitere Zunahme der Schadereignisse (Kalamitäten), *UZV* steht für die Verkürzung der Umtriebszeit, *BAW* für den Wechsel der Baumarten von Nadel- zu Laubbaumarten und *VAU* für die Außer-Nutzung-Stellung eines Teiles des Wirtschaftswaldes (BFW, 2020; Ledermann et al., 2022; Ludvig et al., 2021; Weiss et al., 2020). Erklärung Ersatzdienstleistung: Die Dienstleistung der Holzprodukte und des energetisch genutzten Holzes im Referenzszenario wird gemäß Szenariendefinition als notwendig erachtet. Das bedeutet, dass weniger verfügbare Holzprodukte und energetisch genutztes Holz in einzelnen Szenarien vergleichsweise zum Referenzszenario durch Alternativen, verbunden mit dementsprechenden THG-Emissionen, ersetzt werden müssen. Es ist wichtig zu verstehen, dass dieser Effekt nicht zu den Summensäulen der Abbildung gezählt wurde, weil dies eine Doppeltrechnung zu den vermiedenen Emissionen darstellen würde – er dient der Visualisierung des vollständigen THG-Effekts des Szenarios

täten und Biomasseverluste (Abb. 5.2). Das Szenario UZV weist bis 2150 ein Äquivalent von sechs jährlichen THG-Emissionen Österreichs mehr als R8.5 auf. Das BAW-Szenario zeigt unter den gewählten Rahmenbedingungen eine THG-Senke im Wald und eine THG-Quelle des Holzproduktepools. Der Grund dafür ist nicht der Baumartenwechsel, sondern die unterstellte und simulierte gleichbleibende Holzverwendung wie derzeit, weshalb das Mehr an Laubholz im BAW nicht das Nadelholz ersetzt und daher insgesamt weniger Holz genutzt wird. Die geringere Holznutzung erfordert den Ersatz durch Nicht-Holz-Produkte, um die erforderliche Dienstleistung aufrechtzuerhalten, was beim BAW zusätzliche fossile Emissionen im Ausmaß von 4,5 jährlichen THG-Emissionen Österreichs im Vergleich zu R8.5 nach sich zieht. Das Szenario VAU zeigt die stärkste THG-Senke im Wald. Dem Vorteil einer höheren Senke im Wald aufgrund reduzierter Nutzung steht wiederum der Nachteil höherer fossiler THG-Emissionen als bei R8.5 gegenüber: Die Reduktion der Nutzung gegenüber R8.5 erfordert auch beim VAU-Szenario bis 2150 zusätzliche fossile THG-Emissionen durch Nicht-Holz-Produkte als Ersatz für entfallende Holzprodukte im Ausmaß von vier jährlichen THG-Emissionen Österreichs.

Die Netto-Zunahme von Kohlenstoff im Wald und im Holzproduktepool ist durch natürliche Sättigungseffekte im Wald, durch die Lebensdauer von Holzprodukten und die Grenzen der Verfügbarkeit des Rohstoffs zeitlich limitiert. Die Szenarien werden jedoch vornehmlich durch andere Ursachen im Laufe der Zeit zu Quellen, etwa durch eine forcierte, rasche Verjüngung im UZV über dem Nachhaltigkeitshiebsatz zur Stabilisierung gegen Windwurfrisiken, klimawandelbedingte Zunahmen von Kalamitäten und Abnahmen des Zuwachses. Je nach Szenario tritt der Wandel nach wenigen Jahrzehnten oder erst im nächsten Jahrhundert ein, wobei die Zeitangaben mit großer Unsicherheit behaftet sind und maßgeblich durch die Szenariendefinitionen geprägt sind (Abb. 5.2a).

Die vermiedenen THG-Emissionen durch Holzprodukte sind zeitlich wirksam, solange die Emissionen pro Serviceeinheit von Holzprodukten kleiner sind als die Emissionen pro Serviceeinheit, die durch alternative Ressourcen bereitgestellt werden. Die vermiedenen THG-Emissionen nehmen mit fortschreitender Dekarbonisierung ab und gehen bei weitestmöglicher Dekarbonisierung gegen null. Im Projekt wurde im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse auch der Substitutionseffekt gegenüber einem „Transition"-Szenario (Umweltbundesamt, 2017) mit forciertem Dekarbonisierungspfad bis 2050 (−87 % bei fossilen Energieträgern gegenüber 2015), um die Paris-Ziele zu erreichen, simuliert (Weiss et al., 2020). Dadurch gehen die durch Holz vermiedenen Emissionen gegenüber dem Referenzszenario deutlich zurück. Es zeigt sich aber auch für diesen „Transition"-Pfad, dass bis 2050 eine deutliche Vermeidung von fossilen Emissionen durch Holzprodukte stattfindet (kumulativ im Ausmaß von 85 % der vermiedenen Emissionen des Referenzszenarios). Nach 2050 werden in diesem „Transition"-Szenario durch Holz fossile Emissionen im Ausmaß von rd. 50 % der vermiedenen Emissionen des Referenzszenarios vermieden.

Eine Reduktion der Holznutzung und der damit verfügbaren Holzmenge zeigt über den simulierten Zeitraum höhere THG-Senken im Wald im Vergleich zu den Referenzszenarien. Eine reduzierte Holznutzung ergibt den Vorteil einer besseren THG-Bilanz über einige Jahrzehnte (abhängig vom gewählten Szenario, wobei jedoch zu beachten ist, dass die untersuchten Szenarien Klimawandel[anpassungs-]szenarien waren und keine Szenarien einer THG-effizienteren Bewirtschaftung des waldbasierten Sektors, weshalb Rückschlüsse auf die THG-effizientesten Strategien nicht zulässig sind). Dem gegenüber steht der Nachteil, dass weniger Holzprodukte zur Verfügung stehen und bei mangelnder Dekarbonisierung ein Ersatz durch (fossile) Rohstoffe mit höherem THG-Fußabdruck – je nach Suffizienzstrategie – erforderlich wird („Ersatzdienstleistungen", siehe Abb. 5.2b).

In beiden Studien ist der errechnete kumulierte Beitrag der vermiedenen Emissionen durch Holzprodukte (Substitution) deutlich höher als die Senkenwirkung des Waldes und der Holzprodukte, mit Ausnahme der Vorratsaufbau-Szenarien, in denen die errechnete kumulierte Senkenleistung etwas größer ist als der errechnete kumulative Substitutionseffekt. Beide Studien zeigen, dass die isolierte Betrachtung von Wald und Holznutzung nur unzureichend Aufschluss über die Gesamt-THG-Wirkungen einzelner Maßnahmen oder Strategien gibt und es notwendig ist, auch die in der weiteren Folge auftretenden THG-Effekte durch vermiedene oder etwaige zusätzliche Emissionen im Sinne der angestrebten Dekarbonisierung zu berücksichtigen.

Die CareforParis-Studie zieht die Schlussfolgerung, dass Klimaschutzmaßnahmen zur Erreichung der Paris-Ziele auch für eine bessere Senkenfunktion des österreichischen Waldes notwendig sind. Anders betrachtet: Stärkerer Klimawandel kann die THG-Bilanz des waldbasierten Sektor Österreichs verschlechtern und die Atmosphäre durch höhere Netto-Emissionen daraus zusätzlich beaufschlagen.

Bei der Interpretation dieser beiden Szenarien- und Modellierungs-Studien sind mehrere Hinweise wichtig:

- Es handelt sich um Ergebnisse von Szenarien, und damit um keine Prognosen, sondern „Was-wäre-wenn"-Simulationen für ein besseres Systemverständnis. Die Szenariendefinition hat wesentlichen Einfluss auf das Ergebnis und ist bei der Interpretation der Ergebnisse unbedingt zu berücksichtigen. Es wurden viele Annahmen getroffen, u. a. um die Konsistenz zwischen den untersuchten Szenarien sicherstellen. Dazu gehören die unterstellte Klimaentwicklung, die Waldentwicklung auf Grundlage des Waldwachstums- und Bodenmodells, das Verhalten der Waldbewirtschafter, die Nachfrage der Holzmarktteilnehmer auf Grundlage des Holzmarktmodells und schließlich die Wahl der Substitutionsprodukte und nachfolgend die Emissionsmodellierung der Substitutionseffekte auf Basis des Ökobilanzmodells.
- Das Holzkettenprojekt war eine erstmalige Studie für ein THG-Systemverständnis des waldbasierten Sektors Österreichs, und CareforParis behandelt die Konsequenzen von Klimawandel und verschiedenen Maßnahmen der Anpassung der Wälder an den Klimawandel. Die Studien waren nicht als Optimierung von THG-Minderungsmaßnahmen des waldbasierten Sektors ausgelegt. Sie zeigen THG-Folgen und Grenzen der definierten Szenarien, erlauben aber nicht die Ableitung der geeignetsten Waldbewirtschaftungs- und Holzverwendungsstrategien für den Klimaschutz in Österreichs waldbasierten Sektor – ein solches Projekt wurde gerade begonnen.
- Das Vorratsaufbau-Szenario in CareforParis stellte die wüchsigsten Wälder Österreichs (zumeist Fichte) außer Nutzung bzw. reduziert diese in den jeweiligen Beständen (Weiss et al., 2020). Der Ef-

fekt der Senkenzunahme in diesem Szenario ist dementsprechend sehr groß. Dies war einem wissenschaftlichen Interesse der Effekte einer solchen Vorgangsweise geschuldet, da im ersten Projekt die am wenigsten wüchsigen Wälder außer Nutzung gestellt wurden (wenig realitätsnahe Annahme).
- Trade-offs wurden bewusst dargestellt, um die Effekte der Szenarien zu verdeutlichen (z. B. stoffliche vs. energetische Holznutzung; Waldsenke durch Nutzungsreduktion vs. notwendige Ersatzdienstleistungen und fossile Emissionen daraus).
- Von Interpretationen über regionale Folgen des Klimawandels wurde Abstand genommen, da lokale/regionale Auslöser von Schadereignissen (z. B. Föhnstürme) mit den verfügbaren Daten nicht modellierbar sind.
- Die einzelnen Szenarien beschreiben den Zeitraum von 2020 bis 2100/2150. Ein Wechsel zwischen den Szenarien (z. B. VAU bis 2050, danach BAW) wurde nicht untersucht und wird daher nicht diskutiert. Auch wurden Ergebnisse für kürzere Zeitperioden nicht ausgewertet.
- Zum besseren Verständnis der Annahmen und Methoden und weiterer Interpretationen wird auf die verfügbaren Publikationen verwiesen (BFW, 2015, 2020; Braun et al., 2016a; Weiss et al., 2020).

5.1.2.2 Ökologischer und sozio-ökonomischer Rahmen für Klimaschutzmaßnahmen im Wald

Im österreichischen Forstgesetz 1975 i. d. g. F. ist die Speicherung von Kohlenstoff nicht explizit als „Waldfunktion" genannt. Am ehesten wäre Kohlenstoffspeicherung als Element der Wohlfahrtsfunktion aufzufassen. Die österreichische Bewegung „klimafitter Wald" (https://www.klimafitterwald.at/) wird international als „Climate Smart Forestry" (CSF) bezeichnet, wobei CSF den Anspruch erhebt, holistisch zu sein (Kauppi et al., 2018; Nabuurs et al., 2017; Jandl et al., 2018). Im IPCC-Bericht zu Klimawandel und Land wird die nachhaltige Waldbewirtschaftung („Sustainable Forest Management", SFM) als Maßnahme zur Erreichung der Klimaschutzziele dargestellt, weil sie die Kohlenstoffvorräte im Bestand vergrößert und gleichzeitig Holzprodukte bereitstellt (Olsson et al., 2019).

Dabei wird betont, dass der jeweilige CSF-Zugang kontextspezifisch ist, die ganze Wertschöpfungskette vom Waldbau bis zu Holzprodukten und der Bioenergie umfasst und regionale Unterschiede auftreten. Ein Kernstück von CSF ist, dass neben der Minderung des Klimawandels die Synergien zwischen Waldfunktionen optimiert und die Trade-offs minimiert werden sollen und den Entscheidungsträgern eine bilanzierte Darstellung von kurzfristig und langfristig realisierbaren Zielen ermöglicht wird (Hetemäki & Verkerk, 2022).

Im österreichischen Wald sind durchschnittlich 227 t C/ha gespeichert (104 t C/ha in ober- und unterirdischer Waldbiomasse, 121 t C/ha in organischer Auflage und Mineralboden und 2 t C/ha Totholz, siehe Tab. 2.3, Abschn. 2.5). Die Relevanz von Habitatbäumen und Totholzinseln zur Erhaltung der Artenvielfalt wird in Abschn. 4.3.4 beschrieben (Oettel & Lapin, 2021). An 910 Probeflächen in 52 österreichischen Naturwaldreservaten wurden zwischen 23 und 109 Festmeter Totholz gemessen. Hohe Totholzvorräte treten in Laub- und Laubmischwäldern auf, geringe in subalpinen Fichtenwäldern, Kiefernwäldern auf Karbonatgestein und in Lärchenwäldern auf (Oettel et al., 2020). Im Österreichischen Walddialog wurde ein Aufbau des Totholzanteils empfohlen, der im Zuge der Waldbewirtschaftung realisiert wurde. Der Anteil an Totholz hat laut Österreichischer Waldinventur zugenommen (Abschn. 2.2.3.3). Der aktuelle Wert der Kohlenstoffspeicherung liegt erheblich unter dem der potenziellen Kohlenstoffspeicherung, weil viele Wälder jahrhundertelang genutzt und teilweise übernutzt wurden (Abschn. 2.5.2). Mittel- bis langfristig sind Netto-Veränderungen dieser Kohlenstoffpools zu erwarten. Besonders relevant sind die Nutzungsintensität, Störungen (Sturm, Schnee, Insekten, Trockenheit, Waldbrand), die kurzfristig regional wirksame Veränderungen der Kohlenstoffpools bewirken können. Dafür wurde der griffige Slogan „slow in/rapid out" gefunden (Körner, 2003). Für Österreich wurde ein erheblicher Druck auf Wälder durch invasive und heimische Schädlinge, Dürre, Sturm und Waldbrand festgestellt. Bei manchen Schadfaktoren spielen Bestandsalter und -struktur eine Rolle (Forzieri et al., 2021; Hlásny et al., 2021; Hoch & Steyrer, 2020; Irauschek et al., 2017a; Jaime et al., 2022; Jandl, 2020; Lindner et al., 2020; Müller, 2021) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Den Wald bei gleichbleibender Waldfläche als dauerhafte Netto-Senke zu erhalten, ist nicht möglich, denn das würde einen unbegrenzten Anstieg des Kohlenstoffvorrats voraussetzen (Assmann, 1961; Cotta, 1885; Ledermann et al., 2020; Pretzsch, 2010) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Auf Bestandsebene kann der Kohlenstoffvorrat nur bis zu einer bestimmten Obergrenze („Sättigung") ansteigen (Körner, 2009, 2003), jedoch ist mittels Simulationen auf der Basis von europäischen Waldinventurdaten auch gezeigt worden, dass Wälder über Jahrhunderte aktive Kohlenstoffsenken bleiben, wenn größere Störungen ausbleiben (Luyssaert et al., 2008, Knohl et al. 2003). Ungestörte, nicht bewirtschaftete alte Wäldern stellen in der Tat mitunter sehr hohe Kohlenstoffspeicher dar. Das jährliche Wachstum ist in bewirtschafteten Wäldern höher, aber die Kohlenstoffsenke in der Biomasse ist geringer, weil ein Teil der Biomasse zu Holzprodukten verarbeitet wird. Alte Wälder können daher mehr Kohlenstoff speichern als bewirtschaftete Wälder, aber die

Rate, mit welcher der Atmosphäre zusätzliches Kohlendioxid entzogen wird, ist beträchtlich kleiner als im Wirtschaftswald und wird sogar negativ, wenn Verluste durch Mortalität den Zuwachs überschreiten (Gundersen et al., 2021; Kilpeläinen & Peltola, 2022; Luyssaert et al., 2008). Ergebnisse der österreichischen Waldinventur und Ergebnisse aus Deutschland zeigen, dass die Senkenleistung von Altbeständen aufgrund des niedrigen Wachstums gering wird, da die CO_2-Bindung bereits im Bestandsalter zwischen 20 und 60 Jahren am größten ist (Meyer et al., 2021; Schadauer, 2022) [hohe Konfidenz, hohe Übereinstimmung]. Durch gezielte Eingriffe kann die Bestandsstruktur gestaltet werden, sodass sie annähernd an die Komplexität von Urwaldstrukturen herankommt. Dadurch werden sowohl Artenvielfalt als auch die Speicherung von Kohlenstoff erhöht. Der Forschungsbedarf dazu ist erheblich (Bauhus et al., 2013, 2009; Ford & Keeton, 2017; O'Brien et al., 2021; Pommerening & Murphy, 2004) [mittlere Konfidenz, hohe Übereinstimmung].

Im nachhaltig bewirtschafteten Altersklassenwald kann ein mittlerer Vorrat an Biomasse leicht bestimmt werden. Bei ausgeglichenem Altersklassenverhältnis (d. h. gleicher Flächenanteil der Altersklassen) liegt er etwa bei der Hälfte des Vorrates eines Bestandes am Ende der Umtriebszeit. In einem nicht bewirtschafteten Wald ist die Obergrenze der Vorrat am Ende der Phase der höchsten Produktivität. Die Obergrenze ist abhängig von der Produktivität des Standorts und von der Bewirtschaftung (u. a. Baumartenwahl, Durchforstungsintensität, Umtriebszeit). Außerdem beeinflussen biotische und abiotische Störfaktoren (Wind, Schnee, Trockenheit, Waldbrand, Schadinsekten) den Vorratsaufbau. Langfristig und über ein größeres Areal betrachtet stellt sich beim Kohlenstoffvorrat ein standortstypisches Gleichgewicht ein, sodass der mittlere Kohlenstoffvorrat zeitlich nahezu unverändert bleibt.

Schwieriger ist die Feststellung des mittleren Biomassenvorrates in bewirtschafteten und nicht bewirtschafteten ungleichaltrigen Wäldern, da in der Regel die Teilflächen unterschiedlichen Sukzessionsstadien zugeordnet und die vorgefundenen Teilvorräte flächengewichtet gemittelt werden. So wurde etwa im Urwald Rothwald der mittlere Vorrat aller Sukzessionsstadien bei etwa 50 % des Vorrats der Optimalphase (1.000–1.500 Vorrats-Festmeter/ha) gemessen (Lang & Nopp-Mayr, 2012). Der Durchschnittsvorrat ist damit annähernd doppelt (Faktor 1,4 bis 2,3) so hoch wie der aktuelle durchschnittlichen Vorrats in Österreichs Wäldern. Allerdings geben die Messwerte keine Auskunft darüber, ob die räumliche Verteilung der Sukzessionsstadien dem ökologischen Gleichgewicht entspricht und für welche österreichischen Waldtypen die Werte repräsentativ sind. Angesichts der bescheidenen Datenlage ist es schwierig, die wenigen Urwaldreste als Referenz für Teile des österreichischen Waldes heranzuziehen.

5.1.2.3 Klimaschutzmaßnahmen im Wald

Bei Fortführung der bisherigen Nutzungspraxis mit der stofflichen Nutzung von Holz als Produktionsziel und der energetischen Holznutzung als Koppelprodukt wird sich der Kohlenstoffvorrat im österreichischen Wald in den nächsten Jahrzehnten erhöhen. Die Rolle des Waldes ist aus den Ergebnissen der Österreichischen Waldinventur abzulesen. Die Waldinventur 2016/21 zeigt einen kontinuierlichen Anstieg des Holzvorrates zu einem neuen Höchststand. Im Vergleich zur Inventur 2007/09 hat der Vorrat an Stammholz um vier Prozent zugenommen: Im österreichischen Kleinprivatwald (< 200 ha Besitzgröße) wird der laufende Holzzuwachs nicht zur Gänze genutzt, und es wird seit Jahrzehnten eine Zunahme des Holzvorrates beobachtet, während in Betrieben größer als 200 ha und den Österreichischen Bundesforsten der Holzvorrat annähernd konstant ist (Gschwantner, 2019). Nach den Ergebnissen der Österreichischen Waldinventur (BFW, 2022) lag die Nutzung im Kleinwald zuletzt bei 85 % des Zuwachses, im gesamten Ertragswald bei 88 %.

Wälder in Bergregionen haben bisher vom Klimawandel profitiert. Durch die Verlängerung der Vegetationsperiode wurde die Produktivität erhöht (Lexer et al., 2015). Alle Wälder haben durch Stickstoffeinträge einen Düngungseffekt erfahren (Jandl et al., 2012; Mayer et al., 2020a, 2020b, 2017; Spiecker et al., 1996) [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Altersklassenverteilung des österreichischen Waldes weist den höchsten Flächenanteil in den besonders produktiven 20–40-jährigen Beständen aus, die in den nächsten Jahrzehnten erheblich zur Vorratsvergrößerung beitragen werden (BFW, 2022; Büchsenmeister, 2011; Gschwantner, 2019) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Für das Nachwachsen junger Altersklassen spielt die natürliche Verjüngung des Waldes eine wesentliche Rolle. Der Dissens zwischen der Jagd- und Waldwirtschaft ist seit Jahrzehnten ungelöst. Wildbedingte Schäden an der Naturverjüngung schmälern den Aktionsspielraum zu Anpassung und Minderung des Klimawandels der Waldbewirtschafter, da das Spektrum der möglichen Baumarten durch selektiven Wildverbiss nicht ausgenützt werden kann. Auf 1,4 Mio. ha (von etwa 4 Mio. ha Wald) ist die natürliche Waldverjüngung unzureichend (BFW, 2013; Schodterer, 2011; Schodterer & Kainz, 2022). Der Anteil der Flächen mit unzureichender Regeneration von Baumarten ist im Schutzwald rund dreimal höher als im Wirtschaftswald. Das bundesweite Wildeinflussmonitoring (BFW, 2022, 2019, 2013) weist 43–72 % stark wildbeeinflusste Waldflächen aus, auf denen eine natürliche Verjüngung von Tannen- und Laubholz-Arten ohne Schutzmaßnahmen praktisch unmöglich ist. Daher ist ein entsprechendes Wildtiermanagement Voraussetzung, um großflächig negativen Wildeinfluss auf die Waldentwicklung durch Verbiss von Jungwuchs zu vermeiden (Irauschek et al., 2017a; Kupferschmid et al., 2019; Reimoser, 2018; Reimoser & Reimoser, 2020) [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Neben den verringerten Kohlenstoffpools wird dadurch die Anpassung der Baumartenzusammensetzung an sich verändernde Klimabedingungen erschwert oder verhindert, was sich mittel- bis langfristig negativ auf die Resilienz der Kohlenstoffpools im Wald auswirken wird (Mayer et al., 2020b; Pröll et al., 2015) [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Bei gleichbleibender Waldfläche und Baumartenkombination kann die Kohlenstoffspeicherung im bewirtschafteten Wald über die *Umtriebszeit* gesteuert werden. Das ertragskundlich ideale Nutzungsalter ist erreicht, wenn der durchschnittliche jährliche Gesamtzuwachs (DGZ) sein Maximum erreicht (Assmann, 1961; Binkley, 2021; Oliver & Larson, 1990; Pretzsch, 2010). Bei der Wahl der Umtriebszeit sind allerdings Gefährdungen durch biotische und abiotische Schadfaktoren zu berücksichtigen (z. B. Hanewinkel et al., 2014; Seidl et al., 2014, 2009; Senf et al., 2021). Für österreichische Bedingungen haben Simulationsstudien von Ledermann und Kindermann (2013) gezeigt, dass sich bei Berücksichtigung der Sturmgefährdung eine ursprünglich angestrebte Umtriebszeit nicht immer erreichen lässt (u. a. Pasztor et al., 2015) [geringe Evidenz, unklare Übereinstimmung].

In der Diskussion um die Festlegung von Treibhausgasen (THG) zur Erreichung der europäischen Klimaziele bis 2030 bzw. 2050 spielt der Wald eine große Rolle. Durch Nutzungseinschränkungen bis hin zur Außer-Nutzung-Stellung eines Teiles der Wälder und ein ehrgeiziges Aufforstungsprogram soll in den Wäldern atmosphärisches CO_2 gebunden werden, sodass die Klimaziele der Emissionsreduktion erreicht werden (Bastin et al., 2019, 2020; Camia et al., 2021; EASAC, 2019; Köhl et al., 2021). Auch im Sachstandsbericht Landnutzung des IPCC wird die Rolle des Waldes bei der Regulierung des Klimas aus globaler Sicht betont (Olsson et al., 2019). Es ist unbestritten, dass die Wälder, sofern sie von Störungen durch Schädlinge, Sturm und Feuer unbehelligt bleiben, erhebliche Mengen an CO_2 binden können und über Jahrzehnte in der Biomasse und im Waldboden halten können. Allerdings ist die Senkenleistung der Wälder nicht gut planbar. Nationale THG-Emissionsreporte weisen erhebliche Schwankungen der Quellen-Senken-Leistung von Wäldern auf, je nachdem, ob die Wälder von großflächigen Störungen betroffen waren oder nicht. In Europa und auch in anderen Erdteilen wird mit einer Zunahme der Störungen gerechnet (Allen et al., 2010; Forzieri et al., 2021; Kurz et al., 2008; Millar & Stephenson, 2015; Seidl et al., 2011) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Bei gleichbleibenden oder sogar steigenden Störungen werden die älteren Bestände tendenziell stärker gefährdet sein, und insgesamt wird das Alter der Wälder abnehmen (Seidl et al., 2014; Irauschek et al., 2017b; Hoch et al., 2019; McDowell et al., 2020; Senf et al., 2021,) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Das Auffüllen von Kohlenstoffpools in Wäldern innerhalb weniger Jahrzehnte kann Defizite an Emissionsreduktionen in anderen Sektoren nicht aufheben. Nach dem möglichen Erreichen der definierten Ziele bis 2050 sind die Wälder möglicherweise in einem weniger stabilen Zustand, da sie dann älter, höher und dichter sind als derzeit. Die Wälder hätten somit Zeit für die Entwicklung von Technologien zur Emissionsreduktion geschaffen, die bereits bisher ungenutzt geblieben ist (Anderson & Peters, 2016; Cowie et al., 2021; IGBP Terrestrial Carbon Working Group, 1998; Schadauer, 2022) [Evidenz hoch; Übereinstimmung hoch]. Die Ergebnisse der Waldinventur 2016/21 zeigen, dass derzeit – bei nachhaltiger Bewirtschaftung – eine gegenüber den 2000er-Jahren gestiegene Holznutzung und der Vorratsaufbau zugleich stattfinden (siehe für Österreich z. B. www.waldinventur.at; für Europa: Nabuurs et al. [2015]). Fundamentale Auffassungsunterschiede ergeben sich, wenn unterschiedliche Komponenten der Waldökosysteme isoliert betrachtet werden. Nicht-Nutzung des Waldes erhöht den Vorrat in der lebenden Baumbiomasse, verstärkte Nutzung ermöglicht den Vorratsaufbau in Holzprodukten, und Störungen erhöhen den Kohlenstoffvorrat im Boden. Alle diese Aussagen sind mit Literaturzitaten belegbar, die in unterschiedlicher Tiefe auf die Permanenz der erwarteten Wirkung eingehen. Die Einschätzung des Sachstandes kann mit [Evidenz: hoch, Übereinstimmung: gering] zusammengefasst werden. Eine Schlüsselrolle nehmen die künftigen Störungen ein. Diese sind zeitlich und örtlich nur mit großen Unsicherheiten prognostizierbar. Klar vorhersehbar ist, dass die Erwärmung zunimmt und damit eine die Populationen der Schädlinge als Auslöser von künftigen Störungen vergrößert wird. Wann und wo dieser Auslöser durch regionale Sturmschäden oder Dürreperioden wirksam wird, entzieht sich der Vorhersage, während die Eintrittswahrscheinlichkeit von Störungsereignissen bei höheren Temperaturen steigt.

Eine Erhöhung des Kohlenstoffspeicherpotenzials im Wald kann auch durch eine Vergrößerung der Waldfläche erfolgen (Abschn. 1.2.4; 2.2.2; 3.3.1) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

5.1.2.4 Anpassungsmaßnahmen und ihre Wirkung auf den Klimaschutz

Maßnahmen zur Anpassung der Wälder an den Klimawandel wirken sich nachweislich auf deren Mitigationspotenzial aus. Die in Abschn. 4.3 beschriebenen Anpassungsmaßnahmen für Waldflächen werden daher hier aus der Perspektive der Klimaschutzwirkung aufgegriffen.

Verkürzung der Umtriebszeit

Die Zunahme an Störungen mit steigendem Bestandsalter verringert die durchschnittlichen Biomasse- und damit Kohlenstoffvorräte im Wald, hat wirtschaftliche Nachteile und wird als Rückzugsposition erachtet, wenn ein Waldbestand unmittelbar gefährdet ist (McDowell et al., 2020; Beinhofer & Knoke, 2007; Brang et al., 2014; Ledermann et al.,

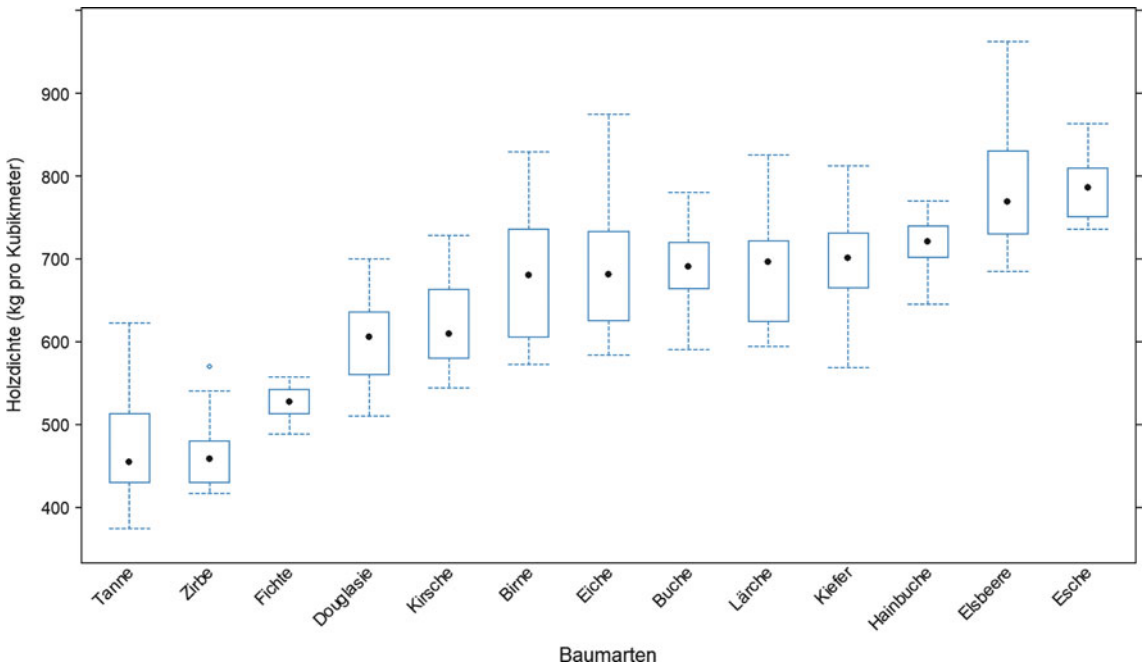


Abb. 5.3 Holzdichte von verschiedenen Baumarten. (Daten aus Grabner, 2017)

2022; Ledermann & Kindermann, 2017) [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Intensivierung von Durchforstungen

Die Stabilisierung der Wälder mittels Durchforstungen reduziert den durchschnittlichen Vorrat und damit die Kohlenstoffvorräte in mittleren Altersklassen (Assmann, 1961). Gleichzeitig aber wird der Pool an Holzprodukten einschließlich der Baumteile für die energetische Nutzung vergrößert (Briceño-Elizondo & Lexer, 2004; Seidl et al., 2007) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Ein Teil des hier zusätzlich anfallenden Holzvolumens würde aber wohl zu kurzlebigen Holzprodukten (Papier, Verpackungsmaterial) verarbeitet oder energetisch genutzt werden.

Die Rolle der Durchforstung wurde als Maßnahme auf trockenen Standorten untersucht. Durch die Verringerung der Bestandsdichte sollte die Wasserversorgung des verbleibenden Bestandes verbessert werden. Damit geht theoretisch auch der Kohlenstoffvorrat im Boden zurück. Der Effekt ist experimentell schwach abgesichert (Gebhardt et al., 2012; Schindlbacher et al., 2022) [geringe Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Die Rolle der aktiven Waldbewirtschaftung für die Stabilisierung der Schutzwälder ist in einer Schweizer Studie dokumentiert. Am Ende des 19. Jahrhunderts fanden im Alpenraum großflächige Aufforstungen statt, um die Schutzwirkung der Wälder vor Naturgefahren zu verbessern. Diese nunmehr etwa 140-jährigen Wälder wurden seit Jahrzehnten nur extensiv bewirtschaftet, haben hohe Biomassenvorräte akkumuliert, zeigen eine relativ homogene Altersstruktur und werden verstärkt von Störungen durch Stürme und Borkenkäfer betroffen. Angesichts steigender Temperaturen, zunehmender Bestandsdichten und dem höheren Bestandsalter wird eine Zunahme der Schäden in der Zukunft befürchtet (Bebi et al., 2017, 2016). Die Intensivierung der Waldpflegemaßnahmen und Maßnahmen zur Förderung der natürlichen Regeneration des Waldes werden dringend empfohlen (Temperli et al., 2017). Entsprechende Befunde wurden aus der Österreichischen Waldinventur 2016/20 abgeleitet, aber noch nicht publiziert [Evidenz: mittel, Übereinstimmung hoch].

Erhöhung der Baumartenvielfalt und Förderung von Laubbaumarten

Die Baumartenwahl ist in Abschn. 4.3.2 als Anpassungsmaßnahme an den Klimawandel dargestellt (Knoke et al., 2008; Schütz et al., 2006; Seidl et al., 2011; von Lüpke, 2004). Nach der Österreichischen Waldinventur (BFW, 2019) hat seit den 1980er-Jahren der Flächenanteil von überwiegend sekundären Nadelholzreinbeständen um rund 10 % zugunsten von Laubholz- und Laub-Nadelholz-Mischbeständen abgenommen (Russ, 2019; Gschwantner & Prskawetz, 2005). Untersuchungen zum Umbau sekundärer Fichtenwälder in Tieflagen haben ergeben, dass durch den Wechsel zu besser an wärmeres und trockeneres Klima angepassten Eichen- oder Buchen(-misch)wäldern der Kohlenstoffvorrat in der oberirdischen Biomasse trotz geringerem Durchschnittsvorrat wegen der deutlich höheren spezifischen Dichte von Hartlaubholz und den höheren tatsächlich erreichbaren Umtriebszeiten etwa gleich hoch oder sogar höher ist als in den ursprünglich

vorhandenen Fichtenwäldern (Abb. 5.3; Diwold et al., 2009; Ledermann et al., 2010; Seidl et al., 2007) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Allerdings hat die holzverarbeitende Industrie eine starke Präferenz für Nadelholz.

Theoretisch spielt die tiefere Durchwurzelung in Laubholzwäldern im Vergleich zur flachwurzelnden Fichte für die Kohlenstoffverteilung im Boden eine Rolle (vgl. Wellbrock & Bolte, 2019). Für Österreich konnte dies nicht bestätigt werden. Bei einem Vergleich der Kohlenstoffvorräte in Böden der Molassezone wurde kein Unterschied zwischen Fichten- und Laubmischwäldern festgestellt. Die Böden unter Fichtenwald der Flyschzone wiesen höhere Kohlenstoffvorräte auf als die Böden unter Laubmischwald (Berger et al., 2002). Aus den Daten der österreichischen Waldbodenzustandsinventur ist ebenfalls kein Unterschied der Bodenkohlenstoffvorräte von Fichten- und Laubmischwäldern erkennbar (Jandl et al., 2021) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].

5.1.3 Ökosysteme mit besonderen Herausforderungen

Einige Ökosysteme unterschieden sich in ihrem Mitigationspotenzial aufgrund besonderer Standortqualitäten von den bisher beschriebenen Standorten mit terrestrischen, naturnah entwickelten Böden außerhalb der Höhenlagen. Hierzu gehören Naturschutzgebiete und ungenutzte Ökosysteme, alpine Ökosysteme, Feuchtgebiete und aquatische Ökosysteme sowie Siedlungsraum und Infrastruktur.

5.1.3.1 Naturschutz und extensiv genutzte Ökosysteme

Naturschutzgebiete nehmen in Österreich 3,8 % der Landesfläche ein (Aubrecht & Petz, 2002). Zusammen mit anderen geschützten Landschaftsbestandteilen wie Nationalparks, flächigen Naturdenkmalen und Biosphärenparks erweitert sich diese Fläche, je nach Strenge der Kriterien, auf > 10 % (Aubrecht & Petz, 2002). Viele dieser Gebiete liegen im alpinen Raum und/oder sind Feuchtgebiete und werden in Abschn. 5.1.3.2 bzw. 5.1.3.3 behandelt. Außerhalb der Alpen nehmen die ungenutzten Flächen bzw. Landschaftselemente auch innerhalb der Schutzgebiete nur einen kleinen Raum ein. Da im Kontext von Naturschutz und Landschaftspflege der Begriff „Nutzung“ schwer festzulegen ist, werden in diesem Abschnitt vor allem die Rolle sehr extensiver oder pflegerischer Nutzung bzw. die Abwesenheit von land- bzw. forstwirtschaftlicher Nutzung ausgeführt.

Auch durch Landschaftspflege offen gehaltene Flächen würden bei extensiverer oder ausbleibender Pflege langfristig wieder zu Wäldern mit im Vergleich zum Offenland höherer Kohlenstoffspeicherung in Biomasse und Boden [niedrige Evidenz; hohe Übereinstimmung]. Dies führt an Standorten, die für den Erhalt der Biodiversität gepflegt werden, zu einem Zielkonflikt zwischen Klimaschutz und Biodiversität, der von der Klimapolitik beachtet werden muss (Camia et al., 2021; Essl et al., 2018). An Standorten, die durch kühle, saure oder feuchte Bedingungen einen gehemmten Abbau organischer Bodensubstanz aufweisen (Moore), können dagegen ausgewählte Pflegemaßnahmen die Kohlenstoffspeicherung im Boden durchaus fördernd unterstützen (Abdalla et al., 2018).

5.1.3.2 Alpine Ökosysteme

Das Kohlenstoff-Sequestrierungspotenzial von typischen alpinen Böden ist aufgrund der bestehenden hohen organischen Kohlenstoffvorräte und wegen der fehlenden bzw. extensiven landwirtschaftlichen Nutzung (Almbeweidung) gering [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Als alpine Ökosysteme werden hier alle Lebensräume in der alpinen Höhenstufe bezeichnet. Diese reicht von der Baumgrenze (ca. 1800–2100 m Seehöhe) bis zur Obergrenze geschlossener Rasengesellschaften (ca. 2500–2800 m Seehöhe). Die alpine Stufe wird in eine unter- und oberalpine Stufe unterteilt (Fischer et al., 2008). In der unteralpinen Stufe dominieren Zwergstrauchheiden und Rasengesellschaften. Die oberalpine Stufe ist durch Rasengesellschaften, Steinschutt- und Geröllfluren sowie Schneebodengesellschaften gekennzeichnet. Die Rasengesellschaften in der oberalpinen Stufe sind „Urwiesen“. Es handelt sich dabei um natürliche Wiesen (Klimaxgesellschaft). Sie sind nicht durch Mahd oder Beweidung entstanden. In der alpinen Stufe ist aus klimatischen Gründen ein Baumwuchs nicht mehr möglich.

Die Rasengesellschaften in der unter- und oberalpinen Stufe werden nicht oder nur sehr extensiv beweidet. Der Viehbesatz ist meist relativ gering und beträgt während der 3–4-monatigen Weidezeit im Durchschnitt auf Hochalmen maximal 1,0 Großvieheinheit (GVE) pro Hektar. Somit ist der Weideeinfluss auf Vegetation und Boden im Allgemeinen relativ gering (Bohner, 1998). Die Almflächen in der alpinen Stufe werden in der Regel nicht gedüngt. Die wichtigsten Gründe hierfür sind die meist schwere Erreichbarkeit, die klimatisch bedingte geringe Düngeeffizienz, der geringe almeigene Düngeranfall sowie die Förderverpflichtungen gemäß ÖPUL 2014-20 „Maßnahme Alpung und Behirtung“. Eine Nährstoffzufuhr erfolgt auf alpinen Almflächen hauptsächlich durch tierische Exkremente. Auf Sonderstandorten (insbesondere Hangverebnung, Gipfelregion) kann der Weideeinfluss auf Vegetation und Boden deutlich höher sein. Allerdings treten diese Flächen nur kleinflächig auf. Die Vegetation in der alpinen Stufe kann somit überwiegend als naturnah betrachtet werden [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Biodiversität ist deshalb weitgehend erhalten [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Auch die Böden sind naturnah, haben eine natürliche Horizontfolge und einen weitgehend standortgemäßen Stoffhaushalt (Bohner, 2010).

Im Oberboden weisen sie generell eine hohe Konzentration an organischem Kohlenstoff auf (Bohner, 2010, 1998; Budge et al., 2010; Garcia-Franco et al., 2021; Körner, 1999; Leifeld et al., 2009, 2005). Folgende Gründe sind hierfür hauptverantwortlich:

- sehr große unterirdische Phytomasse, insbesondere im Oberboden (Hitz et al., 2001),
- sehr geringer jährlicher Kohlenstoffexport durch landwirtschaftliche Nutzung (Almbeweidung),
- langsame Mineralisierung der organischen Substanz infolge ungünstiger Lebensbedingungen für Bodenorganismen (niedrige Bodentemperatur, langanhaltende Staunässe insbesondere im Frühling zur Zeit der Schneeschmelze; Bohner, 2010; Koch et al., 2007).

Allerdings ist eine Differenzierung zwischen Konzentration und Vorrat an organischem Kohlenstoff notwendig. Bei einer geringen Bodengründigkeit oder bei einem sehr hohen Skelettgehalt (Grobanteil) kann der Kohlenstoffvorrat auch niedrig sein. Daher schwanken die Vorräte an organischem Kohlenstoff in alpinen Böden in einem weiten Bereich. Nach Körner (1999) beträgt die Schwankungsbreite 50–510 t C/ha. Ein weiteres Charakteristikum von alpinen Böden ist der hohe Anteil an labilem Kohlenstoff im Oberboden (Budge et al., 2010; Garcia-Franco et al., 2021; Leifeld et al., 2009). Deshalb sind alpine Böden besonders empfindlich gegen Klimaerwärmung. Diese kann zu einer verstärkten Mineralisierung von organischem Kohlenstoff durch erhöhte Bodentemperaturen führen (Budge et al., 2010; Garcia-Franco et al., 2021).

Durch den hohen Natürlichkeitsgrad von Vegetation und Boden sind Mitigationsmaßnahmen wie beispielsweise Vermeidung einer Überbeweidung (bewirkt Humusschwund) nur kleinflächig möglich. In der alpinen Stufe sollten keine Kalkungsmaßnahmen durchgeführt werden, weil auf stark sauren Böden (pH-Wert unter 5) beim Lösungsprozess von Düngekalk CO_2 entsteht, das gasförmig entweicht. In der unteralpinen Stufe kann die Ausbreitung von Klein- und Zwergsträuchern (z. B. Alpenrose, Heidelbeere, Besenheide) bei Aufgabe einer regelmäßigen Almbewirtschaftung (Mahd, Beweidung) eine Humusanreicherung und somit Kohlenstoffsequestrierung bewirken. Ihre Ausbreitung führt allerdings zu einer deutlichen Verminderung der Vielfalt an Gefäßpflanzen (Bohner, 1998). Es besteht somit ein Konflikt zwischen Ökosystemdienstleistungen.

5.1.3.3 Feuchtgebiete und aquatische Ökosysteme

Wiedervernässung von Mooren und Paludikulturen

Moore sind, da sie zum Großteil drainiert sind, eine wesentliche Quelle der THG-Freisetzung in Österreich [niedrige Evidenz; hohe Übereinstimmung] (Abschn. 2.2). Zu den Maßnahmen zur Senkung der THG-Freisetzung zählt in erster Linie die Erhaltung der Kohlenstoffspeicherung von naturnahen Mooren. Dies wird a) durch den Verzicht auf Drainierung, b) durch den Verzicht auf Abtorfung sowie c) durch die Sicherstellung der Wasserversorgung im Moor selbst und in dessen Umland erreicht (Drollinger et al., 2019). Dies kann Nutzungseinschränkungen im Umland des naturnahen Moors zur Folge haben, was zudem in der Regel auch die Biodiversität fördert. Es kann sinnvoll sein, aus leicht degradierten naturnahen Mooren Bäume zu entfernen, um die Evapotranspiration an diesen Standorten herabzusetzen. In der Pflegepraxis ist es jedoch oft sehr schwierig, die Nachhaltigkeit dieser Maßnahme sicherzustellen; das Eindringen der Birke beispielsweise ist eher Symptom als Auslöser eines zu niedrigen Wasserspiegels. Pflegemaßnahmen in naturnahen Mooren dienen nicht nur der Biodiversität, sondern auch der gesteigerten Kohlenstoffspeicherung, da sie die torfbildende Vegetation erhalten und zu hohe Stickstoffgehalte im Torf verhindern. Es ist zu beachten, dass intakte Moore und besonders wiedervernässte Moore Methan freisetzen, aber auch weniger Lachgas emittieren. Der Grundwasserstand unter Geländeoberkante erklärt die Kohlenstoff- und Methanfreisetzung bzw. -speicherung sehr gut (Tiemeyer et al., 2020). Die Minderung der Kohlenstoff- und Lachgasfreisetzung in nassen bzw. wiedervernässten Mooren muss mit der der erhöhten Methanfreisetzung in nassen bzw. wiedervernässten Mooren verrechnet werden, um die Änderung der THG-Bilanz zu erhalten (Beetz et al., 2013).

Quantitativ am wichtigsten ist die Abschwächung der THG-Freisetzung aus genutzten Mooren [mittlere Evidenz; hohe Konfidenz]. Dies lässt sich vor allem durch eine Anhebung des Wasserspiegels im Moor (z. B. durch Verringerung der Tiefe von Drainagegräben oder Schließung von Gräben) erreichen, denn die Beziehung zwischen Moorwasserspiegel und THG-Freisetzung zeigt in der Regel einen negativen linearen Zusammenhang (Freeman et al., 2022; Tiemeyer et al., 2020). Dies bedeutet aber auch, dass Extensivierungen (im Grünland z. B. durch Verzicht auf einen oder mehrere Schnitte und damit auch Verzicht auf organische Düngung) bereits maßgeblich zur Abschwächung der THG-Emissionen beitragen. Grünlandnutzung trägt, je nach Intensität, sehr unterschiedlich zur THG-Freisetzung bei: Laut Tiemeyer et al. (2016) kommt die THG-Freisetzung nährstoffarmen Grünlands naturnahen Mooren sehr nahe. Tief drainagiertes Grünland hingegen setzt mit bis zu 70 t CO_2e pro Hektar und Jahr ähnlich hohe Mengen THG frei, wie dies intensiver Ackerbau auf Moorboden tut, der in jedem Fall, auch zur Produktion von Bioenergiepflanzen, zu vermeiden ist. Auch bei forstwirtschaftlicher Nutzung von Mooren werden THG freigesetzt, und auch hier können durch Anhebung des Grundwasserspiegels große Mengen THG eingespart werden.

Die größte Einsparung von THG-Emissionen wäre somit erreichbar, wenn der Grundwasserspiegel auf 0 cm (Geländeoberkante) eingestellt werden könnte [mittlere Evidenz; hohe

Übereinstimmung]. Dies ist nicht nur unter Naturschutzbedingungen möglich, sondern auch bei landwirtschaftlicher Nutzung ohne Entwässerung, also dem Anbau von nässeliebenden Kulturen, den sogenannten Paludikulturen (Tanneberger et al., 2021; Wichtmann et al., 2016). Paludikulturen können in unterschiedlichen Moortypen etabliert werden. Bisher angebaute Kulturpflanzen umfassen beispielsweise Torfmoose, Sonnentau, Erlen, Schilf und Rohrkolben. Für Rohrkolben, Großseggen und Schilf konnten Günther et al. (2015) eine THG-Neutralität in der Nutzung nachweisen, und später gelang dieser Nachweis auch für Torfmoose (Günther et al., 2017). So existieren in Österreich bereits seit langer Zeit Nutzungen auf Flächen mit reduzierter Entwässerung, die das Moor erhalten, wie etwa Streuwiesen im Alpenvorland und dem Alpenraum. Eine Honorierung der erheblichen THG-Einsparung derartiger Kulturen würde die Wertschöpfung im Ländlichen Raum erhalten, Familienbetriebe sichern und THG-Einsparungen in der Größenordnung von 30 t CO_2e/ha/Jahr erzielen [mittlere Evidenz; mittlere Übereinstimmung]. Die Etablierung neuer Paludikulturen und großflächige Wiedervernässungen erfordern jedoch eine Anpassung der politischen und sozioökonomischen Rahmenbedingungen und Abstimmungen mit dem Naturschutz. Es ist daher nicht wahrscheinlich, dass diese Maßnahmen ohne entsprechende agrarpolitische Anpassungen großflächig umsetzbar sind.

Emissionen und Mitigationspotenziale in aquatischen Ökosystemen

Man geht davon aus, dass ca. 1,1–3,4 % (inklusive aller kleineren natürlichen und künstlichen stehenden Gewässer; Downing, 2009) der Fläche Österreichs von Wasser bedeckt sind. Nimmt man weiters an, dass den größten Teil davon (0,7–3 %) stehende Gewässer und den kleineren Teil fließende Gewässer (0,4 %) einnehmen, kann auf Basis der Daten zur globalen Kohlenstoffemission aus Gewässern eine Rate für Österreich grob abgeschätzt werden (Drake et al., 2018). Die jährliche Emissionsrate beläuft sich für die gesamte Fläche der Fließgewässer demzufolge auf ca. 285.000 t C (850 t C/km^2 = 8,5 t C/ha Wasseroberfläche) und für die stehenden Gewässer auf etwa 25.000–100.000 t C (40 t C/km^2 = 0,4 t C/ha Wasseroberfläche) in Abhängigkeit der Fläche, die man für stehende Gewässer einsetzt, 0,7 % oder 3 %. Rechnet man die wenigen für Österreich publizierten Daten hoch, ergibt sich für alle Fließgewässer eine THG-Emissionsrate von 120.000 bis 430.000 t C/Jahr (Daten aus Schelker et al., 2016 für ein alpines Einzugsgebiet) und 29.000 bis 125.000 t C/Jahr für die stehenden Gewässer (Daten aus Soja et al., 2014 für den Neusiedlersee).

Es besteht ein wesentlicher Zusammenhang zwischen der Produktivität von Oberflächengewässern und der Emission von THG. In eutrophierten Gewässern übertrifft die Methanemission jene von CO_2 in Bezug auf die Klimawirksamkeit deutlich (Deemer et al., 2016). Eine Stellschraube zur Verringerung der THG-Emissionen aus aquatischen Ökosystemen ist zweifelsohne die Reduktion der Nährstofffracht (Stickstoff und Phosphor) in die Gewässer bzw. die Steigerung der Wasserqualität. Dies betrifft spezifisch auch urbane Bereiche (Herrero Ortega et al., 2019; Martinez-Cruz et al., 2017). Ein weiterer Faktor ist die Gewässertiefe. Vor allem flache stehende Gewässer sind verstärkte THG-Emittenten (Soja et al., 2014). In diesem Zusammenhang sind auch natürliche und künstliche Teiche (Fischteich, Gartenteich, Löschteich) wichtige Quellen für THG, die in der Literatur für Österreich nicht quantifiziert werden (Holgerson & Raymond, 2016).

THG-Emissionen bei Fließgewässern stehen in Zusammenhang mit der Jahres- und Tageszeit wie auch der Flussordnungszahl (Schelker et al., 2016). Eine Steuergröße bei Fließgewässern ist ihre Strömungscharakteristik. Schnell fließende und somit auch sauerstoffreichere Bäche und Flüsse emittieren weniger CH_4 (Deemer et al., 2016). Organisches Material wird effizienter umgesetzt und der Kohlenstoff überwiegend in Form von CO_2 abgegeben, welches um ein Vielfaches weniger klimaaggressiv ist als Methan. Die Reduktion der Fließgeschwindigkeit und die Unterbrechung der freien Fließstrecke durch Dämme und Stauhaltung führt in allen Fällen zu einer gesteigerten THG-Produktion und -Emission. Es ist unbestritten, dass die Regulierung von Fließgewässern und die Konstruktion von Speicherseen (> 1 Mio. Dämme weltweit; Lehner et al., 2011) der Gesellschaft wichtige Dienste erfüllen (z. B. Energieerzeugung, Hochwasserschutz, Wasserversorgung) und in manchen Bereichen auch zu einer signifikanten CO_2-Einsparung führen (z. B. Stromerzeugung durch Wasserkraft als Ersatz für fossile Energieträger; Severnini, 2019). Davon abgesehen, führen derartige Eingriffe in die Morphologie und Hydrologie zu erheblichen Veränderungen in der Dynamik von Nährstoffen und biologischen Prozessen (die Biodiversität inbegriffen). In diesem Zusammenhang bergen Wasserkraftwerke mit Stauhaltung das Risiko erhöhter THG-Emissionen aus dem Gewässer (Deemer et al., 2016). Im direkten Vergleich zu den zuvor nicht gefluteten Flächen sind Stauseen THG-Netto-Emittenten. Ganz besonders deutlich zeigt sich das in tropischen und borealen Klimazonen (Fearnside, 2015; Teodoru et al., 2012). Der anhaltende Wille und Boom im Ausbau der Wasserkraft weltweit (Zarfl et al., 2015) wird mit einer Erhöhung der unmittelbaren THG-Emissionen aus den betroffenen Gewässern einhergehen. Für Österreich gibt es hier nur eine niedrige Evidenz ohne spezifische Quantifizierung. Auch hier wird auf Aspekte wie mögliche Energieeinsparung und Biodiversität besonders hingewiesen.

5.1.3.4 Siedlungsraum und Infrastruktur

Siedlungsräume und Infrastruktur stellen durch Versiegelung, hitzespeichernde Baumaterialien und anthropogene Emissionen einen großen Eingriff in das natürliche Ökosys-

tem dar. Die versiegelte Fläche nimmt in Österreich sehr stark zu, nämlich täglich um 4,8 ha (Zechmeister et al., 2019) bis 5,2 ha (ca. 40 % der in Anspruch genommenen Fläche; Umweltbundesamt, 2020b). Durch den unterbundenen Wasser- und Luftaustausch verliert der Boden damit alle seine Funktionen, wie die Fähigkeit, Wasser zu speichern und zu verdunsten, Schadstoffe zu filtern und Kohlenstoff zu binden (Zechmeister et al., 2019). Wie bereits in Abschn. 5.2.1 ausgeführt, ist der Boden der größte terrestrische organische Kohlenstoffspeicher und fungiert als THG-Senke (Autret et al., 2019). Durch Versiegelung geht diese Eigenschaft verloren, hinzu kommen die THG-Emissionen, die durch die Bautätigkeiten hervorgerufen werden.

Neben den Emissionen bei der Errichtung von Infrastruktur und Gebäuden entstehen Emissionen vor allem durch die Nutzung. Laut Klimaschutzbericht (Zechmeister et al., 2019) waren die wichtigsten Verursacher von THG-Emissionen (inkl. Emissionshandel) im Jahr 2017 die Sektoren Energie und Industrie (44,9 %), Verkehr (28,8 %), Landwirtschaft (10,0 %, de facto rund 14 %, wenn der Energieeinsatz für Stickstoff-Mineraldünger und andere Betriebsmittel inkludiert wird) sowie Gebäude (10,1 %). Gebäude und Verkehr tragen somit zu 38,8 % der österreichischen Gesamtemissionen bei. Werden auch noch die Emissionen aus Industrie und zumindest teilweise aus Energie zu Siedlungsraum und Infrastruktur hinzugerechnet (IPCC, 2014 rechnet die Emissionen aus thermischen Kraftwerken zu den Emissionen der städtischen Gebiete dazu und kommt für Westeuropa auf einen Wert von ca. 77 % der urbanen CO_2-Emissionen an den Gesamtemissionen), ergibt sich ein Beitrag von zumindest zwei Dritteln zu den österreichischen Gesamtemissionen.

Einen guten österreichweiten Überblick nach Sektoren bietet das Energiemosaik Austria, das den Energieverbrauch und die THG-Emissionen aller österreichischen Gemeinden aufgeschlüsselt nach Wohnen, Land- und Forstwirtschaft, Industrie- und Gewerbe, Dienstleistungen und Mobilität harmonisiert darstellt (Abart-Heriszt et al., 2019). Da Städte als zentraler Player in Bezug auf Klimaschutz anzusehen sind (Mi et al., 2019), gibt es für Städte bereits unterschiedliche Methoden zur Berechnung ihrer THG-Emissionen (Harris et al., 2020). Ein Überblick über verschiedene THG-Berechnungsmethoden zeigt jedoch, dass selbst auf Stadtebene keine einheitliche Methode existiert (Arioli et al., 2020). Ein zentraler Faktor in allen Berechnungsmethoden ist der Sektor Energie. Mitigationsmaßnahmen für Infrastruktur und Siedlungsraum müssen daher darauf abzielen, den Energieverbrauch zu reduzieren, effizienter zu gestalten und stärker erneuerbare Energien zu integrieren. Um die Bedeutung des Siedlungsraums richtig zu erfassen, bedarf es eines Life-Cycle-Ansatzes, der auch die materialbedingten Emissionen der Gebäude inkludiert (Hertwich et al., 2019). Obwohl darauf hinzuweisen ist, dass technologische Vermeidungsoptionen im Bereich Energiebereitstellung, Industrie und Wohnen üblicherweise nicht dem Bereich Landnutzung und Landnutzungsänderungen zugeordnet werden, sind sie dennoch relevant und eng miteinander verwoben. Veränderungen in der Raumstruktur beispielsweise in Richtung einer kompakteren Bauweise ermöglichen sowohl bedeutende Einsparungen von Baumaterial als auch die Realisierung von effizienten Mobilitäts- und Energieversorgungsoptionen. Technologische Vermeidungsoptionen werden daher im Folgenden als Exkurs dargestellt und sind im Zusammenspiel mit raumstrukturellen Maßnahmen zu sehen.

Technische Potenziale liegen im Gebäudebereich vor allem in der Sanierung des Gebäudebestands (inkl. Digitalisierung), im Umrüsten der Heizsysteme (auf emissionsärmere Heizsysteme, Fern-/Nahwärme) und einer stärkeren Integration erneuerbarer Energien – Solarthermie, aber auch zunehmend Sektorkopplung (z. B. Power2Heat, Power2Gas, Power2Mobility). Neben dem Heizen ist durch den Klimawandel und steigende Temperaturen in dichten Siedlungsstrukturen davon auszugehen, dass in Zukunft auch der Energiebedarf für die Gebäudekühlung steigen wird (Isaac & van Vuuren, 2009; Olonscheck et al., 2011). Berechnungen für Wien gehen von einem Anstieg des jährlichen Strombedarfs für Kühlung von 22 GWh auf 95 GWh im Jahr 2050 aus (Bird et al., 2019).

Zur Erreichung der 2-°C- bzw. 1,5-°C-Ziele in reicheren Ländern wie Österreich ist eine der effektivsten Mitigationsmaßnahmen im Gebäudesektor die Erneuerung der Energiesysteme in Gebäuden [Evidenz: hoch; Übereinstimmung: mittel]. Der Unterschied im Energieverbrauch eines traditionellen Gebäudes im Bestand (ca. 200 kWh/m^2 oder mehr) und einem Passivhaus (10–15 kWh/m^2) zeigt das große Potenzial von thermischer Sanierung (Holzmann & Schmid, 2018). Hinsichtlich Energieträgern bedeutet das, dass vor allem Erdgas ersetzt wird und stromdominierte Energiestrukturen etabliert werden (Wang et al., 2018). Eine Studie zu schwedischen Städten zeigt, dass eine umfassende energetische Gebäudesanierung den Energieverbrauch um 20–40 % reduzieren kann (Mata et al., 2019; Karner et al., 2017).

Technische Lösungen allein reichen jedoch nicht aus, um das volle Mitigationspotenzial von Infrastruktur und Siedlungsraum auszuschöpfen [mittlere Evidenz; hohe Übereinstimmung]. Wie in Abschn. 4.4 ausgeführt, spielen weitere Faktoren wie Form, Ausrichtung und Materialien von Gebäuden nach Prinzipien der Solararchitektur ebenfalls eine entscheidende Rolle. Energiesystemmodelle, die das Konsumentenverhalten nicht berücksichtigen, überbewerten das Energieeinsparungspotenzial, das sich durch höhere Gebäudestandards ergeben würde (Holzmann & Schmid, 2018). Das zeigt sich auch beim österreichischen Heizenergiebedarf, der trotz technischer Verbesserungen nur leicht abnimmt, da theoretisch große Energieeinsparungen durch erhöhten Komfortbedarf und Verhalten der Bewohner_innen, durch einen zunehmenden Anteil an Einfamilienhäusern und

einen wachsenden Wohnflächenbedarf pro Person nicht realisiert werden können (Holzmann et al., 2013). Daher ist eine integrative Betrachtung mit Berücksichtigung der planerischen und sozialen Komponenten in Klimaschutzstrategien für Städte wesentlich.

Österreich weist im europäischen Vergleich einen relativ hohen Grad an Zersiedelung auf (Ehrlich et al., 2018; IPCC, 2019b). Der Zusammenhang zwischen Siedlungsstruktur, Infrastruktur (Verkehrsaufkommen) und Energieverbrauch ist nachweislich gegeben (Davoudi & Sturzaker, 2017; IPCC, 2014). Ein Entgegenwirken der Zersiedlung und eine Steuerung der räumlichen Entwicklung ist im Sinne des Klimaschutzes dringend erforderlich und eine Hauptaufgabe der Raumordnung und ihrer Instrumente. Auf Bundesebene werden die Klimarelevanz raumplanerischer Maßnahmen sowie die Gestaltung von Rahmenbedingungen bereits erkannt und durch ÖREK-Partnerschaften im Bereich Energieraumplanung sowie Flächensparen, Flächenmanagement und aktive Bodenpolitik unterstützt (ÖROK, 2018). Ein interdisziplinäres Zusammenspiel der Energie- und Raumordnungspolitik wird in der Energieraumplanung zusammengeführt, die energierelevante, technische und räumliche Wechselwirkungen berücksichtigt (Kap. 7; Erker et al., 2017; Stoeglehner et al., 2016). Auch internationale Studien (IRP, n. d.; Lwasa et al., 2022) zeigen, dass eine kompaktere Bauweise zu bedeutenden Einsparungen von Baumaterialien führen kann, eine Umstellung des Mobilitätverhaltens erleichtern und eine Einsparung von bebauter Fläche ermöglichen, weil sie das Teilen leichter machen [robuste Evidenz; hohe Übereinstimmung]. Als ideale räumliche Form hinsichtlich Energie und THG-Emissionen wird bereits seit den 1970er-Jahren die „kompakte" Stadt angesehen (Dantzig & Saaty, 1973). Auch im IPCC-Report 2014 werden Dichte, Landnutzungsmix, Vernetzung und Erreichbarkeit als wesentliche Treiber und daher auch Mitigationsoptionen für eine strukturelle Verbesserung und zur Erhöhung der Systemeffizienz angeführt (IPCC, 2014). Werden Städte jedoch zu kompakt und dicht und fehlen eine strategische Planung sowie infrastrukturelle Investitionen dahinter, kann dies zu mehr Verkehrsaufkommen, Staus und somit zu höheren THG-Emissionen führen (Angel et al., 2018; Lee & Lim, 2018; Li et al., 2019). Eine Studie über kompakte Siedlungsstrukturen in 28 EU-Mitgliedstaaten zeigt ebenfalls, dass zwar höhere Bevölkerungsdichte, aber auch weniger kompakte Siedlungsformen mit gemischter Nutzung und gut zugänglichen Natur- und Grünflächen zu geringeren THG-Emissionen führen (Xu et al., 2019).

Dichte Siedlungsstrukturen ermöglichen kurze Wege und effiziente Versorgungsstrukturen, erhöhen jedoch auch den Hitzeinseleffekt. Grüne und blaue Infrastruktur (Pflanzen und Wasser) kann dabei Abhilfe schaffen. So zeigen Klimasimulationen auf Makro- (Großraum), Meso- (Stadt) und Mikro- (Quartiers-)ebene für Wien, dass durch moderate und maximale Begrünung von öffentlichen Flächen, Fassaden und Dächern die Zahl der Hitzetage und Tropennächte (Ein- und Abstrahlungseffekte) auch für Zukunftsszenarien deutlich reduziert werden können (Reinwald et al., 2019). Zusätzliche Grünelemente (neu geschaffen und permanent erhalten) anstelle versiegelter Flächen sind durch die Kohlenstoffbindung in Pflanze und Boden sowie ihre Photosynthese eine der wenigen Kohlenstoffsenken in Städten (Shao et al., 2018) [mittlere Evidenz, mittlere; Übereinstimmung], auch wenn sie im Verhältnis zu den Kohlenstoffemissionen von Städten als marginal anzusehen sind. Neben Bäumen und Sträuchern, die das Mikroklima positiv beeinflussen und zu Energieeinsparungen in den Gebäuden führen (Castaldo et al., 2018; Tan et al., 2016), vermindern vertikale Begrünungssysteme die Sonneneinstrahlung auf der Gebäudeoberfläche, reduzieren somit das Aufheizen der Gebäudehülle und verringern den Bedarf an Kühlung in den Gebäuden (Hoelscher et al., 2016; Perini et al., 2017) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

5.2 Bioökonomie und relevante Minderungsoptionen

Dieser Abschnitt umfasst verschiedene Minderungsoptionen im Bereich der Bioökonomie. Dazu gehören einerseits in die biomassebasierende Ökonomie eingebettete Maßnahmen, deren Minderungspotenzial durch die Substitution (z. B. Bioenergie) und Effizienzsteigerung (z. B. Kaskadennutzung, technische Optimierung) und andererseits solche, deren Minderungspotenzial durch negative Emissionen (z. B. über Kohlenstoffabscheidung und Speicherung in der Bioenergieproduktion – BECCS) entsteht. Diese Maßnahmen werden bezüglich heimischer Rohstoffverfügbarkeit, ökologischer Nachhaltigkeit, Klimarelevanz und sozioökonomischer Aspekte international wie auch national durchaus kontroversiell diskutiert.

5.2.1 Minderungspotenziale durch Substitution und Effizienzsteigerung

5.2.1.1 Bioenergie

Neben der Senkenwirkung des Waldes bietet die vorwiegend forst- und landwirtschaftlich erzeugte terrestrische Biomasse einerseits die Möglichkeit zur Minderung klimawandelfördernder Emissionseffekte durch Substitution fossiler Energieträger durch Bioenergie oder durch Substitution von Materialien, deren Produktion hohe (fossile) CO_2-Emissionen bewirkt (z. B. Holzmaterialien im Baubereich anstelle von Beton; Abschn. 5.2.1.2). Andererseits kann langfristige Bindung von atmosphärischem CO_2 zur Erhöhung des Kohlenstoffspeichers in Biomasse führen, die bei permanenter

und additionaler Kohlenstoffspeicherung zu negativen Emissionen (NE) führen kann (Abschn. 5.3.2). Diese permanente Kohlenstoffspeicherung kann technisch über Bioenergie, kombiniert mit Kohlendioxidabscheidung und -Speicherung (BECCS), oder direkt in lebender Biomasse durch zusätzliche, permanent und nachhaltig bewirtschaftete Aufforstung, durch die Erhöhung der Kohlenstoffspeicherung in Böden, oder z. B. auch durch die Produktion und den Einsatz von Biokohle erfolgen.

Laut der österreichischen Klima- und Energiestrategie #mission 2030 (BMNT & BMVIT, 2018) beabsichtigt Österreich, seine THG-Emissionen bis 2030 um 36 % gegenüber 2005 zu reduzieren, wonach erneuerbaren Technologien wie Windkraft und Photovoltaik auch Bioenergie eine Schlüsselrolle zukommt (letztere soll eine Einsparung von 2 Mio. t CO_2 bis 2030 erzielen – vorwiegend im Bereich der erneuerbaren Wärmeerzeugung und Heizungen im Privatbereich). Das Umweltbundesamt geht bis 2030 von einer nahezu gänzlichen Ausschöpfung der Potenziale im Bereich der erneuerbaren Energieformen aus, d. h. 310 PJ aus Bioenergie (Mix aus unterschiedlichen Bioenergierohstoffen und unterschiedlicher Senkenwirkung; Box 5.2; Box 1.1), 154 PJ aus Wasserkraft, 63 PJ aus Wind, 41 PJ aus Solarthermie und Umgebungswärme sowie 53 PJ aus Photovoltaik (Krutzler et al., 2016).

Box 5.2 Emissionsminderungsrelevante Bioenergietechnologien in Österreich

Die Verbrennung von Biomasse zur Wärmeerzeugung ist in Österreich eine – besonders im dezentralen Raum – weit verbreitete Technologie. Geräte umfassen kleine Kessel und Öfen, die mit Scheitholz, Hackgut (Hackschnitzel) oder Pellets befeuert werden, bis hin zu Biomasseheizwerken, die Fernwärme an Haushalte und Industrie liefern. 2.377 Biomasse-Heizwerke sind in Betrieb, und etwa die Hälfte der Haushalte nutzt ein Biomasseheizsystem (Statistik Austria, 2020).

Die Stromproduktion – kombiniert mit Wärmeproduktion (Kraft-Wärme-Kopplung, KWK) – in Heizkraftwerken ist zwar gering (6,4 % in 2016), die Abwärme aus der Stromproduktion ist aber eine wesentliche Säule für den erneuerbaren Energieeinsatz im Fernwärmebereich (Statistik Austria, 2020).

Die Herstellung sogenannter konventioneller Biokraftstoffe für den Verkehrssektor (aus Lebens- und Futtermittelpflanzen, z. B. Raps) geschieht derzeit in sieben Biodieselanlagen und einer Ethanolanlage (Bacovsky, 2018). Eine Anlage zur Herstellung von Ethanol aus der Vergärung von Braunlauge aus der Zellstoffproduktion ist in Entwicklung. Demonstrationsanlagen für Biomethan durch Vergasung, Fischer-Tropsch- (FT-)Treibstoffen aus Synthesegas und die Integration von Biomasse in eine fossile Raffinerie existieren (Bacovsky & Matschegg, 2019). In der angestrebten Weiterentwicklung soll der Treibstoffbedarf der Land- und Forstwirtschaft in regionalen Anlagen (Holzvergaser mit Fischer-Tropsch-Synthese zur Produktion von fortschrittlichen Biotreibstoffen) auf Basis eigener Koppel-, Nebenprodukte und Reststoffe produziert werden (Hofbauer et al., 2016).

Zu den fortschrittlichen Biokraftstoffwegen, die von österreichischen Unternehmen und Forschungsinstituten verfolgt werden, zählen Zellulose-Ethanol, Methanisierung von Synthesegas, Synfuels wie FT-Treibstoffe und gemischte Alkohole, Co-Processing in Ölraffinerien, auf Algen basierende Pfade und E(lectro)-Fuels. Sechzehn EU-finanzierte Forschungsprojekte mit österreichischer Beteiligung werden in diesem Bereich derzeit durchgeführt (Bacovsky & Matschegg, 2019). Noch gibt es keine kommerzielle Produktion von fortschrittlichen Biokraftstoffen.

Aktueller Einsatz der Bioenergie und deren Minderungspotenzial

Der Anteil der Bioenergie am Gesamtenergieverbrauch in Österreich stieg zwischen 1990 und 2017 von 9 % auf 17 % (BMNT et al., 2019). Im Jahr 2016 wurden in Österreich 35 % des Wärmebedarfs, 6,4 % des Strombedarfs und 6,7 % des Kraftstoffbedarfs im Verkehrssektor durch Biomasse gedeckt (siehe Box 5.3). Laut Energiebilanz Österreichs entfielen vom gesamten Endenergieverbrauch von 1139 PJ im Jahr 2016 33,6 % auf erneuerbare Energieträger, wovon Bioenergie mit 53 % den größten Anteil ausmachte (Statistik Austria, 2020). In 2020 entfielen 31,73 % des Holzeinschlages in Österreich auf Holz zur energetischen Nutzung (Brennholz und Waldhackgut/Ernteresteholz/-rückstände). Der Anteil des Sägerundholzes betrug 50,65 %, jener des Industrierundholzes 17,62 % (BMLRT, 2021).

Die heimisch produzierte Waldbiomasse zur energetischen Nutzung basiert mehrheitlich auf Koppelprodukten der Holzernte für stoffliche Zwecke (u. a. Waldhackgut, Rinde, Späne, etc.) und Primärholz/Stammholz minderer Qualität (u. a. Scheitholz; klimaaktiv, 2018). 2016 wurden in Österreich 10,55 Mio. t-atro (absolut trocken; umgerechnet ca. 21,1 Mio. Vfm) Holzbiomasse und Reststoffe aus der Holzindustrie energetisch genutzt und lieferten im selben Jahr rund 199 PJ (Statistik Austria, 2020). Hackgut und andere forstwirtschaftliche Reststoffe werden hauptsächlich in (regionalen) Heizwerken, Heizkraftwerken und kleineren Hackgutkesseln eingesetzt [niedrige Evidenz].

Box 5.3 Herkunft der Biomasse für Bioenergie
Die energetische Nutzung von Biomasse in Österreich beruht zu 30–40 % auf importierter Biomasse, wobei sich die breite Spanne durch unterschiedliche Methoden der Abschätzung ergibt (Kalt, 2015; Strimitzer et al., 2021) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Dem Import von Biomasse zur energetischen Nutzung steht ein fast ebenso großer Export von Biomasse zur energetischen Nutzung gegenüber (Kalt, 2015). Auch wenn die Handelsbilanz für energetisch genutzte Biomasse ausgeglichen erscheint, muss berücksichtigt werden, dass Import zu Leakage in den Exportländern führen kann. Unter ungünstigeren Importgesetzen könnte diese Situation potenziell zu einem Entwaldungstreiber in (ost-)europäischen, aber auch tropischen Regionen werden (siehe u. a. Pendrill et al., 2019).

Die energetische Nutzung von landwirtschaftlicher Biomasse liefert in Österreich einen geringeren Beitrag zur Bioenergie. Die landwirtschaftliche Nutzfläche macht 16 % (1,35 Mio. ha, 2015) der gesamten Staatsfläche aus (BMNT, 2018). 7,5 % der landwirtschaftlichen Biomasse wird für die Produktion von Bioenergie genutzt (Statistik Austria, 2020). Die konventionelle Biotreibstoffproduktion für den Verkehrssektor basiert auf Ölpflanzen, Zuckerpflanzen und Stärkepflanzen, die hierfür zu einem Großteil importiert werden (2019: 77 % importierte Rohstoffe für die Produktion von Biodiesel; BMK, 2020). Die fortschrittliche Biotreibstoffproduktion zielt darauf ab, lignozellulose- und zellulosehältige Biomasse aus speziellen Bioenergiepflanzen (wie z. B. Kurzumtrieb aus Weide, Pappel, und Miscanthus) oder landwirtschaftliche Rückstände zu nutzen. Die derzeitige Produktion spezieller Bioenergiepflanzen und landwirtschaftlicher Rückstände von insgesamt 29,3 Mio. t setzt sich wie folgt zusammen: Kurzumtriebsholz 0,027 Mio. t, Miscanthus 0,016 Mio. t, Stroh 3,946 Mio. t (Statistik Austria, 2020), Maisspindeln 0,314 Mio. t (Dißauer, 2018), und 25 Mio. t Gülle (BMNT & BMVIT, 2018).

Verschiedene Abfallströme, wie z. B. fester gemischter Siedlungsabfall, biogener Abfall, biogener Siedlungsabfall und kommunaler Klärschlamm, belaufen sich in Summe auf 3,2 Mio. t, mit einem zusätzlichen Potenzial von 17 bis 20,6 PJ an Bioenergie bis 2030 (Bacovsky & Matschegg, 2019) [geringe Evidenz]. Dieses Potenzial kann jedoch nur mit entsprechenden Begleitmaßnahmen wie z. B. der Optimierung der Wertschöpfungskette, Rückführung der Asche, Renaturierung etc. realisiert werden (Bacovsky & Matschegg, 2019).

Die Auswirkungen eines Szenarios mit verstärkter Nutzung von landwirtschaftlicher Biomasse für Bioenergie auf Ökosystemdienstleistungen in Österreich wurden in Kirchner et al. (2015) untersucht. Hier kommt es, unter Berücksichtigung von Klimawandelszenarien, zu einer Erhöhung des Biomasseertrags von 44 bis 51 % (relativ zum Referenzszenario), hauptsächlich durch Ausweitung von Pappel-Kurzumtriebsplantagen auf Ackerflächen (177.000 bis 219.000 ha) und Aufforstungen von Almen und alpinen Grenzertragsstandorten im Bereich der Baumgrenze (376.000 bis 429.000 ha). Es wird hierbei auch auf positive Kohlenstoffsenkeneffekte bezüglich eines Rückgangs an Mineraldüngereinsatz auf bewaldeter Landwirtschaftsfläche und eines Anstiegs des Bodenkohlenstoffgehalts (+10 bis +14 % gegenüber dem Referenzszenario) verwiesen.

In jedem Fall muss ein Hauptaugenmerk auf die nachhaltige Produktion (im In- und Ausland), den schonenden Umgang mit Ressourcen (Land, Boden, Düngung, etc.) sowie andere ökologische (z. B. Biodiversität, indirekte Landnutzung), ethische, und soziale Faktoren gelegt werden. Der wissenschaftliche Diskurs (Box 1.1) bezüglich Klimaneutralität/-effektivität von Bioenergie umfasst alle Bereiche der Bioenergieproduktion. Dementsprechende, auf Österreich bezogene Studien sollten bei den relevanten Politikbildungsprozessen vermehrt Berücksichtigung finden.

Biokraftstoffe
Laut Statistik des BMNT (2019a) wurden Biokraftstoffe oder Biotreibstoffe der ersten Generation in Österreich (2018) vorwiegend durch die Beimischung von Biodiesel (445.000 t) und hydrierten Pflanzenölen (18.000 t) zu Diesel und die Beimischung von Bioethanol (88.000 t) zu Benzinkraftstoff in Verkehr gebracht. Das BMNT verweist auf eine rechnerische und potenzielle Einsparung von 1,6 Mio t Kohlenstoffemissionen durch diesen Einsatz von (vorwiegend importierten) Biotreibstoffen. Dies entsprach 2018 in etwa 6,25 % erneuerbarer Energie im Transportsektor (gemessen am Energiegehalt).

Die überarbeitete Erneuerbare-Energien-Richtlinie der EU (EU 2001, 2018) legt für alle EU-Mitgliedsländer ein 2030-Ziel von 14 % erneuerbarer Energie im Transportsektor fest. Sowohl Biotreibstoffe als auch die Nutzung von elektrischem Strom als Energieträger können dazu beitragen, das Ziel zu erreichen. Um zu verhindern, dass die gesteigerte Produktion von Biotreibstoffen zu gesteigerten Emissionen aus Landnutzungsänderungen führt, begrenzt die Richtlinie die Produktion von Biotreibstoffen aus Lebens- und Futtermittelrohstoffen ab 2020 auf maximal 7 % des nationalen Kraftstoffbedarfs. Für zusätzlich erlaubte Biotreibstoffe aus Abfällen und Reststoffen („Advanced Biofuels“) gibt es separate Substitutionsziele (0,2 % in 2022, 1 % in 2025, 3,5 % in 2030). Eine Pilotanlage zur Produktion von Bioethanol aus Braunlauge der Zellstoffproduktion ist in Österreich derzeit in Bau. Eine wirtschaftliche Produktion in großem

Maßstab muss erst demonstriert werden (IEA Bioenergy, 2020).

Ein ausführlicher (politisch, gesellschaftlich und wissenschaftlich) Diskurs zu den ökologischen und sozialen Folgen von großskaligem Bioenergieausbau, insbesondere von Biotreibstoffen, speist sich aus der Herausforderung, dass einer limitierenden Fläche, die für land- und forstwirtschaftliche Produktion geeignet ist, ein steigender Bedarf an Biomasse für Nahrung (Bevölkerungswachstum, Wohlstand) und Energie (u. a. Biotreibstoffe) entgegensteht. Berücksichtigt man dabei weitere Nachhaltigkeitsziele (z. B. Biodiversität) und Bedarf an Landflächen (z. B. Infrastruktur), reduziert sich die dafür geeignete Fläche weiter (Creutzig et al., 2015). Bei einer großflächigen Ausweitung von Biomasseproduktion für Energie müsste man mit einer Konkurrenz zwischen Lebensmittel- und Energieproduktion und steigenden Lebensmittelpreisen rechnen (Frank et al., 2017) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Erweitert wird diese Debatte um die wichtige Frage, ob Agrartreibstoffe tatsächlich zur Minderung von THG-Emissionen beitragen können (siehe auch Box 1.1) und wie sich ein großflächiger Anbau auf andere wichtige ökologische Indikatoren, wie z. B. Biodiversität, Ökosystemdienstleistungen und Wasserverbrauch, auswirkt. Neben der Berücksichtigung von Emissionen in der Produktion und entlang der gesamten Wertschöpfungskette sind es besonders Landnutzungsänderungen, die die Auswirkungen von Biotreibstoffen auf den Netto-THG-Effekt und Biodiversität entscheiden (Humpenöder et al., 2018) [Evidenz: hoch; Übereinstimmung: hoch]. Zu unterscheiden sind dabei *direkte Landnutzungsänderungen* (engl. Abk. *dLUC* – „direct Land Use Change"), d. h. Änderungen im Landmanagement (z. B. Kulturarten, Bodenbearbeitung, Düngung) sowie Veränderungen des Kohlenstoffbestands (im Vergleich zum vorherigen Bestand), und *indirekte Landnutzungsänderungen* (engl. Abk. *iLUC* – „indirect Land Use Change"), d. h. die räumliche Verdrängung von anderer landwirtschaftlicher Produktion (z. B. Rodungen für Weideflächen, die durch Rohstoffproduktion für Biotreibstoffe verdrängt worden sind). Weiters trägt die Substitution durch Biomasse für fossile Rohstoffe nur dann zu einer Netto-THG-Reduktion bei, wenn:

- mehr Biomasse auf der Landfläche wächst als vor der Umwidmung für Bioenergieproduktion, oder
- Ernterückstände und Abfälle als Input verwendet werden, die ohnedies verrottet wären und CO_2 emittiert hätten (DeCicco & Schlesinger, 2018; Haberl et al., 2012; Box 1.1).

Für Österreich gibt es keine empirische Evidenz zu diesen Effekten.

5.2.1.2 Ressourceneffizienz und Kreislaufwirtschaft

Gesteigerte Langlebigkeit und kaskadische Nutzung von biomassebasierenden Produkten (z. B. Holzprodukte) können zu einem – dem Langlebigkeitszeitraum, dem Substitutionsniveau und der Nachhaltigkeit in der Produktion des Holzproduktes entsprechenden – THG-Minderungspotenzial führen. Um gesteigerte Minderungsaspekte geltend zu machen, müssen auch im Holznutzungsbereich (außerhalb der energetischen Nutzung) wichtige Faktoren der (nachhaltigen) Produktionsweise, der Produktionskette sowie weitere ökologische, ethische und soziale Aspekte berücksichtig werden. Damit bietet die kaskadische Holznutzung gegenüber einer unmittelbaren energetischen Nutzung in Bezug auf Maßnahmen zur Minderung von THG-Emissionen einen erheblichen Vorteil (Braun et al., 2016a). Wälder produzieren den größten Teil erneuerbarer biologischer Ressourcen, die – anders als Biomasse von landwirtschaftlich genutztem Land – nicht in Konkurrenz zur Produktion von Lebens- und Futtermitteln stehen. Holz ist global das am vielseitigsten einsetzbare biologische Material. Durch die Forcierung von Holz als Baustoff können enorme THG-Emissionen vermieden werden (Mishra et al., 2022) Allerdings führt nicht jede stoffliche Holzverwendung automatisch zu einer Reduktion von Emissionen (Asada et al., 2020; Hurmekoski et al., 2022) [mittlere Evidenz; hohe Übereinstimmung]. Neben den traditionellen Verwendungsarten wird Holz als Nanozellulose als Ersatz für Stahl verwendet, es findet in der Textilherstellung Verwendung und findet als „cross-laminated timber" in der Plattenindustrie und anderen Verbundstoffen neue Anwendungen (Hetemäki et al., 2022). Entsprechend dieser Minderungspotenziale werden die Nutzungsformen in den folgenden Abschnitten genauer ausgeführt. Der deutlichste Minderungseffekt entsteht allerdings nicht durch die Herstellung von optimierten Holzprodukten, sondern durch die Reduktion des Einsatzes von nachwachsenden und nicht nachwachsenden Rohstoffen.

Vermiedene Emissionen durch stoffliche Holznutzung/ Substitution

Der Holzeinsatz z. B. beim Bau von Gebäuden führt nicht nur zu einer langfristigen Kohlenstoffspeicherung im HWP-Pool („Harvested Wood Products"), es wird außerdem der Einsatz von energieintensiven Materialien wie z. B. Zement, Beton und Stahl vermieden, solange Holz eine geringere Emissionsintensität pro Service aufweist als alternative Ressourcen (Braun et al., 2016a; Churkina et al., 2020; Hertwich et al., 2019; Weiss et al., 2020) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Auch können Langlebigkeit und (fehlende) Nachhaltigkeit in der Holzproduktion Einfluss auf den Substitutionseffekt haben (siehe u. a. Harmon, 2019; Leturcq, 2020). Wenn Österreich in den Einsatzbereichen Bau, Möbel, Verpackung, andere Waren und energetische Nutzung im Jahr 2010 statt Holz aus dem österreichischen Wald ande-

re Rohstoffe eingesetzt hätte, wären die fossilen Emissionen – unter Annahmen, wie in Box 5.1. dargestellt – in diesem Jahr um 2,7–12,5 Mio. t CO_2e höher gewesen (Braun et al., 2016a; Weiss et al., 2020; Abschn. 5.2, Box 5.1; Box 1.1.).

Langlebigkeit von Holzprodukten

In Hinblick auf die Kaskadennutzung kann die Steigerung höherwertiger Anwendungen für langlebige Holzprodukte und die Verlängerung ihrer Lebensdauer, wie für Deutschland (Budzinski et al., 2019) und Österreich (Braun et al., 2016b) vorgeschlagen, dazu beitragen, die Speicherung von Kohlenstoff im Holzproduktpool zu erhöhen [mittlere Evidenz; hohe Übereinstimmung]. Derzeit werden global etwa 38 % des Holzes im Bausektor genutzt (Ramage et al., 2017; Abschätzungen für Österreich in Braun, et al. 2016b). Im Zeitraum 2015–2017 gab es in Österreich einen Anstieg des Holzbaus von 4 % pro Jahr, hauptsächlich getrieben durch ein Wachstum des Wohn- und Hochbaus (Wolf, 2018). Der Anteil der Holzhäuser lag 2013 bei rund 43 % und 1988 bei 25 % (bezogen auf die Basis der jeweiligen Anzahl der Gebäude; Dißauer et al. 2019). Die zunehmende Standardisierung von Holzprodukten als Baumaterial zeigt vielversprechende Anwendungsmöglichkeiten für den verdichteten Holzbau (Kuilen et al., 2011; Mahapatra et al., 2012). Pittau et al. (2019) zeigten, dass Holzprodukte und insbesondere Produkte aus Kurzumtriebswäldern den Senkenbeitrag der Nutzung von Holz als Baumaterial signifikant erhöhen können. Prognosen von Kalcher et al. (2017) zeigten, dass in Österreich der in Gebäuden gespeicherte Holzvorrat bis 2100 um ca. 56 % steigen wird. Dieser Trend wird durch andere Studien für Österreich und Deutschland bestätigt (Kleemann et al., 2015; Schiller et al., 2015) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Heräjärvi (2019) zeigte, dass zukünftige Senkeneffekte stark von der Entwicklung des mehrgeschossigen Holzbaus abhängen, bei gleichzeitiger Reduktion in der Nutzung von abiotischen Materialien. Der positive Beitrag zur Substitution im Holzbau wurde wissenschaftlich umfassend erörtert (Oliver et al., 2014; Sathre & O'Connor, 2010) und leistet einen Beitrag zum Klimaschutz. Braun et al. (2016b) stellten einen jährlichen Senkeneffekt zwischen 240 und 600 kt CO_2e für den Zeitraum 2002–2011 fest. Kalt (2018) stellte für 2015 einen Senkeneffekt von ca. 600 kt CO_2e fest [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Für weitere konsumseitige Auswirkungen siehe Abschn. 5.3.

Kaskadische Nutzung, Holzabfälle und Recycling

Die Kaskadennutzung (Haberl & Geissler, 2000) ist ein wichtiger Aspekt der holzbasierten Wertschöpfungskette. Die stoffliche Nutzung von holzbasierten Produkten trägt dazu bei, den im Wald gespeicherten Kohlenstoff in einem zusätzlichen Kreislauf zu speichern. Für Österreich (Braun et al., 2016a; Kalt et al., 2016) sowie in mehreren länderspezifischen Studien (Bösch et al., 2019; Lundmark et al., 2014; Werner et al., 2010) wurde der systemische Beitrag von Holzprodukten inkl. der mit der Nutzung assoziierten permanenten Substitutionseffekte erörtert. Speziell der Holzbau und verschiedene Anwendungen im Bereich der lignozellulosebasierten Bioraffinerie stellen gute Minderungsmaßnahmen dar (Kalcher et al., 2017; Kalt, 2018; Werner et al., 2006; Stern et al., 2015) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Durch die in Zukunft erwartbare Zunahme von Kalamitätsereignissen sind auch erweiterte Möglichkeiten der Nutzung von Schadholz von zunehmender Bedeutung (im kaskadischen Nutzungsbereich vor allem Regeneratfasern zusätzlich zur energetischen Nutzung). Die Nutzung von fortgeschrittenen Biomaterialien stellt einen weiteren potenziellen Wachstumsmarkt dar (Strimitzer et al., 2015).

Holzabfälle werden derzeit für die stoffliche Nutzung verwendet, wenn die Qualität des Ausgangsmaterials dafür ausreicht. Brunet-Navarro et al. (2018) zeigten, dass Recyclingkreisläufe jedoch nicht unbegrenzt wiederholt werden können, auch hängen Möglichkeiten zur Wiederverwendung und Wiederverwertung davon ab, ob das Holz gefahrenrelevante Eigenschaften aufweist oder nicht. Mehr Holzbau führt zu einem vermehrten Aufkommen an Bau- und Abbruchholz in Österreich (Teischinger & Kalcher, 2016), das eine wichtige Altholzquelle darstellt (Stingl et al., 2011; Teischinger et al., 2008). Unbehandeltes Holz und behandeltes, aber schadstofffreies Holz werden überwiegend stofflich wiederverwertet (2017 ca. 233.000 t), während behandeltes, schadstoffbelastetes Holz thermisch verwertet wird (2017 ca. 60.000 t; Höher & Strimitzer, 2019). Neben Bau- und Abbruchholz sind auch Holzemballagen sowie Restholz aus der Be- und Verarbeitung von Holz für die kaskadische Nutzung von Interesse. Insgesamt werden im Statusbericht des Bundesabfallwirtschaftsplans 2019 ca. 1,3 Mio. t an Altholz ausgewiesen; davon können etwa 740.000 t stofflich genutzt werden und 540.000 t werden thermisch genutzt (Höher & Strimitzer, 2019). Zusätzlich fallen bei der Holzbearbeitung auch Neben- und Koppelprodukte an, die seit 2011 nicht im Detail durch den Bundesabfallwirtschaftsplan erfasst sind. Der Statusbericht 2019 geht hier von einem zusätzlichen Materialstrom von ca. 4 Mio. t im Jahr 2018 aus (BMNT, 2019b). Die stoffliche Nutzung von Holzabfällen umfasst Schwarten und Spreißel, Sägemehl und Sägespäne, etwa 75 % der Spanplattenabfälle, Holzverpackungen und ähnliche nicht kontaminierte Holzabfälle sowie nicht gefährliches Bau- und Abbruchholz (Höher & Strimitzer, 2019).

Insbesondere Klein- und Kleinstwaldeigentümer nutzen einen großen Anteil des eingeschlagenen Holzes für den Eigenbedarf (Huber et al., 2013; Sekot & Toscani, 2017). Hier besteht noch Potenzial zur Verbesserung der Kaskadennutzung durch Einführung eines finanziellen Anreizes, dieses Holz nicht zum Heizen zu verwenden (indem stattdessen an-

dere Heizmöglichkeiten genutzt werden; Huber et al., 2013), um es für stoffliche Nutzungen zur Verfügung zu stellen oder die Nutzungsintensität zu reduzieren.

Zellstoffproduktion und Bioraffinerie

Das weitaus größte Potenzial stellt die weitere Verwertung des Lignins dar, das in Schwarzlauge enthalten ist, die wiederum bei der Zellstoffherstellung anfällt, mit Anwendungsmöglichkeiten als Kleb- und Haftstoff, als Bioöl oder Biogas (Dißauer et al., 2019) mit einem Marktpotenzial von über 16 Mio. t (Stern et al., 2015). Ein vielversprechendes Verfahren ist hier die Herstellung von schwefelarmen synthetischen Kraftstoffen, Motorölen und Kohlenwasserstoffen mit Hilfe der Fischer-Tropsch-Synthese (Nanda et al., 2014). Die Möglichkeit der besseren Nutzung von Rest- und Abfallstoffen in Bioraffinerien (Stafford et al., 2020) ist ein wichtiger Faktor, während Valorisierungstechniken und Methoden der effizienten Sammlung, Lagerung, Aufbereitung von Rohmaterialien zur Bioraffinerienutzung noch weiter beforscht werden müssen (cf. Metastudie Ubando et al., 2020). In Bezug auf eine Bewertung der Rolle von Bioraffinerien in Bezug auf den Klimaschutz müssen neben prozessbasierten Faktoren auch standortspezifische Faktoren wie Rohstoffverfügbarkeit, Integration und Infrastruktur berücksichtigt werden (Budzinski et al., 2019). Vor dem Hintergrund dieser Rahmenbedingungen könnten insbesondere bereits existierende Strukturen in Zellstofffabriken genutzt und erweitert werden, um neben Zellstoff eine Vielzahl von chemischen Produkten und Energieträgern zu produzieren (Söderholm & Lundmark, 2009), und Synergien mit bereits etablierten Rohholzmärkten genutzt werden (Hänninen & Mutanen, 2014). Derzeit befinden sich viele der genannten Anwendungsmöglichkeiten in der Forschungs- bzw. Pilotphase, und daher gibt es für Österreich nur sehr niedrige Evidenz und keine quantifizierenden Studien.

Fortgeschrittene Biomaterialien

Die Nutzung von Biomasse für *fortgeschrittene Werkstoffe* wie Schmiermittel, Polymere, Lösungsmittel, Tenside oder Bitumen tritt im Bereich der zirkulären Bioökonomie (Carus & Dammer, 2018; D'Amato et al., 2017; EEA, 2018; Venkata Mohan et al., 2016) immer mehr im Vordergrund (EEA, 2018; Fiorentino et al., 2017; Schipfer et al., 2017). Bei diesen Biomaterialien handelt es sich zurzeit um einen stark wachsenden Nischenmarkt – wobei derzeit laut European Bioplastics (2019) nur ca. 1 % der gesamten Plastikproduktion biomassebasiert und/oder biologisch abbaubar ist (Philippidis et al., 2018; Ronzon & M'Barek, 2018). Auch viele EU-Strategien weisen auf die Möglichkeiten der Nutzung von fortgeschrittenen Biomaterialien hin (EC, 2012, 2015, 2018a, 2018b, 2019a, 2020a).

Das Konzept und vor allem die Umsetzung von Maßnahmen in einer zirkulären Bioökonomie tragen aber nicht zwingend zum Klimaschutz und den Zielen einer nachhaltigen Entwicklung bei (D'Amato et al., 2017; Rupp et al., 2020) und müssen dementsprechend untersucht werden (Monitoring). So sind z. B. auf Biomasse basierte Plastikprodukte nicht notwendigerweise biologisch abbaubar (EEA, 2018), und eine Verschärfung von Landnutzungskonflikten ist im Fall zunehmender stofflicher Nutzung landwirtschaftlicher Biomasse ebenso wahrscheinlich wie im Fall von landwirtschaftlicher Bioenergie (Abschn. 5.1.1 und 5.2.1.1). Die meisten Studien zum Thema fortgeschrittene Biomaterialien umfassen Ökobilanzanalysen (LCA), die die Umwelteffekte von fortgeschrittenen Biomaterialien mit denen auf Basis von fossilen Rohstoffen entlang des Lebenszyklus vergleichen (Produktion, Nutzungsphase, Entsorgung). Der Großteil dieser Analysen zeigt auf, dass fortgeschrittene Materialien meistens mit geringeren THG-Emissionen und Energiebedarf einhergehen, wenn die Ausgangsbasis auf Biomasse und nicht auf fossilen Rohstoffen beruht (Fiorentino et al., 2017; Hermann et al., 2007; Spierling et al., 2018; Vink & Davies, 2015; Weiss et al., 2012; Zheng & Suh, 2019). Die Bandbreite an Ergebnissen ist jedoch hoch, was auf die Vielzahl an verfügbaren Produkten, angewendeten Systemgrenzen, Allokationsmethoden als auch Annahmen zum End-of-Life-Management zurückzuführen ist (Fiorentino et al., 2017; Spierling et al., 2018; Yates & Barlow, 2013; Zheng & Suh, 2019). Daher ist eine generelle Aussage über die Substitution von fossilen Rohstoffen mit Biomasse für fortgeschrittene Materialien nicht möglich, auch wenn für die meisten eine Klimaschutzwirkung festgestellt werden kann (Hottle et al., 2013; Spierling et al., 2018) [hohe Evidenz; mittlere Übereinstimmung]. Zudem zeigen sich in manchen LCA-Studien schlechtere Ergebnisse für Biomasse als Rohstoff bzgl. Landnutzungseffekten, wie z. B. Eutrophierung (Hottle et al., 2013; Weiss et al., 2012) und Landnutzungsänderungen (Hermann et al., 2007; Musonda et al., 2020). Landnutzungseffekte können in den meisten LCA jedoch nur schlecht abgebildet werden (Spierling et al., 2018; Zheng & Suh, 2019). Es gibt bis jetzt nur wenige Studien, die explizit die Landnutzungseffekte wie auch die ökonomischen Effekte von biomassebasierten fortgeschrittenen Materialien untersucht haben. Diesbezüglich herrscht daher noch Forschungsbedarf.

Für Österreich gibt es wenige spezifische Studien zur Biomassenutzung für fortgeschrittene Materialien: Höltinger et al. (2014) untersuchten das technisch-ökonomische Potenzial von Bioraffinerien in Österreich und zeigten, dass diese unter günstigen Marktbedingungen ökonomisch rentabel sind sowie zu regional höheren Biomassepreisen führen können. Das THG-Einsparungspotenzial von Biomassenutzung in Bioraffinerien hängt dabei stark von der Landnutzungsintensität, Transportdistanzen, Energiebedarf sowie spezifischen Prozessen und Produkten der Bioraffinerie ab (Höltinger et al., 2016). Auch hier kann die effektive Wir-

kung zum Klimaschutz nicht eindeutig geklärt werden und benötigt weitere Forschung [geringe Evidenz, geringe Übereinstimmung].

Im 2016 abgeschlossenen ACRP-Projekt CC2BBE (Schmid et al., 2016; Schipfer et al., 2017) wurden die Auswirkungen von Szenarien für eine verstärkte Nachfrage von fortgeschrittenen Biomaterialien auf die Landnutzung auf globaler Ebene wie auch für Österreich untersucht. In Österreich führen die Biomaterialszenarien zu keiner signifikanten Änderung in der landwirtschaftlichen Landnutzung, da die Preisänderungen positiv, aber gering ausfallen. Im Modell zeigt sich daher eine leichte Intensivierung (+3 % Flächenzunahme der höchsten Düngemanagementmaßnahme). Letztlich kann die Studie noch einen wichtigen makroökonomischen Rebound-Effekt aufzeigen: Da es zu einer Erhöhung der Produktion im Land- und Forstwirtschaftssektor kommt, werden in diesen Sektoren auch vermehrt Energie und fossile Rohstoffe nachgefragt. Dieser „technische Rebound" kann das THG-Mitigationspotenzial erheblich abschwächen, nach aktuellen Berechnungen um bis zu über 25 % (Streicher et al., 2020).

Die Literatur zeigt, dass fortgeschrittene Biomaterialien (z. B. Schmiermittel, Polymere, Lösungsmittel, Tenside oder Bitumen) trotz hoher Unsicherheiten einen potenziellen Beitrag zum Klimaschutz leisten können [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Die bisher in der Literatur untersuchten Landnutzungsauswirkungen scheinen, v. a. auf Grund des geringeren Biomassebedarfs, bis jetzt geringer zu sein als für Bioenergie [geringe Evidenz, mittlere Übereinstimmung], jedoch können bei einem entsprechenden Anstieg an Biomassebedarf ähnliche potenziell negative Effekte auftreten [geringe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Es besteht noch viel Forschungsbedarf, besonders in Bezug auf Biopolymere der zweiten Generation. Zur Kosteneffizienz dieser Maßnahme finden sich widersprüchliche Ergebnisse in der Literatur, auch hier wird noch mehr Forschung benötigt.

5.2.2 Minderungsoptionen durch negative Emissionen

Um die Paris-Ziele (2 °C/1,5 °C) zu erreichen, ist es anerkannt, dass zusätzlich zur kompletten Dekarbonisierung der verschiedenen Wirtschaftssektoren (im Besonderen des Energie- und Transportsektors) auch negative Emissionen (NE) in substantiellem Ausmaß erreicht werden müssen, um die CO_2-Konzentration in der Atmosphäre rasch zu reduzieren und damit den Temperaturanstieg zu begrenzen (u. a. Fuss et al., 2018, 2014; Masson-Delmotte, 2018; Pozo et al., 2020; Smith et al., 2019) [robuste Evidenz; hohe Übereinstimmung]: Dabei hängt die Höhe der zu entnehmenden CO_2-Mengen von Annahmen bzgl. Minderungspotenzialen auf der Nachfrageseite (z. B. Energienachfrage oder Fleischkonsum) u. v. m. ab (Grubler et al., 2018; van Vuuren et al., 2018). Landbasierte CO_2-Entnahmeoptionen („Negativ Emission Technologies" – NETs, oder „Carbon Dioxide Removal" – CDR) beinhalten z. B. Wiederaufforstung, aber auch die Anreicherung von Bodenkohlenstoff. Jedoch müssten auch spezifische Grundlagen, Bedingungen und Maßnahmen zur NE-Generierung berücksichtigt werden (Spitzer, 2020): Zusätzlichkeit, Vermeidung von Leakage, Berücksichtigung von Sättigung bei Aufforstung, genaues Monitoring und Sicherstellen von Permanenz. Potenzialstudien zu den verschiedensten CO_2-Entnahmetechnologien zeigen, dass NE am besten nur als Bündel von unterschiedlichen, dem jeweiligen räumlichen und systemaren Kontext entsprechenden Maßnahmen erreicht werden und keine einzelne NET diese Leistung erbringen kann – auch aus Gründen der Nachhaltigkeit (Fuss et al., 2018, 2014; Masson-Delmotte, 2018; Smith et al., 2019) [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Unter den verschiedenen CO_2-Entnahmetechnologien werden landbasierte negative Emissionssysteme („natural climate solutions", z. B. Griscom et al., 2020) als besonders vielversprechend gesehen, welche in ihrem Österreich-Kontext auch im folgenden Kapitel erörtert werden. Insbesondere können NEs durch zusätzliche Aufforstung das Entnahmepotenzial von land- und forstwirtschaftlichen Flächen erhöhen (Abschn. 5.1.2).

Allerdings gibt es weder in Österreich noch auf EU-Ebene oder weltweit besondere Politikmaßnahmen, die besondere Anreize für CO_2-Entnahmen bieten würden (Honegger & Reiner, 2018) [niedrige Evidenz]. Konsensfähige Strategien bedürfen gesellschaftlicher und politischer Diskussion, basierend auf weiteren wissenschaftlichen Erkenntnissen zu Vor- und Nachteilen (insbesondere Daten zu Potenzialen, Flächenbedarf sowie Energie- und Kohlenstoffbilanz, Kosten und Umweltauswirkungen) von CO_2-Entnahmeoptionen (Klepper & Thrän, 2019). Auf internationaler Ebene plädieren hier Fuss et al. (2020) für eine Debatte, die über eine rein akademisch geführte hinausgehen muss und eine Allianz von Wissenschaft, Politikentscheidungsträgern, der Industrie und vor allem der breiten öffentlichen Gesellschaft erfordert.

5.2.2.1 Agrarische und forstliche Optionen zur Kohlenstoffanreicherung in Böden

Böden haben den größten terrestrischen Kohlenstoffspeicher, der sich aber nur bedingt vergrößern lässt. Die Maßnahmen dazu sind im land- und forstwirtschaftlichen Sektor unterschiedlich und haben zumeist zahlreiche andere günstige Wirkungen (Abschn. 2.5.1; 4.2; 4.3; Schrumpf et al., 2014) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Ergebnisse sind allerdings widersprüchlich hinsichtlich des langfristigen Effektes auf den Kohlenstoffvorrat (Dersch & Böhm, 2001;

Poeplau & Don, 2015; Six et al., 2004) [hohe robuste Evidenz, niedrige Übereinstimmung].

Eine europäische Studie hat gezeigt, dass die Umstellung auf Agroforstsysteme zu Sequestrierungsraten von 0,09 bis 7,29 t C/ha/Jahr führen und zahlreiche Umweltbelastungen (z. B. Nitrateintrag in das Grundwasser) mindern könnte (Kay et al., 2019). Allerdings stellten die Autoren fest, dass höhere zusätzliche Sequestrierungsraten eher in fertilen Systemen mit höherem Anteil schnellwüchsiger holziger Biomasse zu erreichen sind, was den Anteil von Nutzpflanzen zur Erzeugung von Nahrungs- bzw. Futtermitteln reduziert. Darüber hinaus hat die Nutzung vor der Überführung in ein Agroforstsystem den größten Einfluss auf die zu generierenden Raten. Grundsätzlich muss zwischen kurzfristigen Effekten (während des Übergangs) und langfristiger Sequestrierung (nach Etablierung eines solchen Systems) unterschieden werden.

Landwirtschaftliche Verwertung von Ernterückständen geht ebenfalls mit erheblichem Mitigationspotenzial einher: In Österreich stehen ca. 2,5 Mio t/Jahr Ernterückstände für die Biogaserzeugung, Kompostierung oder Biokohleproduktion zur Verfügung, jedoch bestehen für die praktische Umsetzung einige technologische und Anwendungshindernisse (Kalt, 2015).

Im Bereich der Forstwirtschaft sind zwei Komponenten einer zusätzlichen Kohlenstoffspeicherung im Boden zu unterscheiden. Zusätzliche Speicherung kann durch eine Erhöhung der Bestandsstabilität (Resilienz) erreicht werden (Jandl et al., 2018, 2007; Mayer et al., 2020b) [robuste Evidenz; hohe Übereinstimmung]. Eine langfristige oder „permanente" Kohlenstoffspeicherung/Sequestrierung erfordert allerdings stabile Bestände, weil der Bodenkohlenstoff im Fall von Störungen wieder an die Atmosphäre abgegeben werden kann. Strukturierte Mischbestände mit einer angepassten Baumartenwahl tragen aufgrund ihrer Stabilität laut Jandl et al. (2007) zu einer nachhaltigen Kohlenstoffspeicherung im Boden bei. Eine Sonderstellung nehmen Auwälder ein, deren Böden außerordentlich hohe Sequestrierungspotenziale haben (Cierjacks et al., 2010).

5.2.2.2 Biokohle

Biokohle ist definiert als kohlenstoffreiches festes Endprodukt eines Pyrolyseprozesses von biogenem Material (zumeist pflanzlichen Ursprungs). Im Unterschied zu Holzkohle wird Biokohle gezielt im Boden angewendet (u. a. Verbesserung von Bodeneigenschaften, langfristige Speicherung von Kohlenstoff). In Österreich kann Biokohle derzeit nur mit Einzelzulassungen nach Düngemittelrecht in Verkehr gebracht werden, sofern es sich beim Ausgangsstoff um land- bzw. forstwirtschaftliche Biomasse handelt (BMLFUW, 2017).

Schätzungen deuten darauf hin, dass über die Anwendung von Biokohle in Böden ein erhebliches negatives Emissionspotenzial realisiert werden kann (Fuss et al., 2018; Glaser et al., 2009; Jeffery et al., 2011; Smith, 2016) mit geringen Auswirkungen auf Ökosysteme, Wasser- und Nährstoffkreisläufe, Albedo, und Energiebedarf, soweit Reststoffe für die Biokohleproduktion genutzt werden können [robuste Evidenz; hohe Übereinstimmung]. Die Verwendung von Biokohle als Bodenzusatzstoff kann THG-Emissionen, insbesondere jene von N_2O, signifikant reduzieren (Bruun et al., 2011; Cayuela et al., 2013; Van Zwieten et al., 2010; Wang et al., 2012). Da die Kosten auch wesentlich transparenter sind als bei vielen andere NETs, sind Biokohle-basierte Lösungen darüber hinaus leichter kalkulierbar.

Auch für Österreich gibt es (mittlere) Evidenz mit hoher Übereinstimmung, dass Biokohle eine gangbare Option zur CO_2-Entnahme sein kann. Die Applikation von Biokohle auf landwirtschaftlichen Ackerflächen in Österreich von 72 t Biokohle/ha (entspricht $\approx$ 58 t C/ha) hat zu keinen negativen Auswirkungen auf die Ernteerträge geführt, sofern die Applikation mit der Standardbodenbearbeitung kombiniert wurde (Hood-Nowotny et al., 2018; Karer et al., 2013). In paneuropäischem Kontext wurde dieser Befund bestätigt (Jeffery et al., 2017). In der Waldwirtschaft könnte Biokohle als Hilfsstoff für die Bodenverbesserung eingesetzt werden (BMLFUW, 2017; Bruckman & Pumpanen, 2019).

Dem Einsatz von Biokohle sind aber insofern Grenzen gesetzt, als dass das zu realisierende Potenzial stark abhängig von Biomasseverfügbarkeit ist (Fuss et al., 2018), die auch in Konkurrenz zu anderen Verwertungsmöglichkeiten (z. B. Verbrennung) steht. Bei Ausnützung des gesamten technischen Potenzials wären massive Landnutzungsänderungen notwendig, die den Erhalt und den Schutz der Biodiversität konterkarieren würden (Werner et al., 2018). Die kaskadische Nutzung (Reststoffe/Abfall) oder die Verwertung von organisch kontaminiertem Altholz wären Möglichkeiten, dem teilweise entgegenzuwirken. Einem großflächigen Einsatz von Biokohle stehen derzeit die Kosten bzw. die Konkurrenz zur Holzkohleproduktion entgegen (Maroušek et al., 2019). Dazu kommen Bedenken bezüglich einer Kontamination mit polyaromatischen Kohlenwasserstoffen und Schwermetallen, die aber durch Einhaltung von etablierten Richtlinien auf europäischer (https://www.european-biochar.org/en) und internationaler (https://biochar-international.org/ibi-biochar-standards/) Ebene ausgeräumt werden können.

5.2.2.3 Enhanced Weathering

Unter „Enhanced Weathering" (EW) versteht man die Ausbringung von pulverisierten Silikat- und/oder Karbonatmineralien auf Böden. Die Idee besteht darin, die Kohlenstoffaufnahme bei der natürlichen Gesteinsverwitterung zu verstärken (Beerling et al., 2020). Es handelt sich um einen Prozess, der allgemein in warmen und feuchten Agrarökosystemen begünstigt wird. Nur 3,6 % des globalen Potenzials von 0,2 ($\pm$1) Gt Ce/Jahr (Smith, 2016) bis 95 Gt Ce/Jahr

(Strefler et al., 2018) entfallen auf die EU (Smith, 2016; Strefler et al., 2018) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Nach optimistischsten Analysen wird ein Gesamtentnahmepotenzial von weniger als 70.000 t C/Jahr in Österreich errechnet, mit einem Absenkungspotenzial von weniger als 1,5 kg CO_2/ha/Jahr (Strefler et al., 2018) [geringe Evidenz]. Diese Zahlen berücksichtigen nicht die Energiekosten und die damit verbundenen THG-Emissionen aus der Extraktion, dem (technologieabhängigen/nötigen) Mahlen (normalerweise auf 10–20 µm Partikelgröße), dem Transport und der Bodenausbringung. Angesichts dieser geringen Sequestrierungspotenziale, hohen Unsicherheiten und Kosten wird EW derzeit für Österreich nicht als prioritäre NE-Option angesehen.

5.2.2.4 Wiederherstellung von Feuchtgebieten

Feuchtgebiete, insbesondere Moore (zu deren Unterscheidung siehe Abschn. 2.4.1), sind in naturnahem Zustand CO_2-Senken und CH_4-Quellen. Durch Drainagierung und Nutzung werden sie zu sehr starken CO_2-Quellen. Bei Wiedervernässung der drainagierten Feuchtgebiete werden deren CO_2-Emissionen stark herabgesetzt. Zeitweilig werden diese dann aber zu unterschiedlich starken CH_4-Quellen (Günther et al., 2020).

Der Großteil der Moore in Österreich befindet sich unter land- oder forstwirtschaftlicher Nutzung. Diese Nutzung wird seit Jahrzehnten betrieben und wird aufgrund der Mächtigkeit der Moorböden in Österreich noch weitere Jahrzehnte andauern, wenn keine Wiedervernässungsmaßnahmen ergriffen werden. Daher muss als „Normalzustand" derartiger Flächen die hohe Freisetzung an CO_2e angesehen werden. Durch diese Annahme ist die Zusätzlichkeit („Additionality") der Einsparung an CO_2e durch Wiedervernässung gegeben. Durch die niedrigen Kosten für die Wiedervernässung und da keine größeren Investitionen zu Beginn der Maßnahme notwendig sind, sind derartige Maßnahmen kostengünstige Klimaschutzmaßnahmen (Drösler et al., 2012).

Da die großflächige Wiedervernässung von Moorböden im Rahmen der Revitalisierung oft nicht mit den Produktionszielen in Einklang zu bringen ist, sind eine lückenlose Berichterstattung und Verbesserung der Datenlage zur Realisierung dieses vielversprechenden Klimaschutzpotenzials notwendig. In einigen moorreichen Gebieten Österreichs haben derartige Nutzungsformen Tradition: In einigen Alpenregionen ist die Streuwiesennutzung eine moorschaffende bzw. -erhaltende Nutzungsform, und am Neusiedler See wird das Schilf moorerhaltend geschnitten. Die vor Jahren in einigen Ländern etablierten neuartigen, nicht entwässernden Nutzungen können neben Klimaschutz auch Wertschöpfung und Beschäftigung erzielen (Wichtmann et al., 2016). Insgesamt sind aufgrund des geringen Aufwands Wiedervernässungen bzw. die Etablierung von Paludikulturen effiziente Klimaschutznmaßnahmen. Wenn langfristig der Torfkörper anwächst, kann es theoretisch in feuchten Jahren sogar zu negativen Emissionen kommen (vergl. u. a. Drollinger et al., 2019; und andere Fallstudien) – für Österreich ist die Evidenz hierzu sehr gering.

5.2.2.5 Aufforstung und Waldwiederherstellung

Die Österreichische Waldinventur belegt die Netto-Zunahme der Waldfläche (Abschn. 5.1.2). Die Auswirkungen auf den Kohlenstoffspeicher in situ sind abhängig von den jeweiligen Ausgangszuständen und den Kohlenstoffspeicherpotenzialen der Landnutzungstypen (auch Abschn. 5.1.2). Neuaufforstungen und die Landnutzungsänderung durch das natürliche Zuwachsen von Grünland oder Ackerland führen meistens zu einer Zunahme des Kohlenstoffvorrates in der Biomasse und im Boden (Abschn. 1.3.3; Weiss et al., 2000), können unter bestimmten Umständen auch zu einer Abnahme des Kohlenstoffs im Boden führen (Bühlmann et al., 2016). Durch die Wiederbewaldung von Wiesen und Almflächen können artenreiche Biotope verloren gehen oder das Landschaftsbild kann zulasten des landschaftlichen Erholungswertes monotoner werden. Van den Bergh et al. (2018) beschrieben eine potenziell negative hydrologische Bilanz bei Wiederbewaldung bzw. Verbuschung von Grasflächen. Bastin et al. (2020) schätzten für Österreich ein Wald-Wiederherstellungspotenzial von ca. 1,3 Mio. ha, das zusätzlich zu den Natura-2000-Flächen realisierbar wäre. Hierzu ist weitere empirische Evidenz notwendig, insbesondere solche, die über Herunterskalieren globaler oder überregionaler Potenziale hinausgeht und auch andere Maßnahmen als Verdichtung und Kronenschluss bewertet [niedrige Evidenz].

Bei diesem landbasierenden Lösungsansatz zum Klimawandel („natural climate solution") ist die Permanenzfrage zu klären. Um die durch Aufforstung und Wiederherstellung intakter Ökosysteme der Atmosphäre entzogenen und gebundenen Mengen von C/CO_2 als negative Emissionen anrechnen zu können, müsste eine permanente Bewaldung, verbunden mit einem langfristigen Senkenmonitoring in den entsprechenden Gebieten, sichergestellt werden. Kombinierte Systeme (Aufforstung mit nachhaltiger Forstwirtschaft) können neben Substitutionseffekten auch zur Steigerung der Resilienz gegenüber Ökosystemstörungen beitragen. Die erhöhte Wahrscheinlichkeit für das Auftreten von Ökosystemstörungen wie Feuer, Dürre, und Insektenbefall infolge des Klimawandels stellt für die Permanenz und somit der Potenzialerhaltung (aller „natural climate solutions") eine besondere Herausforderung dar (Abschn. 5.1.2.3). Ein detailliertes Monitoring der nachhaltigen Bewirtschaftung liefert wichtige Hinweise für die Beurteilung der Permanenz der getroffenen Aussagen. Im Vergleich mit z. B. einigen hocheffizienten Bioenergietechnologien (z. B. Kraft-Wärme-Kopplung), kombiniert mit effizienten Bioenergiepfaden (z. B. Kurzumtriebsplantagen), zeigt sich für Aufforstung/Wiederbewaldung pro Flächeneinheit ein geringeres Minderungspoten-

zial (Kalt et al., 2019). Jedoch zeigen sich Vorteile und höhere THG-Minderungspotenziale pro Flächeneinheit bei Aufforstung im Vergleich mit weniger effizienten Bioenergiepfaden wie z. B. Biokraftstoffen der ersten Generation – besonders, wenn zusätzliche Nebeneffekte/„co-benefits" im Bereich der Ökosystemdienstleistungen berücksichtigt werden (Kalt et al., 2019; Smith et al., 2019). Während sowohl Evidenz wie auch Übereinstimmung im internationalen Kontext hoch sind, stellt dies auf österreichischer Ebene eine große Forschungslücke dar.

5.2.2.6 Bioenergie mit CO_2-Abscheidung und -Speicherung (BECCS)

Bei „Bioenergie mit CO_2-Abscheidung und -Speicherung" (BECCS) handelt es sich um eine erweiterte Form der Biomassenutzung mit anschließender Kohlenstoffabscheidung und -speicherung („Carbon Capture and Storage" – CCS), um der Atmosphäre über Photosynthese zur Biomasseproduktion CO_2 zu entziehen und das beim Energieumwandlungsprozess abgeschiedene CO_2 permanent unterirdisch zu speichern (Fuss et al., 2014; Kraxner et al., 2003; Smith et al., 2016). Zugrunde liegt die Nutzung von Biomasse zur Generierung von Bioenergie (Abschn. 5.2.1.1). Im Unterschied zur Erzeugung von Bioenergie, bei der der im Brennstoff gebundene Kohlenstoff durch die Verbrennung in Form von CO_2 wieder in die Atmosphäre abgegeben wird, verfolgt CCS das Ziel, das CO_2 durch geeignete Technologien zu binden und anschließend nach umfassender Risikobewertung und vorbeugenden Sicherheitsvorkehrungen (z. B. permanentes Monitoring) in geologische Lagerstätten zu injizieren. Angenommen wird eine permanente sichere Speicherung zumeist in ehemaligen Lagerstätten für Erdgas/-öl oder in Salzstöcken. Aufgrund des Energiebedarfs für CCS ergeben sich aber eine verminderte Gesamteffizienz der Bioenergieerzeugung und ein erhöhter Flächenbedarf für mehr Biomasse, um die Energie für CCS zusätzlich aufzubringen (Fajardy & Mac Dowell, 2018). BECCS hat das Potenzial, wesentlich höhere THG-Emissionsreduktionen zu realisieren als Technologien ohne CCS, allerdings weist die Literatur eine große Kostenspanne auf (15–400 USD/t CO_2; Fuss et al., 2018), d. h., hier trifft eine robuste Evidenz für allerdings sehr unterschiedliche Technologien teilweise auf geringe Übereinstimmung.

Für Österreich ist die Evidenz gering: Von allen NE-Technologien sieht Pozo et al. (2020) für BECCS in Österreich das größte und kompetitivste Potenzial. Mögliche geeignete CO_2-Lagerstätten finden sich hierzulande bislang ausschließlich in ausgeförderten Erdgas- bzw. Erdöllagerstätten im Wiener Becken und im Molassebecken südwestlich von Linz (Welkenhuysen et al., 2016). Die Autoren gehen davon aus, dass theoretisch bis 2050 14 % aller Emissionen der elektrischen Energiegewinnung sowie der Stahlerzeugung in diesen Lagerstätten untergebracht werden könnten (insgesamt 120 Mio. t CO_2, Gesamtjahresausstoß Österreich 2020 ca. 70 Mio. t CO_2/Jahr). Derzeit steht in Österreich allerdings ein Verbot für unterirdische/geologische CO_2-Speicherung einer Implementierung im Rahmen von Climate Change Mitigation entgegen (BGBL I 144, 2011). Ausnahmen bestehen nur zu Forschungszwecken. Der letzte Evaluierungsbericht der Bundesregierung vom 16.01.2019 kommt zu dem Schluss, dass kein Bedarf einer Änderung des Bundesgesetzes vorliegt (BMNT, 2019c). Es wird aber darauf hingewiesen, dass es „*für eine dauerhafte geologische Speicherung von Kohlenstoffdioxid in Österreich ‚weiterer' Forschungs- und Entwicklungsarbeiten . . .* " bedarf.

Bei BECCS ist der primäre Einsatzbereich die Energiewirtschaft. Das heißt, das Potenzial (Art, Menge) für den Einsatz von BECCS orientiert sich daran, wie weit der Bedarf des Endenergiemarkts (Strom, Treibstoffe, Wärme) durch den Einsatz von Bioenergieanlagen gedeckt werden soll/kann. Aus wirtschaftlicher Sicht kommen hierfür hauptsächlich Großfeuerungsanlagen (> 100 MW) mit KWK für Strom und Fernwärme in Frage (Sanchez & Callaway, 2016), deren gegenwärtiger Einsatz mit Biomasse primär von der örtlichen Verfügbarkeit des Brennstoffs bestimmt ist und weniger von den Anforderungen eines CCS-Betriebs. Ein zusätzliches Potenzial für BECCS wird allerdings in der in Österreich signifikanten Stahlproduktion gesehen, wobei Holzkohle fossile Kohle ersetzen könnte (Mandová et al., 2019). Sollte jedoch BECCS ab 2050 in großem (klimarelevantem) Maßstab eingesetzt werden, muss die kommerzielle Entwicklung zeitnah beginnen und die nötige Infrastruktur zusammen mit den politischen Begleitmaßnahmen/Rahmenbedingungen daher zwischen 2020 und 2030 hergestellt werden (Klepper & Thrän, 2019). Minx et al. (2018) argumentierten, dass in globalen Klimaschutzszenarien die nachgefragte Menge an Bioenergie langfristig eher noch weiter ansteigen würde, wenn die Kombination Bioenergie und CCS (BECCS) nicht zum Einsatz käme, als wenn klimarelevante CO_2-Entnahmen durch BECCS angestrebt würden [mittlere Evidenz; hohe Übereinstimmung]. Grund hierfür wäre dann der steigende Druck, große Mengen an fossilen Energieträgern durch Biomasse zu ersetzen, siehe auch Klepper und Thrän (2019). Diese gesteigerte Bioenergienachfrage würde dann ihrerseits weiteren Druck unter anderem auf Land-/Flächenbedarf, Biodiversität, weitere ökologische sowie soziale und ethische Aspekte ausüben (Abschn. 5.2.1.1), wobei die momentane Nachfrage das nachhaltige Potenzial noch nicht überschreitet. Besonders kritisch werden bei BECCS-Studien der potenziell große Flächenbedarf für die Bioenergieerzeugung (siehe z. B. Creutzig et al., 2021b) und der potenziell große Wasser-/Bewässerungsbedarf (Stenzel et al., 2021) gesehen.

5.3 Nachfrageseitige Minderungsoptionen

Veränderungen auf der Nachfrageseite, z. B. bei der Auswahl von Lebensmitteln und beim Konsum (Ernährungsstil), sind eine wesentliche Strategie neben den angebots-, technologie- und produktivitätsorientierten Lösungen. Sie haben mitunter ein sehr hohes THG-Mitigationspotenzial und sind damit ein zentraler Hebel, um die globalen THG-Minderungsziele zu erreichen (Bajželj et al., 2014; Creutzig et al., 2018, 2016; IPCC, 2019b; Ivanova et al., 2020; Schlatzer & Lindenthal, 2020) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Nach Creutzig et al. (2016) könnten Maßnahmen auf der Nachfrageseite im Bereich der Landwirtschaft, insbesondere die Umstellung der Ernährung, das Potenzial technologischer Optionen (z. B. Ertragssteigerungen) auf der Angebotsseite (Produktionsseite) übertreffen.

Gegenüber der bisherigen Darstellung vorwiegend produktionsseitiger Mitigationsoptionen wird in den folgenden Abschnitten der Fokus auf die Nachfrageseite gelegt, die sich wiederum (in)direkt auf die Ausprägung der Landnutzungsformen auswirken kann. Konkrete Instrumente zur Erreichung der nachfrageseitigen THG-Minderungspotenziale und deren Umsetzung werden an dieser Stelle nicht vertieft (siehe Kap. 6). Vielmehr werden die verschiedenen Bereiche im Hinblick auf ihr jeweiliges Mitigationspotenzial aufgeführt.

Die Nachfrageseite kann grob in drei Bereiche eingeteilt werden: Mitigationsmaßnahmen im Bereich Wohnen, z. B. Gebäudesanierung, im Bereich Mobilität, z. B. Infrastruktur, sowie Mitigationsoptionen rund um eine Veränderung der Konsummuster und Ernährung. Im Zentrum der folgenden Ausführungen stehen die Nachfrage der privaten Haushalte und Gewerbe (Außer-Haus-Konsum) nach Waren (Lebensmitteln) und Dienstleistungen (Catering u. a. Dienstleistungen im Lebensmittelbereich). Diese haben durch die Rückkoppelung mit der Primärproduktion einen erheblichen Einfluss darauf, THG-Emissionen der Landnutzung zu reduzieren (APCC, 2014; Popp et al., 2010; Schlatzer & Lindenthal, 2020; Stehfest et al., 2009; Umweltbundesamt, 2015; Wolbart, 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Zu beachten sind Wechselwirkungen zwischen Produktion und Nachfrage (inkl. Importen und Exporten) sowie etwaige Rebound-Effekte (z. B. die Kompensation inländischer Produktionsreduktion durch Importe anstelle einer Nachfragereduktion), welche die Verminderung der THG-Emissionen deutlich überkompensieren können. Zudem stehen diese Wechselwirkungen in Zusammenhang mit anderen Umweltthemen wie Regenwaldabholzung für Soja zur Fleischproduktion (Abschn. 5.3.2; Erb et al., 2016), Aufforstung und Kohlenstoffbindung freiwerdender Flächen (Theurl et al., 2020) und Degradierung von Böden und Bioenergiepotenzialen (Kalt et al., 2020) oder Abfallreduktion (Muller et al., 2017). Änderungen im Ernährungsverhalten wirken auf Produktionsstrukturen und bewirken Feedbacks wie z. B. die Reduktion der Tierbesätze durch verringerten Fleischkonsum (und somit u. a. verringerte N_2O-und NH_4-Emissionen), frei werdende Flächen (verringerte Futtermittelproduktion im In- und Ausland) für extensivere Landwirtschaft und Biolandbau (Schlatzer & Lindenthal 2018, 2020), oder dass umgekehrt die Ausweitung von Biolandwirtschaft durch lokale Stickstoffverfügbarkeiten begrenzt wird (Barbieri et al., 2021; Morais et al., 2021).

Es wirken einerseits der physische Rahmen, wie z. B. die gegebene Infrastruktur und das Angebot, und andererseits soziale und kulturelle Normen auf Möglichkeiten und Ausprägung von Präferenzen und damit auf Nachfrage (Creutzig et al., 2016). Im Sinne von Suffizienz (siehe Glossar) werden weniger (ressourcenintensive) Güter, Energie oder Dienstleistungen in Anspruch genommen bzw. konsumiert (Stengel, 2011). Nach Zell-Ziegler et al. (2021) erfordert Suffizienz Änderungen der Verhaltensweisen und Normen sowie der Organisation der Gesellschaft, z. B. im Bereich der Raumplanung oder vorherrschenden sozio-ökonomischen Paradigmen. Dies kann sich direkt in eine geringere Nachfrage nach natürlichen Ressourcen übersetzen (Figge et al., 2014; Vita et al., 2019; Zell-Ziegler et al., 2021) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung], beispielsweise durch die Reduktion bestimmter ressourcenintensiver Lebensmittel, wie Fleisch und anderen tierischen Lebensmitteln, im Bauwesen durch die Erneuerung des Baubestandes anstelle von Neubau oder die kollektive Nutzung von Gegenständen oder Geräten (Stengel, 2011). Nachfragegetriebene Verhaltensänderungen können dadurch Impulse auf die Primärproduktion setzen und damit für eine quantitative (z. B. weniger Nachfrage und entsprechend geringere Produktionsmengen) oder qualitative (z. B. effizientere Produktionsketten und weniger Abfallaufkommen, Zunahme der biologischen gegenüber konventioneller Landwirtschaft etc.) Änderung von Produkten bzw. Produktionssystemen sorgen.

Die Substitution von mineralischen Bauträgern durch Holzmaterialien (langlebig) in Gebäuden zur Bindung von Kohlenstoff in baulichen Beständen wird einerseits als Mitigationsmaßnahme diskutiert (Churkina et al., 2020), andererseits bedeutet eine geringere Bautätigkeit (Suffizienzstrategie) weniger THG-Emissionen sowie eine geringere Zersiedelung und dadurch mehr Fläche zur Kohlenstoffsequestrierung durch Vegetation (und damit weniger Abholzung als Trade-off). Die solide Abschätzung des Potenzials kurz- und mittelfristig wirkender Maßnahmen auf die THG-Bilanz, insbesondere kaskadischer Nutzung, fehlt bislang. Auch fehlt eine genaue Abschätzung der Suffizienzpotenziale anderer (kurzlebiger) Holzprodukte wie Papier, Holzplatten und der notwendigen Maßnahmen zur Verhinderung von Rebound-Effekten (z. B. hohe Energieintenstität bei der Fertigung, steigender Konsum), die zu zusätzlichen CO_2-Emissionen

führen (Bais-Moleman et al., 2018) und ein abgestimmtes Forstmanagement notwendig machen (Abschn. 5.2).

Die Berücksichtigung von Suffizienzstrategien wird damit zunehmend wichtiger zur Reduktion von Klima- und Umweltfolgen (Muller & Schader, 2017; Schlatzer & Lindenthal 2018, 2020) und spielt eine wesentliche Rolle zur Erreichung der Nachhaltigkeits- und Klimaziele (Zell-Ziegler et al., 2021). Gleichzeitig, so merkten Zell-Ziegler et al. (2021) in ihrer Studie an, die sich u. a. auf Österreich fokussiert, wird Suffizienz immer noch weitgehend als individuelle Verhaltensänderung oder notwendiger exogener Trend verordnet und noch nicht als politisches Handlungsfeld angesehen (Zell-Ziegler et al., 2021).

5.3.1 Mitigationspotenziale konsumseitiger Strategien im Kontext der Landnutzung

Konsumseitige Lösungen und Strategien weisen mitunter ein sehr großes Potenzial auf, THG-Emissionen deutlich zu reduzieren (APCC, 2014; Creutzig et al., 2016; Kirchengast, et al., 2019; Schlatzer & Lindenthal, 2020) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung], wurden aber bis vor wenigen Jahren (Creutzig et al., 2021a) lange Zeit in der Forschung und Kommunikation zur Klimawandelminderung vernachlässigt (Stoddard et al., 2021). Strategien umfassen neben Gesetzen und Verordnungen (inkl. Agrar- und Handelspolitik) Steuern und Carbon Pricing, z. B. auf besonders CO_2-intensive Lebensmittel (Hasegawa et al., 2015; Springmann et al., 2017; Lemken et al., 2018) oder die Restriktion von Billigpreisangeboten von klimaschädigenden Produkten (Kap. 6).

Neben diesen Strategien sind Ökolabels und Zertifikate zur Sicherstellung höherer ökologischer Standards, spätestens mit der Einführung von CO_2-Labels im Supermarktbereich, z. B. seit 2007 durch die britische Supermarktkette Tesco (Boardman, 2008) oder ab 2009 bei einer Bio-Linie in Österreich, wichtige Maßnahmen im Bereich des Lebensmittelkonsums (Lemken et al., 2018). In Bezug auf THG-Mitigationsmaßnahmen haben Ökolabels einerseits die Aufgabe, Konsument_innen zu informieren, damit eine bewusste Konsumentscheidungen auf Basis transparenter und nicht irreführender Produktinformationen getroffen werden kann. Dies kann aufgrund des Vertrauens in bestimmte Ökolabels bei Konsument_innen auch zu Nudging-Effekten (siehe Glossar) führen. Andererseits zeigen Ökolabels Firmen Möglichkeiten zu effizienteren Prozessabläufen und CO_2-Mitigationsstellschrauben auf (Vandenbergh et al., 2011). Ökolabels sind zudem bereits wichtiger Bestandteil aktueller Umweltpolitik (Iraldo et al., 2020).

An Methoden zur Zertifizierung von Gütern des alltäglichen Bedarfs wird seit den 1960er-Jahren gearbeitet, wobei der Methode der Ökobilanzierung seit ca. 1990 eine zunehmend wichtige Rolle zukommt. Anfang der 2000er-Jahre war die Methode so weit gereift, dass sie praktisch eingesetzt wurde, um Umweltwirkungen abzuschätzen. In Bottom-up-Prozessen entstand eine Vielzahl an Ökolabels und Zertifikaten, auch speziell für Lebensmittel und landwirtschaftliche Primärprodukte (Burger et al., 2010). THG-Bilanzen werden dabei als CO_2e-Emissionen pro kg Produkt gerechnet, wobei intensive Produktionsformen im Vergleich zu extensiven Systemen mitunter aufgrund der höheren Erträge besser abschneiden, dabei aber negative Auswirkungen auf Bodenfruchtbarkeit, Biodiversität und Gewässerschutz ausgeklammert werden (Meier et al., 2015; Sanders & Heß, 2019; Abschn. 5.3) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Parallel dazu wurden systemische Top-down-Methoden entwickelt, wie z. B. die Materialflussanalyse, die besser auf die Komplexität wirtschaftlicher Strukturen zwischen Angebot und Nachfrage, Import und Export sowie etwaiger Auslagerungs- bzw. Rebound-Effekte abzielt. Österreichspezifische Studien zur Abschätzung absoluter Mitigationspotenziale diverser Maßnahmen (wie z. B. die Substitution von mineralischen Bauträgern durch Holzmaterialien in Gebäuden) fehlen bislang aufgrund des limitierten Daten- und Wissenstands.

Nudging (Lemken et al., 2018, zum Thema Fleischkonsum, Abschn. 5.3.2), kommt im Bereich gesunder Ernährung zunehmend zum Einsatz und ist im Bereich THG-Mitigation ein vielversprechender Ansatz (Ferrari et al., 2019). So kann Nudging neben THG-Minderungseffekten auch andere positive Nebenwirkungen haben, wie z. B. den Griff zu gesünderen Lebensmitteln. Allerdings sind die Effekte dieser Interventionen sehr unterschiedlich (Tab. 5.2) und kontextspezifisch (Lehner et al., 2016) sowie in Zusammenhang mit etwaigen ethischen Fragen zu betrachten (Schmidt & Engelen, 2020).

Eine Herausforderung bei der Abschätzung von Mitigationspotenzialen der diversen Maßnahmen ist die grundsätzlich notwendige Betrachtung von THG-Emissionen und Umweltkosten entlang der gesamten (Lebensmittel-)Wertschöpfungskette, von den landwirtschaftlichen Vorleistungen (z. B. Betriebsmitteleinsatz) bis zur Abfallproduktion (z. B. Deponie, Recycling; EC, 2020). So unterscheiden sich einerseits die verschiedenen Berechnungsmethoden, was Folgen für die Einschätzung der absoluten Höhe von Mitigationspotenzialen hat, z. B. in Bezug auf den Verbrauch von Textilien aus Faserverarbeitung, für Kleidung, die Automobilindustrie oder im Bereich der Nutzung von Holzprodukten. Andererseits erschwert die Komplexität u. a. durch den globalen Handel die Definition von Systemgrenzen, was aber für eine solide Berechnung und Vergleichbarkeit essenziell ist. Der landwirtschaftlichen Produktion vor- und nachgelagerte Emissionsquellen, z. B. Düngemittelproduktion, Verarbeitungsprozesse, Transport und Logistik, sind (nach den IPCC-Berechnungsmethoden; IPCC, 2022) nicht Teil von

Tab. 5.2 THG-Mitigationspotenziale von Maßnahmen in nachfrage- bzw. konsumseitigen Handlungsbereichen entlang von land- und forstwirtschaftlichen Wertschöpfungsketten Österreich. Die Maßnahmen werden mit ihren relativen Potenzialen in absteigender Reihenfolge dargestellt

Bereiche und Maßnahme	THG-Mitigations-potenzial	Wirkungsweise (qualitative Beschreibung)	Quelle
Ökolabels, Zertifizierungen			
Zertifizierung von Produkten aus biologischer Landwirtschaft	Mittel	Restriktionen u. a. im Bereich zugekaufter/importierter Futter- und Düngemittel. Mitigation in den Bereichen: • Landwirtschaft (insbes. N_2O) • Industrie (Düngemittelproduktion, insbesondere N-Mineraldünger) • Auslagerungseffekte (Futtermittelimport) (s. EU-Bio-Verordnungen 2018/848 und 2020/464)	Hörtenhuber et al., 2010; Lindenthal et al., 2010a, 2010b, 2010c; Theurl et al., 2014b; Muller & Schader, 2017; Schlatzer & Lindenthal, 2020; Zamecnik et al., 2021
Zertifizierungen im Tierhaltungssektor	Gering bis hoch (siehe auch Tab. 5.1)	• Gering: Einsatz von Zusatzstoffen in der Tierernährung • mittel: nährstoffeffizientes, standortgerechtes Düngemanagement • mittel bis hoch: reduzierte Verwendung von Kraftfutter insbes. aus tropischen Regionen (Südamerika), Stellschraube im globalen Ernährungssystem	Grossi et al., 2019; Herrero et al., 2016; Theurl et al., 2020
Zertifikate in der Gastronomie z. B. das Österreichische Umweltzeichen	Gering bis mittel	• 24 % der Österreicher_innen essen regelmäßig außer Haus: Mitigation insbes. im Bereich Fleisch und Vermeidung von Lebensmittelabfall (siehe Abschn. 5.3.2.2) • zunehmende EU-weite Beachtung durch „green procurement criteria“	BMLFUW, 2010; Gusenbauer et al., 2018; Österreichisches Umweltzeichen, 2018; EC, 2019b; Theurl et al., 2014b; Yue et al., 2017, Schlatzer & Lindenthal, 2020
Zertifizierungen von Produkten bzw. Herstellungsprozessen aus forstwirtschaftlicher Produktion z. B. Forest Stewardship Council (FSC, PEFC)	Gering bis mittel	• Mitigationspotenzial schwer einschätzbar, da die Zertifizierungen sehr unterschiedliche Standards und Kontrollsysteme aufweisen. Zudem sind die regionalen Auswirkungen der jeweiligen Zertifikate sehr unterschiedlich. Es existiert großer Forschungsbedarf, um regionale und länderweite Auswirkungen von Zertifizierungen zu überprüfen. In den Tropen haben Zertifikate bislang kaum Wirkungen gezeigt, die Deforestation zu stoppen. Dennoch bilden Zertifikate in diesem Bereich eine prinzipielle Basis und haben geringes bis mittleres Potenzial für Mitigation in der Forstwirtschaft	Gutierrez Garzon et al., 2020; Moog et al., 2015; Pattberg, 2005; Romero et al., 2017; van der Ven & Cashore, 2018
Zertifizierung Integrierte Produktion (IP)	Gering	• Reduktion des Pestizideinsatzes (integrierter Pflanzenschutz) in Acker-, Obst-, Weinbau und Gemüsebau, was aber weniger THG-relevant ist (im Vergleich zu Viehbesatz, Fütterungsintensität und zum N-Düngereinsatz, der im IP nur den Einschränkungen der konventionellen Landwirtschaft unterliegt) • Kombination traditioneller landw. Methoden und moderner Technologie (ohne EU-weit einheitlichen Rechtsrahmen)	Lindenthal et al., 2010a, 2010b, 2010c; Theurl et al., 2014b; Muller & Schader, 2017; Schlatzer & Lindenthal, 2020; EC, 2014; EU, 128, 2009
Nachwachsende Rohstoffe im Kontext der Lebensmittelverarbeitung			
Stoffliche Nutzung: Ersatz von erdölbasierten durch kompostierbare Verpackungen aus nachwachsenden Rohstoffen	Gering	• 3,0–3,5 % der Klimawirkung verpackter Lebensmittel entstehen durch die Verpackung • teilweise zusätzliche THG-Emissionen (durch Landnutzung), bei zusätzlichem Anbau bspw. für Stärke (Weizen, Mais und Kartoffeln) und Zellulose (Holz) für Verpackungserzeugung • bioabbaubare Kunststoffe sind kompostierbar, allerdings gegenwärtig unter komplexeren technischen Bedingungen • Sektor Industrie: Herstellung mit hoher Energieintensität	Obersteiner & Pilz, 2020; BMVIT, 2018; Siracusa & Rosa, 2018; Piemonte & Gironi, 2012; Yates & Barlow, 2013
Energetische Nutzung: Biotreibstoffe	Keine bis gering	• Bioenergiegewinnung für landwirtschaftliche Maschinen (Produktionsseite), Logistik (Konsumseite) • auf landwirtschaftlichen Flächen nicht extensiv (also mit mineralischer oder organischer N-Düngung) produzierte Bioenergie ist nicht CO_2-neutral • nur im Falle von Abfallverwertung/kaskadischer Nutzung (Biogas) besteht Mitigationspotenzial	Abschn. 5.2.1.1

Tab. 5.3 (Fortsetzung)

Bereiche und Maßnahme	THG-Mitigations-potenzial	Wirkungsweise (qualitative Beschreibung)	Quelle
Konsumseitige Änderungen im Ernährungssystem und Ernährungsstil			
Konsum von Fleisch und tierischen Produkten (Details siehe 5.3.2.1)	Mittel bis sehr hoch	• Bedeutende nationale und globale Stellschraube durch die deutliche Reduktion des Fleischkonsums auch im Sinne einer gesunden Ernährung • Fleisch hat 5- bis 20-fach höhere THG-Emissionen je kg Produkt im Vergleich zu pflanzlichen Produkten (z. B. Brot, Hülsenfrüchte) mit ähnlichem Energiegehalt	Hörtenhuber et al., 2010, 2011; Lindenthal et al., 2010a; Muller et al., 2017; Schlatzer & Lindenthal, 2020, Zamecnik et al., 2021; Lauk et al., 2022; Theurl, 2016
Vermeidbarer Lebensmittelabfall (Details siehe 5.3.2.3)	Mittel bis sehr hoch	• In Österreich fallen rund 1 Mt/Jahr allein an vermeidbaren Lebensmittelabfällen an • durch die deutliche Reduktion der vermeidbaren Lebensmittelabfälle müssten 15–20 % weniger Lebensmittel produziert werden	Muller et al., 2017; Schlatzer & Lindenthal, 2018; Obersteiner und Luck, 2020
Außer-Haus-Konsum (Details siehe 5.3.2.1)	Mittel bis hoch	• Reduktion des Fleischverbrauchs und des Lebensmittelabfalls • Einsatz von biologischen, saisonalen und regionalen Lebensmitteln	Rust et al., 2017; Wirz et al., 2018; Schlatzer & Lindenthal 2020
Lebensmittelverarbeitung (Details siehe 5.3.2.1)	Gering bis mittel	• Reduktion des Konsums von hoch verarbeiteten und klein verpackten Lebensmitteln (mit evtl. dann auch kurzer Lebensdauer) wie z. B. hochverarbeitete Produkte (Convenience), tiefgekühlte (auch nicht/kaum verarbeiteter) Produkte (z. B. Tiefkühlgemüse)	Bussa et al., 2020; Garnett, 2011; Lindenthal et al., 2010a; Mejia et al., 2018; Theurl et al., 2011, 2017; Zamecnik et al., 2021
Saisonaler Konsum (Details siehe 5.3.2.1)	Gering bis mittel	• Reduktion des Konsums nicht saisonaler Lebensmittel, sofern mit großen Transportstrecken importiert (mit dem LKW z. B. aus Südeuropa und Osteuropa; oder gar mit dem Flugzeug) • Reduktion von nationalem, nicht saisonalem Gewächshausgemüse: keine Beheizung (im Winter) der Gewächshäuser bzw. Einsatz alternativer Energieträger und Anbau alternativer Wintergemüsekulturen	Schlatzer & Lindenthal, 2020; Theurl, 2016; Theurl et al., 2017, 2014a; Zamecnik et al., 2021
Lokale Bottom-up-Initiativen in urbanen Räumen	Keine bis mittel	• Transport: THG-Reduktion durch ggf. effizientere oder kürzere Transportwege (Rebound-Effekte z. B. durch Transporte mit PKW möglich) • lokale Direktvermarkung über Community Supported Agriculture (CSA), Community Made Agriculture (CMA), Food-Coops, Selbsterntefelder, Gemeinschaftsgärten • Landwirtschaft: höhere Umweltstandards und standortgerechtere, reduzierte Anbauintensität • begrenzt zusätzliche Flächennutzung und geringerer Intensivierungsdruck auf bisherigen landw. Flächen	Dietl, 2020; SAPEA, 2020; Landholm et al., 2019

landnutzungsbezogenen Emissionen und haben in Kap. 5 eine untergeordnete Rolle. Weitere Herausforderungen in Zusammenhang mit konsumseitigen Mitigationsstrategien, wie die Rolle von soziodemografischen, kulturellen und ökonomischen Faktoren, werden in Abschn. 5.3 dargestellt.

Tab. 5.2 bietet eine Zusammenfassung aktuell integrierter gesellschaftspolitischer Maßnahmen (Ökolabels, Zertifikate) und potenzieller Maßnahmen im Ernährungssystem (Verarbeitung und Ernährungsstil) sowie von diesbezüglichen THG-Mitigationspotenzialen und allgemeinen Wirkungsweisen, wobei Wechselwirkungen mit anderen Umweltindikatoren in Kap. 9 dargestellt sind. Die Literatur zeigt einen guten wissenschaftlichen Forschungsstand zu produktbezogenen Ökobilanzierungsstudien im Bereich Ernährung im österreichischen Kontext (Hörtenhuber et al., 2010; Lindenthal et al., 2010a; 2010c; Schlatzer & Lindenthal, 2020; Theurl et al., 2014a; Zamecnik et al., 2021). Daher werden die Mitigationspotenziale im Ernährungssystem und Lebensstile in Abschn. 5.3.2 näher beschrieben.

5.3.2 Mitigation durch Änderung der Ernährung und Reduktion der Lebensmittelabfälle und -verluste

Die durch Änderungen des Ernährungsstils veränderte Nachfrage (z. B. nach mehr regionalen oder biologisch erzeugten Lebensmitteln) inklusive der Reduktion von Lebensmittelabfällen und -verlusten hat einen starken Einfluss auf zukünftige THG-Emissionen aus der dadurch veränderten Nahrungsmittelproduktion (z. B. die Ausweitung der biologischen Landwirtschaft; APCC, 2014; Lee et al., 2019; Popp

et al., 2010; Stehfest et al., 2009; Umweltbundesamt, 2015) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Zudem weist die Reduktion der Lebensmittelabfälle weitere hohe Mitigationspotenziale auf (Kammerlander et al., 2018; Obersteiner & Luck, 2020; Scherhaufer et al., 2018).

Das gesamte produktionsseitige Ernährungssystem, das neben der Landwirtschaft (inkl. Vorleistungen für die Düngemittel- und Futtermittelproduktion) die Verarbeitung, Transport, Lagerung bzw. Kühlung von Lebensmitteln umfasst, ist weltweit für 21–37 % (IPCC, 2019b) resp. 19–29 % (UN, 2019) aller anthropogenen THG-Emissionen verantwortlich. In Österreich trägt das produktionsseitige Ernährungssystem (ohne den Heimtransport vom Kaufort sowie der durch Zubereitung der Lebensmittel assoziierten THG) mit rund 1.250–1.850 kg CO_2e/Person/Jahr (De Schutter et al., 2015; Lindenthal & Schlatzer, 2020; Wolbart, 2019) zu ca. 20–30 % der gesamten THG-Emissionen bei (APCC, 2014; De Schutter et al., 2015; Lindenthal & Schlatzer, 2020) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Mehr als 20 % der ernährungsbedingten THG-Emissionen von 1.250 bis 1.850 kg CO_2e/Person/Jahr können durch indirekte Landnutzungsänderungen in anderen Ländern verursacht werden (Sandström et al., 2018).

5.3.2.1 Wege zur Reduktion der Treibhausgasemissionen im individuellen Ernährungsstil

Ein Ernährungsstil, der vorwiegend auf der Nachfrage nach pflanzlichen sowie biologisch erzeugten, weitgehend regional und saisonal bezogenen Produkten beruht, hat erhebliche THG-Einsparungen in Österreich bzw. generell besonders in den Industrieländern zur Folge (Aleksandrowicz et al., 2016; Alexander et al., 2016; APCC, 2014; IPCC, 2019b; Kirchengast et al., 2019; Meier & Christen, 2013; Schlatzer & Lindenthal, 2020; Wolbart, 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Laut IPCC (2019b) liegt das mit sehr hoher Konfidenz bewertete Minderungspotenzial von Ernährungsumstellungen auf globaler Ebene bis 2050 bei 2,7–6,4 Gt CO_2e/Jahr für die bewerteten Ernährungsweisen. Dabei fallen vor allem die z. T. sehr hohen THG-Emissionen durch die Nutztierhaltung ins Gewicht (Theurl et al., 2020; van Hal et al., 2019; Zanten et al., 2018).

Ernährungsstile werden von einer Reihe von Parametern beeinflusst, u. a. von Preisen, persönlichen Werten, Gewohnheiten, Angeboten, Qualität und Marketing (Abschn. 5.3.3). In den folgenden Abschnitten werden jene Bereiche mit den höchsten Potenzialen zur Emissionsreduktion durch Ernährung in absteigender Bedeutung dargestellt.

Reduktion des Konsums von Fleisch und anderen tierischen Produkten

Die deutliche Reduktion des Fleischkonsums (z. B. durch eine stärker pflanzenbetonte oder vegetarische Ernährungsweise) hat neben der deutlichen Reduktion der vermeidbaren Lebensmittelabfälle das höchste Mitigationspotenzial der konsumseitigen Strategien im Bereich Ernährung (Aleksandrowicz et al., 2016; Godfray et al., 2018; Grandl et al., 2013; IPCC, 2019b; Ivanova et al., 2020; Lauk et al., 2022; Poore & Nemecek, 2018; Schlatzer & Lindenthal, 2020; Springmann et al., 2016; Theurl et al., 2020; Zamecnik et al., 2021) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Daher ist die Reduktion des Fleischkonsums eine der zentralen Maßnahmen, um die durch die Ernährung erzeugten THG-Emissionen zu senken (González et al., 2011; Ivanova et al., 2020; Kirchengast et al., 2019; Lemken et al., 2018; Steinfeld et al., 2006; Willett et al., 2019; Wirz, et al., 2018) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Das gilt insbesondere auch für Österreich und resultiert aus den großen Mengen Fleisch, die pro Kopf konsumiert werden und für zwei Drittel der nahrungsmittelbedingten THG-Emissionen verantwortlich sind (Steinfeld et al., 2006; Umweltbundesamt, 2015). 2020 lag der Fleischverbrauch bei 90,8 kg Fleisch/Kopf/Jahr (Rind, Kalb, Schwein und Geflügel; brutto). Das entspricht einem Verzehr von 60,5 kg Fleisch/Kopf/Jahr netto (ohne Knochen, Sehnen und sonstige, nicht verzehrte Gewebe; Statistik Austria, 2019). Damit liegt Österreich oberhalb des durchschnittlichen Fleischverbrauchs der EU von rund 80 kg/Kopf (OECD & FAO, 2019).

Studien zu den unterschiedlichen Ernährungsweisen in Österreich zeigen, dass eine Ernährung mit einem geringen Anteil an Fleisch (nach ÖGE, 2020 und DGE, 2017 werden max. lediglich 22 kg/Person/Jahr empfohlen) einen THG-Einsparungseffekt von −28 % der ernährungsassoziierten THG-Emissionen aufweist (Abb. 5.4; siehe auch De Schutter & Bruckner, 2016). Ovo-lacto-vegetarische sowie vegane Ernährungsweisen bringen, gemäß neuen Berechnungen, mit −48 bzw. −70 % THG-Reduktion die mit Abstand größte Mitigationswirkung mit sich (Abb. 5.4, siehe auch Wolbart, 2019). Das deckt sich mit den vom IPCC (2019b) zusammengestellten Mitigationspotenzialen verschiedener Ernährungsstile für die globale Ebene.

Das hohe Mitigationspotenzial einer Reduktion des Fleischkonsums (in Österreich am höchsten bei Rindfleisch, am niedrigsten bei Hühnerfleisch; Schlatzer & Lindenthal, 2020) resultiert auch aus den 5- bis 20-fach höheren THG-Emissionen je kg, die Fleisch im Vergleich zu pflanzlichen Produkten (z. B. Brot, Hülsenfrüchte) mit einem ähnlichen Energiegehalt aufweist (Hörtenhuber et al., 2010, 2011; Lindenthal et al., 2010a; Muller et al., 2017; Wirz, et al., 2018; Zamecnik et al., 2021) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Extensive bis mittelintensive Weidewirtschaft

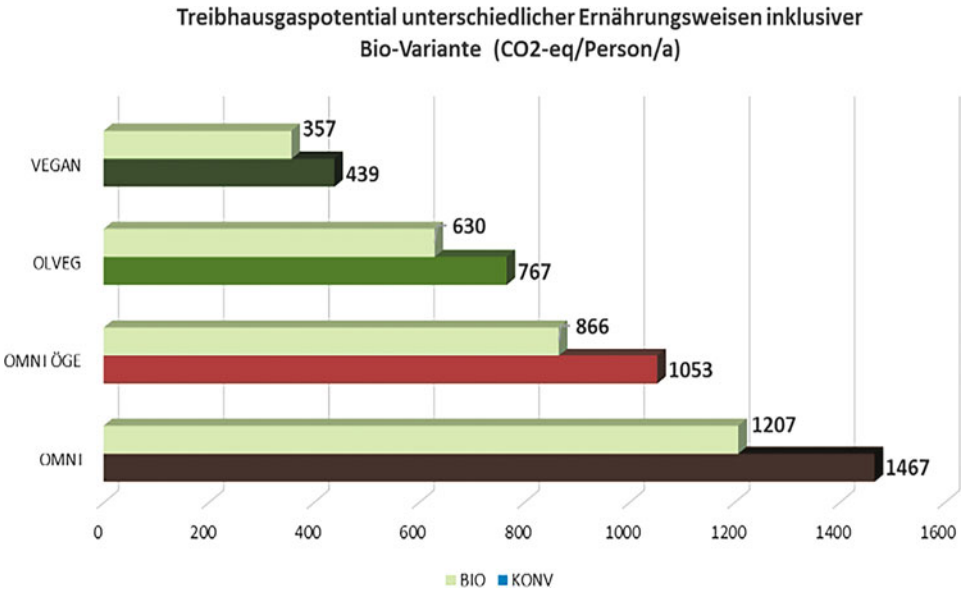


Abb. 5.4 Treibhausgasbilanz der durchschnittlichen sowie der modellierten omnivoren, ovo-lacto-vegetarischen sowie veganen Ernährungsweise: *OMNI* (*dunkelrot*) = omnivor resp. durchschnittliche Ernährung in Österreich, *OMNI ÖGE* (*rot*) = gemäß Empfehlungen der *ÖGE, OLVEG* (*grün*) = ovo-lacto-vegetarisch nach ovo-lacto-vegetarischer Gießener Ernährungspyramide, *VEGAN* (*dunkelgrün*) = gemäß veganer Gießener Ernährungspyramide, jeweilige *BIOVARIANTEN* = *hellgrün*; CO_2e = alle anfallenden THG (CO_2, Methan, Lachgas) aus dem gesamten Ernährungssystem summiert. (Schlatzer & Lindenthal, 2020)

(Rinder- und Schafhaltung) bzw. eine nachhaltige Dauergrünlandbewirtschaftung nehmen aus Sicht einer breiteren Nachhaltigkeitsbewertung eine Sonderrolle ein. Diese Form der Tierhaltung hat eine wichtige Bedeutung für die nationale und globale Ernährungssicherung, sowie auch für das Tierwohl (im Vergleich zur intensiven Rinder- und Lämmermast), für die Biodiversität, für den Boden- und Gewässerschutz sowie für die Reduktion von Spill-Over-Effekten in andere Länder durch Kraftfutterimporte – dies alles im Vergleich zur intensiven Rindermast (Lindenthal & Schlatzer, 2020; Wagner & Helmich, 2011; Zamecnik et al., 2021). Im Kontext mit Ernährungssicherung stehen hierbei auch der Verzicht und die Reduktion der Verfütterung von Lebensmitteln (wie Getreide) an Nutztiere. Auch bei einem Vergleich pro Einheit Protein zeigt sich eine 4- bis 20-fach höhere Effizienz bzw. geringere THG-Emissionen von pflanzlichen Nahrungsmitteln gegenüber tierischen Produkten (González et al., 2011). Dieser Effizienzvorteil reduziert sich etwas bei Gemüse, das in – in der Regel mit fossilen Energieträgern – beheizten Gewächshäusern angebaut oder weit transportiert wird (Theurl et al., 2014a).

Anhand des Fleischkonsums zeigt sich deutlich, wie eng Konsummuster und landwirtschaftliche Produktion zusammenhängen (Lauk et al., 2022; Lindenthal & Schlatzer, 2020; Schlatzer & Lindenthal, 2020, 2018; Theurl et al., 2020) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Umgekehrt ist eine theoretische Begrenzung der Fleischproduktion auf Weidehaltung, andere sonst nicht nutzbare Nährstoffströme oder die Nutzung primär heimischer Futterressourcen gleichermaßen mit einer Reduktion der Tierbestände und reduzierten Anteilen tierischer Produkte in der menschlichen Ernährung verbunden (Schader et al., 2015; Abschn. 5.2). Ein deutlich reduzierter Fleischkonsum senkt zudem den Bedarf an Futtergetreide und Futtereiweißpflanzen, sodass deutlich mehr Fläche für pflanzliche Lebensmittel zur Verfügung stünde. Das würde wiederum den Intensivierungsdruck auf die Landwirtschaft senken und somit prinzipiell auch eine Ausweitung des flächenintensiveren Biolandbaus und andere Extensivierungsmaßnahmen sowie Ausweitung ökologischer Ausgleichsflächen (Erb et al., 2016; Theurl et al., 2020) ermöglichen oder das globale Bioenergiepotenzial erhöhen (Erb et al., 2012; Haberl et al., 2011; Kalt et al., 2020) – allerdings mit der Einschränkung, dass auch der Flächenbedarf für die Nahrungsmittelproduktion durch sich ändernde Klimabedingungen und Bevölkerungszunahme steigen wird (Kirchengast, et al., 2019; Lindenthal & Schlatzer, 2020; Muller et al., 2017; Schlatzer & Lindenthal, 2018). So ergibt sich durch eine gesündere, pflanzenbetonte und klimafreundlichere Ernährung auch ein Synergieeffekt für die Ernährungssicherheit, indem der Flächenbedarf für Futtermittelproduktion reduziert wird (Schlatzer & Lindenthal, 2020, 2018; Thaler et al., 2015; Zessner et al., 2011).

Wie bereits in Abschn. 5.2.1.2 angesprochen, sind auch Art und Menge der eingesetzten Futtermittel eine wesentliche Stellschraube hinsichtlich der Reduktion von mit dem Fleischkonsum zusammenhängenden THG-Emissionen (Theurl et al., 2020). So könnten entsprechend der Kreislaufwirtschaft verstärkt einheimische bzw. mitteleuropäische Eiweißfuttermittel und ein erhöhter Anteil von industriellen Abfällen (aus Stärkeproduktion, Lebensmittelindustrie etc.) in der Fütterung eingesetzt werden (van Hal et al., 2019; Zanten et al., 2018).

Steigerung des Konsums von Bioprodukten

Der verstärkte Konsum von österreichischen Bioprodukten hat ein mittleres Mitigationspotenzial [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]: Pflanzliche Produkte aus biolo-

gischer Landwirtschaft in Österreich weisen im Vergleich zu konventionellen pflanzlichen Produkten vielfach zwischen 10–35 % geringere CO_2e-Emissionen pro kg Produkt (BMNT, 2017; Lindenthal et al., 2010a; Wirz, et al., 2018, Zamecnik et al., 2021) auf [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Schweinefleisch und Hühnerfleisch aus biologischer Landwirtschaft in Österreich weisen vielfach um 30–50 % geringere THG-Emissionen pro kg im Vergleich zu konventionellen Produkten auf (Lauk et al., 2022; Lindenthal, 2019; Wirz, et al., 2018; Zamecnik et al., 2021) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Insgesamt, und wie in Abschn. 5.1.1 beschrieben, weist der Bioackerbau rund 30–60 % geringere CO_2e-Emissionen/ha im Vergleich zu konventioneller Landwirtschaft auf (Groier et al., 2017; Meier et al., 2015; Niggli et al., 2009, 2007; Wirz, et al., 2018).

Bei internationalen (und teilweise auch bei nationalen) Bioprodukten sind diese Vorteile bei pflanzlichen und tierischen Bioprodukten bei der Bezugsbasis CO_2e/kg Produkt (oder Ertragsgut) oft weniger ausgeprägt bzw. keine Unterschiede vorhanden. Denn die Betrachtung der Produkteinheit belohnt einerseits intensive(re) Produktionsformen der konventionellen Landwirtschaft (hohe Erträge reduzieren im Zuge der LCA die Menge an CO_2e/kg Ertragsgut), was die negativen Auswirkungen auf Bodenfruchtbarkeit, Biodiversität und Gewässer u. a. ausklammert (Lindenthal & Schlatzer, 2020; Sanders & Heß, 2019; Schlatzer & Lindenthal, 2018). Andererseits ignoriert die Bezugsbasis Produkteinheit die Priorität der Fläche als Ausgangspunkt einer nachhaltigen Landwirtschaft, die Endlichkeit der landwirtschaftlichen Fläche bzw. des fruchtbaren Bodens und Notwendigkeit deren nachhaltiger Nutzung (Lindenthal & Schlatzer 2020, 2018). Daher sind nicht die Produktmengen an den gegenwärtigen, nicht nachhaltigen Konsummustern wie dem zu hohen Fleischkonsum und der Verschwendung von ca. 33 % der produzierten Lebensmittel (Pladerer & Hietler, 2019; Stenmarck et al., 2016) auszurichten. Vielmehr bedarf es

- der Anpassung der Konsummuster an die limitierten landwirtschaftlichen Flächen (und damit v. a. der deutlichen Reduktion des Fleischkonsums und der vermeidbaren Lebensmittelabfälle) und
- der nachhaltigen Nutzung der Flächen entsprechend dem umfangreichen Wissen zur nachhaltigen (u. a. bodenfruchtbarkeits- und biodiversitätsfördernden und gewässerschonenden) Landwirtschaft.

Zudem führt der Konsum von biologisch erzeugten Lebensmitteln (auch aufgrund höherer Biofleischpreise und höherem Gesundheitsbewusstsein) häufig zu geringerem Fleischkonsum und damit zu einem zusätzlichen Mitigationspotenzial (Lindenthal & Schlatzer, 2020; Schlatzer & Lindenthal, 2018) [geringe Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Steigerung des Konsums saisonaler und regionaler Lebensmittel

Der verstärkte Konsum von Lebensmitteln aus der Region (Definition siehe Glossar), ebenso wie der Konsum von saisonalen Lebensmitteln, haben in der Regel ein niedriges bis mittleres Mitigationspotenzial [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]: Regionale Produkte haben zwar aufgrund kürzerer Transporte in der Regel geringere CO_2e-Emissionen/kg Produkt; der Transport macht bei nationalen Produkten vielfach nur 50–100 g CO_2/kg an den THG-Gesamtemissionen des Produkts aus, das entspricht 2–5 % (tierische Produkte) bzw. 7–50 % (pflanzliche Produkte; Lindenthal et al., 2010a; Theurl et al., 2014a; Theurl et al., 2017; Zamecnik et al., 2021). Bei nicht regionalen Produkten oder bei Lebensmitteln, die aus Südeuropa und Osteuropa (mit langen LKW-Stecken) oder transkontinental importiert werden, sind die Transportemissionen mit mindestens 200–300 g CO_2/kg deutlich höher (Lindenthal & Schlatzer, 2020; Theurl et al., 2014a; Zamecnik et al., 2021), und noch um ein Vielfaches höher im Fall von per Flugzeug importierten Lebensmitteln (wobei diese nur einen sehr geringen Teil der in Österreich konsumierten Lebensmittel ausmachen). Prozentuell betrachtet betragen die CO_2e-Einsparungen regionaler gegenüber aus Mitteleuropa importierter Produkte 0,5–3 % der CO_2e-Emissionen (pro kg Produkt) bei tierischen und 5–20 % bei pflanzlichen Produkten (Hörtenhuber et al., 2010; Lindenthal et al., 2010a; Zamecnik et al., 2021). Nichtsaisonale Lebensmittel weisen infolge häufig langer LKW-Transporte oder durch die Beheizung von Glashäusern im Inland Gesamtemissionen bis zu 1.000 g CO_2e/kg Produkt auf, was in Relation zu saisonalen Produkten um das 2–10-fach höhere THG-Emissionen darstellt (APCC, 2014; Jungbluth, 2010; Theurl et al., 2014a; 2020; Zamecnik et al., 2021). Bei solchen nichtsaisonalen Lebensmitteln machen Transport oder Beheizung 25–90 % der gesamten THG-Emissionen aus (Theurl et al., 2017). Die THG-Emissionen von saisonalem Gemüse und Obst sind mit 100–250 g/kg Produkt deutlich geringer (Lindenthal et al., 2010a; Theurl et al., 2014a; Zamecnik et al., 2021). Regionale Produkte bergen zudem indirekte Mitigationspotenziale, da sie zum einen saisonale Ernährung verstärken und zum anderen die Lebensmittelverschwendung deutlich reduzieren können, wie Setti et al. (2016) bei Verbraucher_innen von Gemüse in Italien zeigten.

Reduktion des Konsums von hoch verarbeiteten und klein verpackten Lebensmitteln

Der Konsum hoch verarbeiteter und in kleinen Portionsgrößen verpackter Lebensmittel (z. B. tiefgekühlter Cremespinat, abgepackte Pflücksalate) kann einerseits durch die intensivere Verarbeitung und andererseits durch vermehrten Verpackungsmüll zu einer Verdoppelung der THG-Emissionen pro Einheit beitragen (Theurl et al., 2017). Generell führen

hoch verarbeitete Lebensmittel (unabhängig von der Verpackung) zu deutlich erhöhten THG-Emissionen, einerseits durch die Verarbeitung und andererseits durch die Lagerung (z. B. Tiefkühlung und wieder Aufbacken/Zubereiten; Bussa et al., 2020; Mejia et al., 2018; Theurl et al., 2011; Theurl, 2016, Zamecnik et al., 2021) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Das Mitigationspotenzial durch die Reduktion von Verpackungsmaterial wird in Relation zu den anderen erwähnten Maßnahmen jedoch in der Regel als gering eingeschätzt. Dies auch deshalb, da die Schutzfunktion von Verpackungen je nach Produkt und abgepackter Menge dazu beitragen kann, dass durch gesteigerte Haltbarkeit Lebensmittelabfälle reduziert werden, sodass die vermiedenen Lebensmittelabfälle die THG-Emissionen des Verpackungsaufwandes überwiegen können (Obersteiner & Pilz, 2020). Insgesamt lässt die Datenlage zu diesem Bereich für Österreich aber noch keine genaueren Aussagen zu, die jedoch aufgrund der Zunahme der Nachfrage nach Convenienceprodukten (Statista, 2022) von großer Bedeutung wären.

5.3.2.2 Reduktion der THG-Emissionen im Außer-Haus-Konsum

Mitigationsmaßnahmen im Außer-Haus-Konsum kommen insbesondere aufgrund der steigenden Menge der außer Haus konsumierten Mahlzeiten (Rust et al., 2017) eine besondere Bedeutung zu. Im Bereich Gastronomie, Kantinen und Großküchen werden folgende Maßnahmen mit mittlerem bis hohem Mitigationspotenzial [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung] aus der Literatur abgeleitet:

1. **Reduktion des Fleischverbrauches** (s. oben) in der Gemeinschaftsverpflegung und der Gastronomie: Reduktion der Frequenz des Angebots von Fleischgerichten und Fleischportionen, Vergünstigung von vegetarischen Gerichten, Veggie-Day (u. a. als betriebliche Maßnahme), Labels für Fleisch (u. a. aus tiergerechter Haltung, mit artgemäßer Fütterung ohne Soja aus Südamerika; aus regionaler Erzeugung etc.; Schlatzer & Lindenthal, 2020; Theurl et al., 2014a)
2. **Verstärkter Einsatz von biologischen, saisonalen und regionalen Lebensmitteln** (s. oben) bei Menüs und der Getränkeauswahl, u. a. auch durch preisliche Stützung oder Vergünstigungen dieser Lebensmittel (Lindenthal & Schlatzer 2020)
3. **Reduktion des Lebensmittelabfalls im Außer-Haus-Konsum** (s. unten), u. a. über kleinere Portionen sowie auch über Labels wie z. B. das Österreichische Umweltzeichen (Obersteiner & Luck, 2020). Dem kommt besondere Bedeutung zu, da das Aufkommen der (vermeidbaren) Lebensmittelabfälle hier gleich an zweiter Stelle hinter dem Lebensmittelabfall auf Haushaltsebene kommt (Abb. 5.5)

5.3.2.3 Emissionsminderungsmaßnahmen durch die Reduktion der Lebensmittelabfälle

Die deutliche Reduktion (um jedenfalls 50 %) der vermeidbaren Lebensmittelabfälle im gesamten Lebenszyklus (von der Produktion bis zum Konsum) hat neben der Reduktion des Fleischkonsums das höchste Mitigationspotenzial aller konsumseitigen Strategien im Bereich Ernährung (Muller et al., 2017; Scherhaufer et al., 2018; Schlatzer & Lindenthal, 2018; Winkler & Aschemann, 2017) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Dabei ist der Konsum privater Haushalte für 50 % der vermeidbaren Lebensmittelabfälle verantwortlich (Obersteiner & Luck, 2020; Abb. 5.5). Durch die Reduktion dieser Lebensmittelabfälle müssten 15–20 % weniger Lebensmittel produziert werden (Muller et al., 2017; Schlatzer & Lindenthal, 2018), woraus sich ein aliquotes Mitigationspotenzial ergibt [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

In Europa können 186 Mio. t CO_2e auf Lebensmittelabfälle zurückgeführt werden, womit sie einen Anteil von 15,7 % der THG-Emissionen der gesamten Lebensmittelversorgungskette ausmachen (Scherhaufer et al., 2018), in Österreich sind es 1 Mio. t/Jahr allein an vermeidbaren Lebensmittelabfällen, eine Berechnung der daraus resultierenden CO_2e über die gesamte Versorgungskette ist für Österreich bisher nicht erfolgt (Obersteiner & Luck, 2020) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Scherhaufer et al. (2018) berechneten für Europa, dass 1,25 kg Lebensmittel produziert werden müssen, damit ein/e Verbraucher_in 1 kg Lebensmittel essen kann. Dies entspricht einem Gesamtverlust von 18,4 % entlang der gesamten Lebensmittelversorgungskette. Vor allem bei Fleisch- und Milchprodukten würde eine Reduktion der Abfälle die Umweltauswirkungen erheblich verringern: Trotz der vergleichsweise geringen Masseanteile (von nur 27 % auf europäischer Ebene) dieser Produkte im Lebensmittelabfall (Hrad et al., 2016; Lebersorger & Schneider, 2014; Schneider et al., 2012) machen sie über 69 % der gesamten THG-Emissionen der Lebensmittelabfälle aus.

Ähnlich wie auf internationaler Ebene (FAO, 2011; Obersteiner & Luck, 2020; Stenmarck et al., 2016) fällt auch in Österreich ein großer Teil (ca. 500.000 t) in Haushalten an (Abb. 5.5; Obersteiner & Luck, 2020). Obwohl dieser Ebene damit besondere Bedeutung zukommt, konnten bisherige Initiativen jedoch keine Verminderung des Lebensmittelabfallaufkommens auf Haushaltsebene erkennen lassen. Auch groß angelegte Initiativen wie das im Jahr 2016 über „Mutter Erde“ lancierte Schwerpunktthema im ORF mit über 310 Beiträgen, welches in Summe 3,9 Mio. Menschen erreichte (www.muttererde.at), zeigte keine messbaren Effekte. Statistisch repräsentative Restmüllanalysen für die Jahre 2018/2019 (Beigl, 2020) zeigten mit 26 kg/Person/Jahr bzw. 16 % am gesamten Restmüllaufkommen sogar ein hö-

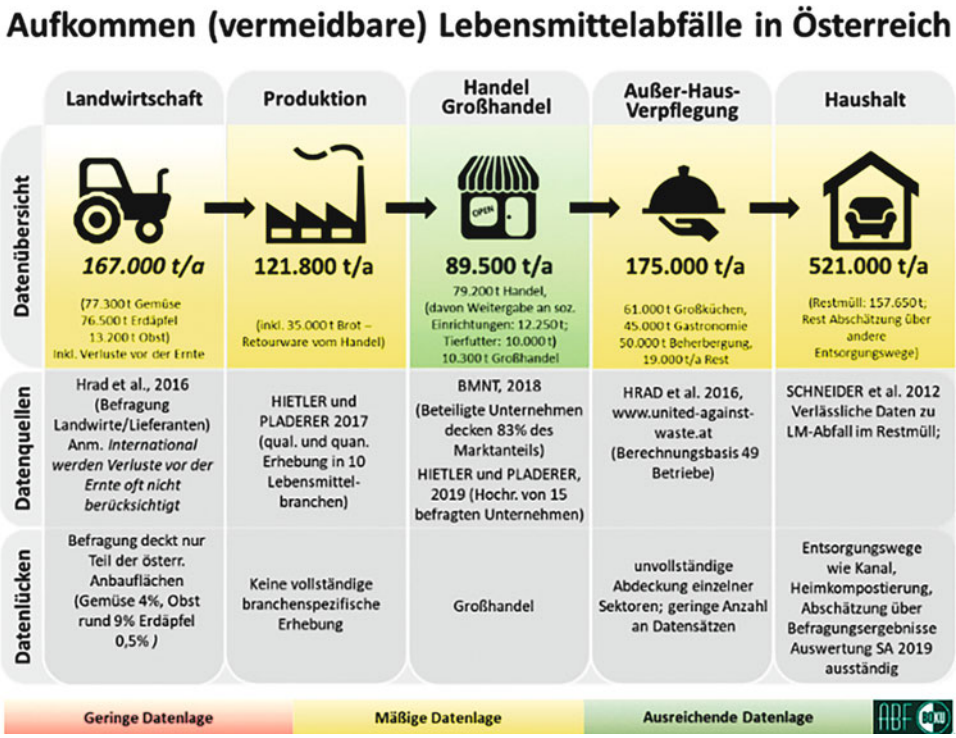


Abb. 5.5 Aufkommen der (vermeidbaren) Lebensmittelabfälle in Österreich in den verschiedenen Bereichen des Ernährungssystems. (Quelle: Obersteiner & Luck, 2020)

heres Aufkommen an vermeidbaren Lebensmittelabfällen als jenes im Vergleichsjahr 2010/2011 (Schneider et al., 2012) mit 19 kg/Person/Jahr.

In der Landwirtschaft fallen einwandfrei genießbare Erntegüter, die in der Produktion hohe CO_2e-Emissionen verursachen, als Lebensmittelabfälle an – je nach äußeren Umständen (z. B. Witterungsbedingungen) und produktspezifisch (z. B. Kulturart und Ernteverfahren) in sehr unterschiedlichen, im Durchschnitt aber großen Mengen (167.000 t/Jahr, Abb. 5.5). Unter anderem werden Produkte nicht geerntet und verbleiben am Feld, wobei rund ein Drittel dieser Ernteverluste einwandfrei genießbar wären, aber z. B. nicht den gängigen Marktkriterien entsprechen (Obersteiner & Sacher, 2019). Die Nutzung dieser für Nahrungszwecke gut verwendbaren Lebensmittelabfälle würde THG-Emissionen reduzieren, da damit weniger zusätzliche Lebensmittel produziert werden müssten. Maßnahmen zur Nutzung dieser Produkte wie Nachernte-Netzwerke oder der Verkauf von sog. „Wunderlingen" sind prinzipiell vorhanden (Obersteiner & Sacher, 2019), werden aber nur in sehr kleinen Maßstäben umgesetzt.

In der Außer-Haus-Verpflegung müssen Maßnahmen zur Vermeidung von Lebensmittelabfällen auf die Anfallsorte der Lebensmittelabfälle in den unterschiedlichen Kategorien wie Großküchen, Restaurants oder Catering abgestimmt sein (Hrad et al., 2019, 2016; Obersteiner & Sacher, 2019). Eine einfach umsetzbare Maßnahme ist hier, Anreize zur individuellen Anpassung der Portionsgröße zu setzen (z. B. kleinere Portionen zu geringerem Preis, Abrechnung nach Gewicht am Buffet in der Kantine). Die in Österreich in der Außer-Haus-Verpflegung anfallenden Lebensmittelabfälle verursachen zusammen 360.000 t CO_2e/Jahr (Schranzhofer et al., 2015) bis 400.000 t CO_2e/Jahr (Kammerlander et al., 2018). Das zeigt das große Mitigationspotenzial durch die Reduktion von Nahrungsmittelabfällen in den (Groß-)Küchen (Hrad et al., 2016; Kammerlander et al., 2018; Obersteiner & Pilz, 2020; Schranzhofer et al., 2015) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

5.3.3 Herausforderungen konsumseitiger Mitigationsstrategien

Die Potenziale konsumseitiger Mitigationsmaßnahmen sind an eine breite und diverse Gruppe von Akteur_innen geknüpft und hängen – wenn auch nicht ausschließlich – mit der Erreichbarkeit der Konsument_innen und deren Ernährungsverhalten zusammen. Dies ist beeinflusst von Normen, Werten, Präferenzen und (infra-)strukturellen Faktoren (hierunter fallen auch Faktoren, die zumeist außerhalb des Einflussbereichs der/des einzelnen Konsument_in liegen, wie Entscheidungsstrukturen im vorgelagerten Bereich der Lebensmittelwertschöpfungskette (Creutzig et al., 2016; Fuchs et al., 2016; Nyborg et al., 2016), von Wissen, Bewusstsein und ökonomischen Faktoren (Brunner, 2014; Münster et al., 2009), sowie indirekt durch soziodemografische Faktoren (Moser & Kleinhückelkotten, 2018; van Geffen et al., 2016, Niamir et al., 2020) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. So können sozio-ökonomische Faktoren wie bspw. Bildung einen starken Einfluss auf die praktische Effektivität

konsumseitiger Strategien bzw. Maßnahmen zur Klimawandelminderung und Implikationen auf ökologische Parameter haben (Niamir et al., 2020; Stoddard et al., 2021).

Während verhaltensspezifische Änderungen meist mittel- und langfristig umzusetzen sind, scheint das Mitigationspotenzial über entsprechende Wissensvermittlung bereits kurzfristig wirksam (siehe hierzu auch Abschn. 6.6.1; Obersteiner & Luck, 2020; Obersteiner & Pilz, 2020; Plumb et al., 2013; Quested et al., 2011) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. So könnten an Konsumententypen angepasste Maßnahmen zur Lebensmittelabfallvermeidung wirksam eingesetzt werden (Schwödt & Obersteiner, 2019). Dabei hat auch der Einzelhandel bei der Verbreitung von Vermeidungsmaßnahmen eine wichtige Rolle, z. B. über Social-Media-Kanäle und Magazinbeiträge (Schwödt & Obersteiner, 2019; Young et al., 2017).

Zusätzlich zu der Beeinflussung des Verhaltens durch externe Faktoren spielen Werte eine wesentliche Rolle. Normen und Praktiken beeinflussen, inwiefern Möglichkeiten genutzt werden (Creutzig et al., 2016; Nyborg et al., 2016), sodass Verhaltensänderungen zu einer Reduktion nachfrageseitiger THG-Emissionen führen. In diesem Kontext haben auch Schlüsselpersonen (bekannte Persönlichkeiten, Influencer) eine wichtige Bedeutung.

Bei der Gegenüberstellung der Mitigationspotenziale ist jedoch zu beachten, dass in den Studien oftmals keine einheitlichen Bezugsbasen (THG-Emissionen je kg Produkt, pro Protein, je kWh oder MJ Energie) und methodische Zugänge (wie Systemgrenzen und Allokationen) verwendet werden [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung] (Abschn. 2.6, 2.7). Eine weitere Herausforderung besteht darin, dass vielfach die THG-Bilanzen als CO_2e-Emissionen pro kg Produkt gerechnet werden. Diese Bezugseinheit wird in jüngeren Arbeiten aus ökologischen und gesamtheitlichen Nachhaltigkeitsaspekten (u. a. mit Zielrichtung auf nachhaltige Bedürfnisstrukturen und einen nachhaltigen Ernährungsstil) stark hinterfragt (Lindenthal & Schlatzer, 2020; Sanders & Heß, 2019; Schlatzer & Lindenthal, 2018).

5.4 Forschungsbedarf und Ausblick

Eine breite Implementierung von Mitigationsmaßnahmen setzt die Kenntnis ihrer Wirkung unter variierenden Bedingungen (standörtliche, Interaktionen mit Nutzungsaspekten, Beziehungen zu Landnutzungsfunktionen und anderen Umweltwirkungen, sozio-ökonomische Folgen der Umsetzung, etc.) voraus. Vielfach wird eine kurz- und mittelfristige Implementierung durch das Fehlen valider Informationen behindert. Die Behebung dieser Wissensdefizite verlangt eine entsprechende strategische Ausrichtung von Forschungsaktivitäten und Wissenstransfer. Entsprechende Forschungsprogramme sind auf die regionsspezifischen Bedingungen abzustimmen und in partizipativen Verfahren in einer Kooperation von Wissenschaft, Praxis und Beratung zu erarbeiten.

In der agrarischen Landnutzung besteht Forschungsbedarf insbesondere hinsichtlich der THG-Reduktion sowie der nachhaltigen Steigerung des Kohlenstoffvorrats und der Wasserhaltekapazität in den Böden. Eine Fokussierung sollte diesbezüglich auf folgenden Themenfeldern liegen (siehe dazu Abschn. 5.1.1):

- Potenzial der Kombination technisch-biologischer Bodenbearbeitungsverfahren in Hinblick auf THG-Emissionen und agrarökologisch relevante Bodeneigenschaften (kurz- und mittelfristig wirksam).
- Effekte systemischer pflanzenbaulicher Maßnahmen sowie der Integration von Agroforstsystemen auf die Biomasseproduktion und die Stickstoffversorgung sowie Auswirkungen auf THG-Emissionen, Humus- und Wasserhaushalt; diesbezüglich Fokussierung auf transdisziplinäre Forschungskonzepte und partizipative Ansätze zur Umsetzung (mittel- und langfristig wirksam).
- Potenzielle Mitigationseffekte von Techniken der „Precision Agriculture“ sind nicht nur individuell, sondern im Verbund mit systemischen Maßnahmen zu bewerten. Besonderer Forschungsbedarf besteht zu den diesbezüglichen Langzeitfolgen und den praktischen Anwendungspotenzialen. Dies gilt auch für neuartige landwirtschaftliche Produktionssysteme wie bspw. „Vertical Farming“.
- Bewertung potenzieller Maßnahmen in den Bereichen Zucht, Haltung und Fütterung zur Reduktion der THG-Emissionen der Nutztierhaltung unter Berücksichtigung von Wechselwirkungen mit anderen relevanten Faktoren bzw. Systemelementen. In diesem Kontext ist die Koppelung des Dauergrünlands an die Tierhaltung zur berücksichtigen: Den THG-Emissionen stehen Beiträge der Grünlandbewirtschaftung zur ressourcenschonenden Ernährung und die Erbringung wichtiger Ökosystemleistungen gegenüber (je nach Faktor kurz-, mittel- und langfristig wirksam).
- Potenzial von partizipativ konzipierten Programmen zur Förderung der Umsetzung von Maßnahmen zur THG-Reduktion und zur Optimierung des Humus- und Wasserhaushalts in den landwirtschaftlichen Betrieben; Bildungsprogramme und betriebswirtschaftliche Anreizsysteme sind dabei jedenfalls zu berücksichtigen (mittel- und langfristig wirksam).

Bezüglich bodenassoziierten Mitigationsoptionen sind Ergebnisse aus Untersuchungen häufig nur über Langzeitversuche interpretierbar, da sich die Anpassungsprozesse im Boden erst über einen längeren Zeitraum einstellen.

In Bezug auf die Waldbewirtschaftung besteht generell weiterhin Forschungsbedarf dort, wo es zwar international

überzeugende Befunde gibt, diese sich aber nicht auf die spezielle Situation in Österreich umlegen lassen. Die Mobilisierung in Verbindung mit der Eigentümerstruktur ist etwa eine große Herausforderung, wo es Vorschläge braucht, wie damit umgegangen werden kann.

- Es besteht dringender Forschungsbedarf zu Maßnahmen, mit welchen sowohl die Waldbewirtschaftung als auch der Holzeinsatz optimiert werden können, um die Senkenleistung des waldbasierten Sektors zu erhöhen.
- Quantifizierung von Maßnahmen hinsichtlich ihrer jeweiligen Senkenleistung entlang des gesamten waldbasierten Sektors.
- Metastudie zu Effekten von Maßnahmen (auch in Verbindung mit anderen wirtschaftlichen und gesellschaftlichen sowie ökosystemaren Leistungen).
- Klärung, wie die vorgeschlagenen Maßnahmen zeitlich gestaffelt und miteinander kombiniert werden können, um so maximale Effizienz und Synergien zu nutzen.
- Bewertung der Maßnahmen in Bezug auf ihre zeitliche Wirkung (kurz-/mittel-/langfristig).
- In Bezug auf Holzprodukte und stoffliche Nutzung besteht besonderer Forschungsbedarf im Bereich der Erforschung von Möglichkeiten zur Verlängerung der Halbwertszeiten (Lebensdauern) von langlebigen Holzprodukten, um die Speicherdauer des Kohlenstoffs in Holzprodukten zu erhöhen.

Im Bereich der der Standorte mit besonderen Herausforderungen besteht großer Forschungsbedarf insbesondere in der Datenverfügbarkeit zur besseren Einschätzung der Mitigationspotenziale. Das betrifft insbesondere folgende Bereiche:

- Es ist notwendig, die Fläche und das Volumen der organischen Böden zu kartieren bzw. zu modellieren.
- Es ist notwendig, Gasflussmessungen auf ungenutzten und genutzten organischen Böden durchzuführen, um Emissionsfaktoren zu gewinnen, die die Rolle dieser Böden im nationalen THG-Budget genauer quantifizieren.
- Das Verhalten und die Reaktion von bewirtschafteten und naturnahen organischen Böden auf den Klimawandel in Hinblick auf deren THG-Budget, Produktionskapazität und Wasserhaushalt müssen erforscht werden.
- Alternative Nutzungen von zuvor drainierten organischen Böden, von der Wiedervernässung bis hin zu verschiedenen Paludikulturen, müssen zunächst in Pilotprojekten eingerichtet werden, um möglichst schnell klimaschonende Nutzungen auf möglichst großen Flächen einzurichten. Hierzu ist der Dialog mit den Landnutzern und deren Vertretungsorganisationen notwendig.
- Die THG-Freisetzung von Stauseen muss bestimmt werden, um eine umfassende Bewertung der Klimafreundlichkeit dieser Ökosysteme zu ermöglichen.

Die größte Forschungslücke im Siedlungsraum ist deren fehlende ökosystemare Betrachtung. Die Rolle von intakten Stadtböden als Wasser- und Kohlenstoffspeicher in Österreich ist nicht quantitativ untersucht.

- Weiterer Forschungsbedarf besteht in der Abgrenzung und ganzheitlichen Erfassung der THG-Emissionen durch Infrastruktur und Siedlungsraum. So müssten auch materialbedingte Emissionen von Infrastruktur und Gebäuden berücksichtigt werden, was eines Life-Cycle-Ansatzes bedarf. Dies wäre erforderlich, um die Bedeutung und das Mitigationspotenzial des Siedlungsraums in vollem Umfang zu erfassen.
- Technologische Lösungen können nur einen Teil des Mitigationspotenzials abdecken. Nachdem die stärksten Treiber der Siedlungs- und Infrastrukturentwicklung zusätzlicher Flächenbedarf und Zersiedelung sind, braucht es eine planerische und gesellschaftliche Transformation in Richtung Nachhaltigkeit, um die THG-Emissionen im Siedlungsraum signifikant zu reduzieren. Forschungsbedarf besteht daher in einer integrativen Betrachtung von technologischen, planerischen und sozialen Komponenten und ihrer systemischen Wechselwirkungen.

Der für die Bewältigung der Klimakrise notwendige Übergang des Energiesystems bedarf eines umfassenden Forschungsansatzes zu Aspekten der Erzeugung, Speicherung und Nutzung von Bioenergie, der folgende Themenfelder adressieren muss (Abschn. 5.2.1):

- Gesellschaftliche Aspekte wie Nachhaltigkeit, öffentliche Akzeptanz und Erschwinglichkeit,
- Umweltaspekte wie THG-Emissionen und lokale Emissionen sowie Auswirkungen auf Boden, Wasser und Biodiversität,
- Trade-off mit Sequestrierungspotenzialen an anderen Stellen (Humusaufbau),
- erhöhte Versorgung mit Biomasse in nachhaltiger Weise, und
- Entwicklung und Einsatz effizienter und wirtschaftlicher Technologien für die Produktion und Nutzung von Bioenergie sowie
- Flächenverbrauch durch Agrivoltaik & Windenergie im Vergleich zu erneuerbaren Energien aus Biomasse etc.

Es wird erwartet, dass spezielle Klimaschutzmaßnahmen im Bereich der Bioenergie zuerst von den jeweiligen Entscheidungsträgern gesetzt werden müssen, um relevante Technologien mit verbesserten Marktchancen zu unterstützen. Erst dann ist mit effizienzsteigernden und somit ressourcenschonenden und optimierten Prozessen in Industrieanlagen zu rechnen. Der Forschungs- und Entwicklungsbedarf hinsichtlich der Produktion und stofflichen Nutzung biobasierter

Materialien umfasst ähnliche Aspekte. Explizit festzuhalten ist die Notwendigkeit, Landnutzungseffekte in Ökobilanzierungen (LCA) besser abzubilden.

Bei den nachfrageseitigen Strategien zur Mitigation fehlt es in einigen Bereichen an auf Österreich bezogenen Daten und Erkenntnissen für eine bessere Gegenüberstellung der Mitigationsoptionen. Dies betrifft unter anderem Suffizienz- und Substitutionsstrategien und den Einsatz von natürlichen Ressourcen u. a. im Bereich Infrastruktur und Wohnen. Auch ernährungsbezogene Maßnahmen stellen ein wesentliches Element dar, dessen Potenzial in Bezug auf Österreich nicht ausreichend charakterisiert ist. Forschungsbedarf besteht unter anderem in folgenden Bereichen (Abschn. 5.3):

- Effektivität und Effizienz konkreter Maßnahmen(-bündel) hinsichtlich ihres Mitigationspotenzials, insbesondere auch bezüglich des Verhaltens wichtiger Akteursgruppen und deren Interaktionen.
- Die solide Abschätzung der Auswirkung von potenziell kurz- und mittelfristig wirksamen Maßnahmen auf die THG-Bilanz zum einen durch Substitution z. B. von mineralischen Bauträgern durch Holzmaterialien in Gebäuden sowie deren kaskadische Nutzung gegenüber der reduzierten Holznutzung für Bautätigkeit oder Einsatz als Heizmaterial (Suffizienzstrategie) fehlt bislang.
- Verbesserung der unzureichenden (und teilweise nicht validierten) Datengrundlage für Österreich zu THG-Emissionen von Außer-Haus-Verzehr und Convenience-Produkten. Neben der Quantifizierung der Lebensmittelabfälle und -verluste in den Bereichen Landwirtschaft und Verarbeitung sollten auch ursächliche Faktoren genauer erforscht werden.
- Peer-reviewed-Analyse der Mitigationspotenziale verschiedener Ernährungsstile für Österreich (u. a. Quantifizierung des Mitigationspotenzials saisonaler und regionaler Ernährung in verschiedenen Szenarien), insbesondere von verschiedenen Strategien zur Reduktion des Fleischkonsums (u. a. Potenzial von Bildungsprogrammen zur Förderung klimafreundlicher Ernährung bei verschiedenen Bevölkerungsgruppen) in enger Verbindung mit Kriterien gesunder Ernährung, der Ernährungssouveränität in Österreich sowie der Perspektive der globalen Ernährungssicherung.
- Harmonisierung der THG-Quantifizierungsmethoden bzw. Weiterentwicklung bisheriger Bewertungsansätze zur eindeutigen Quantifizierung von THG- und Landnutzungsänderungseffekten diverser Maßnahmen inkl. der Berücksichtigung aller Wertschöpfungssektoren der (Bio-)Energie, Landwirtschaft und Industrie.

Eine Förderung der in Kap. 5 dargestellten Mitigationsoptionen durch geeignete Programme unterstützt deren praktische Umsetzung kurz- bis mittelfristig. Die Förderung von Forschungsaktivitäten in den relevanten Themenfeldern wirkt mittel- bis langfristig, ist aber für die Entwicklung evidenzbasierter, effektiver und effizienter Mitigationsoptionen unverzichtbar. Es bestehen deutliche Wechselwirkungen zu den in Kap. 6 dargestellten Empfehlungen für Aktivitäten in den entsprechenden Politikfeldern.

Literatur

Aarnink, A.J.A., Verstegen, M.W.A., 2007. Nutrition, key factor to reduce environmental load from pig production. Livestock Science 109, 194–203. https://doi.org/10.1016/j.livsci.2007.01.112

Abart-Heriszt, L.-, Erker, S., Reichel, S., Schöndorfer, H., Weinke, E., Lang, S., 2019. Energiemosaik Austria.

Abdalla, M., Hastings, A., Chadwick, D.R., Jones, D.L., Evans, C.D., Jones, M.B., Rees, R.M., Smith, P., 2018. Critical review of the impacts of grazing intensity on soil organic carbon storage and other soil quality indicators in extensively managed grasslands. Agriculture, Ecosystems & Environment 253, 62–81. https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.10.023

Abecia, L., Martínez-Fernandez, G., Waddams, K., Martín-García, A.I., Pinloche, E., Creevey, C.J., Denman, S.E., Newbold, C.J., Yáñez-Ruiz, D.R., 2018. Analysis of the Rumen Microbiome and Metabolome to Study the Effect of an Antimethanogenic Treatment Applied in Early Life of Kid Goats. Frontiers in Microbiology 9. https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.02227

AGES, 2015. Die Humusgehalte der heimischen Ackerböden haben sich positiv entwickelt [WWW Document]. https://www.ages.at/themen/umwelt/boden/positive-humusentwicklung (accessed 3.10.20).

Aguilera, E., Guzmán, G., Alonso, A., 2015. Greenhouse gas emissions from conventional and organic cropping systems in Spain. I. Herbaceous crops. Agronomy for Sustainable Development 35, 713–724. https://doi.org/10.1007/s13593-014-0267-9

Aleksandrowicz, L., Green, R., Joy, E.J.M., Smith, P., Haines, A., 2016. The Impacts of Dietary Change on Greenhouse Gas Emissions, Land Use, Water Use, and Health: A Systematic Review. PLoS ONE 11, e0165797. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0165797

Alexander, P., Brown, C., Arneth, A., Finnigan, J., Rounsevell, M.D.A., 2016. Human appropriation of land for food: The role of diet. Global Environmental Change 41, 88–98. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.09.005

Allen, C.D., Macalady, A.K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D.D., Hogg, E.H., Gonzalez, P., Fensham, R., Zhen Zhang, J.C., Demidova, N., Limp, J.-H., Allard, G., Running, S.W., Semerci, A., Cobb, N., 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. Forest Ecology and Management 250, 660–684.

Alluvione, F., Fiorentino, N., Bertora, C., Zavattaro, L., Fagnano, M., Chiarandà, F.Q., Grignani, C., 2013. Short-term crop and soil response to C-friendly strategies in two contrasting environments. European Journal of Agronomy 45, 114–123. https://doi.org/10.1016/j.eja.2012.09.003

Amaducci, S., Yin, X., Colauzzi, M., 2018. Agrivoltaic systems to optimise land use for electric energy production. Applied Energy 220, 545–561. https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.03.081

Amon, T., Hackl, E., Jeremic, D., Amon, B., 2002. Kofermentation von Wirtschaftsdüngern mit Energiegräsern in landwirtschaftlichen Biogasanlagen, Optimierung der Gärgutmischungen und des Biogasertrages (Endbericht). Universität für Bodenkultur Wien, Wien.

Anderson, K., Peters, G., 2016. The trouble with negative emissions. Science 354, 182–183. https://doi.org/10.1126/science.aah4567

Angel, S., Arango Franco, S., Liu, Y., Blei, A.M., 2018. The shape compactness of urban footprints. Progress in Planning. https://doi.org/10.1016/j.progress.2018.12.001

APCC, 2014. Österreichischer Sachstandsbericht *Klimawandel* 2014 (AAR14). Austrian Panel on Climate Change (APCC), Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien, Österreich, 1096 Seiten. ISBN 978-3-7001-7699-2

Arioli, M.S., D'Agosto, M. de A., Amaral, F.G., Cybis, H.B.B., 2020. The evolution of city-scale GHG emissions inventory methods: A systematic review. Environmental Impact Assessment Review 80, 106316. https://doi.org/10.1016/j.eiar.2019.106316

Asada, R., Cardellini, G., Mair-Bauernfeind, C., Wenger, J., Haas, V., Holzer, D., Stern, T., 2020. Effective bioeconomy? A MRIO-based socioeconomic and environmental impact assessment of generic sectoral innovations. Technological Forecasting and Social Change 153, 119946. https://doi.org/10.1016/j.techfore.2020.119946

Assmann, F., 1961. Waldertragskunde. Organische Produktion, Struktur, Zuwachs und Ertrag von Waldbeständen. BLV Verlagsgesellschaft, München.

Aubert, B.A., Schroeder, A., Grimaudo, J., 2012. IT as enabler of sustainable farming: An empirical analysis of farmers' adoption decision of precision agriculture technology. Decision Support Systems 54, 510–520. https://doi.org/10.1016/j.dss.2012.07.002

Aubrecht, P., Petz, K.C., 2002. Naturschutzfachlich bedeutende Gebiete in Österreich: eine Übersicht, Monographien / Umweltbundesamt. Umweltbundesamt, Wien.

Autret, B., Beaudoin, N., Rakotovololona, L., Bertrand, M., Grandeau, G., Gréhan, E., Ferchaud, F., Mary, B., 2019. Can alternative cropping systems mitigate nitrogen losses and improve GHG balance? Results from a 19-yr experiment in Northern France. Geoderma 342, 20–33. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.01.039

Aynekulu, E., Suber, M., van Noordwijk, M., Arango, J., Roshetko, J.M., Rosenstock, T.S., 2020. Carbon Storage Potential of Silvopastoral Systems of Colombia. Land 9, 309. https://doi.org/10.3390/land9090309

Bacovsky, D., 2018. Update on Implementation Agendas 2018, IEA Bioenergy Task 39. https://task39.sites.olt.ubc.ca/files/2020/11/IEA-Bioenergy-Task-39-Implementation-Agendas-Final-Draft-Feb-4-2020.pdf, letzter Zugriff 08.08.2022

Bacovsky, D., Matschegg, D., 2019. Bioenergy in Austria. Technological expertise for biomass-based heat, power and transport fuels (No. BMVIT Series 52/2019). BEST – Bioenergy and Sustainable Technologies GmbH.

Badagliacca, G., Rees, R.M., Giambalvo, D., Saia, S., 2020. Vertisols and Cambisols had contrasting short term greenhouse gas responses to crop residue management. Plant, Soil and Environment 66, 222–233. https://doi.org/10.17221/599/2019-PSE

Bai, X., Huang, Y., Ren, W., Coyne, M., Jacinthe, P., Tao, B., Hui, D., Yang, J., Matocha, C., 2019. Responses of soil carbon sequestration to climate-smart agriculture practices: A meta-analysis. Global Change Biology 25, 2591–2606. https://doi.org/10.1111/gcb.14658

Bais-Moleman, A.L., Sikkema, R., Vis, M., Reumerman, P., Theurl, M.C., Erb, K.-H., 2018. Assessing wood use efficiency and greenhouse gas emissions of wood product cascading in the European Union. Journal of Cleaner Production 172, 3942–3954. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.153

Bajželj, B., Richards, K.S., Allwood, J.M., Smith, P., Dennis, J.S., Curmi, E., Gilligan, C.A., 2014. Importance of food-demand management for climate mitigation. Nature Climate Change 4, 924–929. https://doi.org/10.1038/nclimate2353

Balafoutis, A., Beck, B., Fountas, S., Vangeyte, J., Wal, T.V. der, Soto, I., Gómez-Barbero, M., Barnes, A., Eory, V., 2017. Precision Agriculture Technologies Positively Contributing to GHG Emissions Mitigation, Farm Productivity and Economics. Sustainability 9, 1339. https://doi.org/10.3390/su9081339

Ballard, V., Aubert, T., Tristant, D., Schmidely, P., 2011. Effects of plants extracts on methamne production and milk yield for dairy cows. Renc. Rech. Ruminants 18, 141.

Barbieri, P., Pellerin, S., Seufert, V., Smith, L., Ramankutty, N., Nesme, T., 2021. Global option space for organic agriculture is delimited by nitrogen availability. Nature Food 2, 363–372. https://doi.org/10.1038/s43016-021-00276-y

Barron-Gafford, G.A., Pavao-Zuckerman, M. A., Minor, R.L., Sutter, L.F., Barnett-Moreno, I., Blackett, D.T., Thompson, M., Dimond, K., Gerlak, A.K., Nabhan, G.P., Macknick, J.E., 2019. Agrivoltaics provide mutual benefits across the food–energy–water nexus in drylands. Nature Sustainability 2, 848–855. https://doi.org/10.1038/s41893-019-0364-5

Bastin, Jean-Francois, de Haulleville, T., Maniatis, D., Marchi, G., Massacessi, E., Mollicone, D., Pregagnoli, C., 2020. The restoration potential in the European Union (https://doi.org/10.1126/science.aax0848).

Bastin, J.-F., Finegold, Y., Garcia, C., Mollicone, D., Rezende, M., Routh, D., Zohner, C.M., Crowther, T.W., 2019. The global tree restoration potential. Science 365, 76. https://doi.org/10.1126/science.aax0848

Bauhus, J., Puettmann, K., Messier, C., 2009. Silviculture for old-growth attributes. Forest Ecology and Management 258, 525–537. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.053

Bauhus, J., Puettmann, K.J., Kühne, C., 2013. Close-to-nature forest management in Europe. Compatible with managing forests as complex adaptive forest ecosystems? Routledge, The Earthscan forest library, pp. 187–213.

Baumgarten, A., Amlinger, F., Bäck, E., Buchgraber, K., Dachler, M., Dersch, G., 2017. Richtlinien für die Sachgerechte Düngung - Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft. BMLFUW, Wien.

Beauchemin, K. A., Janzen, H.H., Little, S.M., McAllister, T.A., McGinn, S.M., 2011. Mitigation of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada – Evaluation using farm-based life cycle assessment. Animal Feed Science and Technology 166–167, 663–677. https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.047

Bebi, P., Bugmann, H., Lüscher, A., Lange, B., Brang, P., 2016. Auswirkungen des Klimawandels auf den Schutzwald und Naturgefahren, in: Wald Im Klimawandel. Grundlagen Für Adaptationsstrategien. BAFU/WSL, Haupt, Bern, Stuttgart, Wien, pp. 269–286.

Bebi, P., Seidl, R., Motta, R., Fuhr, M., Firm, D., Krumm, F., Conedera, M., Ginzler, C., Wohlgemuth, T., Kulakowski, D., 2017. Changes of forest cover and disturbance regimes in the mountain forests of the Alps. Forest Ecology and Management 388, 43–56. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.028

Beerling, D.J., Kantzas, E.P., Lomas, M.R., Wade, P., Eufrasio, R.M., Renforth, P., Sarkar, B., Andrews, M.G., James, R.H., Pearce, C.R., Mercure, J.-F., Pollitt, H., Holden, P.B., Edwards, N.R., Khanna, M., Koh, L., Quegan, S., Pidgeon, N. F., Janssens, I. A., Hansen, J., Banwart, S.A., 2020. Potential for large-scale CO2 removal via enhanced rock weathering with croplands. Nature 583, 242–248. https://doi.org/10.1038/s41586-020-2448-9

Beetz, S., Liebersbach, H., Glatzel, S., Jurasinski, G., Buczko, U., Höper, H., 2013. Effects of land use intensity on the full greenhouse gas balance in an Atlantic peat bog. Biogeosciences 10, 1067–1082. https://doi.org/10.5194/bg-10-1067-2013

Beigl, P., 2020. Auswertung der Restmüllzusammensetzung in Österreich 2018/2019 (Endbericht). BMK, Wien.

Beinhofer, B., Knoke, T., 2007. Umtriebszeit und Risiko der Fichte. AFZ-Der Wald 3, 110–113.

Bellarby, J., Tirado, R., Leip, A., Weiss, F., Lesschen, J.P., Smith, P., 2013. Livestock greenhouse gas emissions and mitigation potential

in Europe. Global Change Biology 19, 3–18. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02786.x
Berger, T.W., Neubauer, C., Glatzel, G., 2002. Factors controlling soil carbon and nitrogen stores in pure stands of Norway spruce (Picea abies) and mixed species stands in Austria. Forest Ecology and Management 159, 3–14.
Bertsch-Hoermann, B., Egger, C., Gaube, V., Gingrich, S., 2021. Agroforestry trade-offs between biomass provision and aboveground carbon sequestration in the alpine Eisenwurzen region, Austria. Regional Environmental Change 21, 77. https://doi.org/10.1007/s10113-021-01794-y
BFW, 2022. Österreichische Waldinventur, Waldinformationen aus erster Hand. Umfassend. Kompetent. Aktuell. [WWW Document]. http://www.waldinventur.at, Zugriff Juni 2023
BFW, 2020. Klimakrise managen – Ausblick für Wald und Holznutzung. Ergebnisse des CareforParis Projektes (No. 51–2020), BFW-Praxis Information. Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft (BFW), Vienna, Austria.
BFW, 2019. Waldinventur Zwischenergebnisse 2016–2018 [WWW Document]. https://bfw.ac.at/rz/bfwcms.web?dok=10544, Zugriff Juni 2023
BFW, 2015. Treibhausgasbilanz der österreichischen Holzkette (No. 38–2015), BFW-Praxis Information. Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft (BFW), Vienna, Austria.
BFW, 2013. Wildeinflussmonitoring [WWW Document]. Wildeinflussmonitoring WEM. http://bfw.ac.at/rz/bfwcms2.web?dok=6299, letzter Zugriff 20.03.2023
BGBL, I 144, 2011. Verbot der geologischen Speicherung von Kohlenstoffdioxid sowie Änderung des Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetzes 2000, des Bundes-Umwelthaftungsgesetzes, der Gewerbeordnung 1994 sowie des Mineralrohstoffgesetzes, GP XXIV RV 1387 AB 1572 S. 137. BR: 8615 AB 8651 S. 803. https://www.ris.bka.gv.at/Dokumente/BgblAuth/BGBLA_2011_I_144/BGBLA_2011_I_144.pdfsig
Bhadha, J., Capasso, J., Khatiwada, R., Swanson, S., Laborde, C., 2017. Raising Soil Organic Matter Content to Improve Water Holding Capacity. EDIS 2017. https://doi.org/10.32473/edis-ss661-2017
Binkley, D., 2021. Forest Ecology: an evidence-based approach, First. ed. Wiley-Blackwell, Hoboken, NJ.
Bird, D.N., de Wit, R., Schwaiger, H.P., Andre, K., Beermann, M., Žuvela-Aloise, M., 2019. Estimating the daily peak and annual total electricity demand for cooling in Vienna, Austria by 2050. Urban Climate 28, 100452. https://doi.org/10.1016/j.uclim.2019.100452
BMK, 2020. Biokraftstoffe im Verkehrssektor 2020. Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK), Wien.
BMLFUW, 2017. Biokohle – Anwendung in der Land- und Forstwirtschaft. Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz im BMLFUW. BMLFUW, Vienna.
BMLFUW, 2010. Lebensmittelbericht Österreich 2010. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Sektion III Landwirtschaft und Ernährung, Wien.
BMLRT, 2021. Holzeinschlagsmeldung über das Kalenderjahr 2020. Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus Abteilung III/1, Vienna, Austria.
BMNT, 2019a. Biokraftstoffe im Verkehrssektor 2019. Bundesministeriums für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.
BMNT, 2019b. Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich. Statusbericht 2019. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.
BMNT, 2019c. Evaluierungsbericht der Bundesregierung gemäß § 4 des Bundesgesetzes über das Verbot der geologischen Speicherung von Kohlenstoffdioxid (No. III-238 der Beilagen XXVI. GP-Bericht-02 Hauptdokument). Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus.
BMNT, 2018. Grüner Bericht 2018 gemäss § 9 des Landwirtschaftsgesetzes 59. Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft im Jahr 2017 (No. 59. Auflage). Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus.
BMNT, 2017. Die Österreichische Strategie zur Anpassung an den Klimawandel. Teil 2 – Aktionsplan. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.
BMNT, BMBWF, BMVIT, 2019. Bioökonomie. Eine Strategie für Österreich. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft und Forschung, Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie.
BMNT, BMVIT, 2018. #mission 2030 – Austrian Climate and Energy Strategy. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft und Forschung, Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie.
BMVIT, 2018. Roadmap 2050 Biobasierter Kunststoff – Kunststoff aus nachwachsenden Rohstoffen (Berichte aus Energie- und Umweltforschung No. 6/2018). Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie, Wien.
Boardman, B., 2008. Carbon labelling: too complex or will it transform our buying? Significance 5, 168–171. https://doi.org/10.1111/j.1740-9713.2008.00322.x
Bohner, A., 2010. Eigenschaften und Merkmale von Almböden. Mitteilungen Österreichische Bodenkundliche Gesellschaft 77.
Bohner, A., 1998. Almwirtschaft und Gebirgsökosysteme. (Dissertation). Universität für Bodenkultur Wien, Vienna, Austria.
Bohner, A., Foldal, C.B., Jandl, R., 2016. Kohlenstoffspeicherung in Grünlandökosystemen – eine Fallstudie aus dem österreichischen Berggebiet / Carbon storage in grassland ecosystems – A case study from a mountainous region of Austria. Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment 67, 225–237. https://doi.org/10.1515/boku-2016-0018
Bohner, A., Gehmacher, P., Bodner, G., Strauss, P., 2017. Bodenverdichtung im Dauergrünland und ihre Auswirkung auf die Grünlandvegetation. Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment 68, 113–129. https://doi.org/10.1515/boku-2017-0011
Bohner, A., Herndl, M., 2011. Einfluss einer Nutzungsintensivierung auf Wurzelmasse und Wurzelverteilung im Grünlandboden, Presented at the 1. Tagung der Österreichischen Gesellschaft für Wurzelforschung 2011, 1. Tagung der Österreichischen Gesellschaft für Wurzelforschung, Raumberg-Gumpenstein, pp. 35–44.
Bohner, A., Karrer, J., Walcher, R., Brandl, D., Michel, K., Arnberger, A., Frank, T., Zaller, J.G., 2019. Ecological responses of semi-natural grasslands to abandonment: case studies in three mountain regions in the Eastern Alps. Folia Geobotanica 54, 211–225. https://doi.org/10.1007/s12224-019-09355-2
Bohner, A., Tomanová, O., Lloveras, J., González-Rodríguez, A., Vázquez-Yáñez, O., Piñeiro, J., Santamaría, O., Olea, L., Poblaciones, M.J., 2006. Effects of cattle grazing on selected soil chemical and soil physical properties. In: Grassland Science in Europe. Presented at the Sustainable Grassland Productivity, Badajoz, pp. 89–91.
Bolinder, M. A., Kätterer, T., Andrén, O., Ericson, L., Parent, L.-E., Kirchmann, H., 2010. Long-term soil organic carbon and nitrogen dynamics in forage-based crop rotations in Northern Sweden (63–64°N). Agriculture, Ecosystems & Environment 138, 335–342. https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.06.009
Bos, J., de Haan, D., Sukkel, W., Schils, R.L.M., 2007. Comparing energy use and greenhouse gas emissions in organic and conventional farming systems in the Netherlands.
Bösch, M., Elsasser, P., Rock, J., Weimar, H., Dieter, M., 2019. Extent and costs of forest-based climate change mitigation in Germany: ac-

counting for substitution. Carbon Management 10, 127–134. https://doi.org/10.1080/17583004.2018.1560194

Brang, P., Spathelf, P., Larsen, J.B., Bauhus, J., Boncčìna, A., Chauvin, C., Drössler, L., García-Güemes, C., Heiri, C., Kerr, G., Lexer, M.J., Mason, B., Mohren, F., Mühlethaler, U., Nocentini, S., Svoboda, M., 2014. Suitability of close-to-nature silviculture for adapting temperate European forests to climate change. Forestry 87, 492–503. https://doi.org/10.1093/forestry/cpu018

Braun, M., Fritz, D., Weiss, P., Braschel, N., Büchsenmeister, R., Freudenschuß, A., Gschwantner, T., Jandl, R., Ledermann, T., Neumann, M., Pölz, W., Schadauer, K., Schmid, C., Schwarzbauer, P., Stern, T., 2016a. A holistic assessment of greenhouse gas dynamics from forests to the effects of wood products use in Austria. Carbon Management 7, 271–283. https://doi.org/10.1080/17583004.2016.1230990

Braun, M., Winner, G., Schwarzbauer, P., Stern, T., 2016b. Apparent Half-Life-Dynamics of Harvested Wood Products (HWPs) in Austria: Development and analysis of weighted time-series for 2002 to 2011. Forest Policy and Economics 63, 28–34. https://doi.org/10.1016/j.forpol.2015.11.008

Briceño-Elizondo, E., Lexer, M., 2004. Estimating carbon sequestration in the carbon pool: Model adaptation and application for Austrian conditions. Zentralblatt für das gesamte Forstwesen 121, 2, 99–119.

Bruckman, V.J., Pumpanen, J., 2019. Chapter 17 – Biochar use in global forests: opportunities and challenges, in: Busse, M., Giardina, C.P., Morris, D.M., Page-Dumroese, D.S. (Eds.), Developments in Soil Science, Global Change and Forest Soils. Elsevier, pp. 427–453. https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63998-1.00017-3

Brunet-Navarro, P., Jochheim, H., Kroiher, F., Muys, B., 2018. Effect of cascade use on the carbon balance of the German and European wood sectors. Journal of Cleaner Production 170, 137–146. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.135

Brunner, K.-M., 2014. Nachhaltiger Konsum und soziale Ungleichheit. AK-Wien, Abteilung KonsumentInnenpolitik, Working Papers Verbraucherpolitik Verbraucherforschung 24.

Bruun, E.W., Müller-Stöver, D., Ambus, P., Hauggaard-Nielsen, H., 2011. Application of biochar to soil and N2O emissions: potential effects of blending fast-pyrolysis biochar with anaerobically digested slurry. European Journal of Soil Science 62, 581–589. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2011.01377.x

Büchsenmeister, R., 2011. Waldinventur 2007/09: Betriebe und Bundesforste nutzen mehr als den Zuwachs. BFW-Praxisinformation 24, 3–5.

Budge, K., Leifeld, J., Hiltbrunner, E., Fuhrer, J., 2010. Litter quality and pH are strong drivers of carbon turnover and distribution in alpine grassland soils. Biogeosciences Discussions 7, 6207–6242.

Budzinski, M., Cavalett, O., Nitzsche, R., Strømman, A.H., 2019. Assessment of lignocellulosic biorefineries in Germany using a hybrid LCA multi-objective optimization model. Journal of Industrial Ecology 23, 1172–1185. https://doi.org/10.1111/jiec.12857

Bühlmann, T., Körner, C., Hiltbrunner, E., 2016. Shrub Expansion of Alnus viridis Drives Former Montane Grassland into Nitrogen Saturation. Ecosystems 19, 968–985. https://doi.org/10.1007/s10021-016-9979-9

Burger, E., Meixner, O., Pöchtrager, S., 2010. Carbon Footprint bei Lebensmitteln Inhaltsanalytische Ermittlung relevanter Berechnungskriterien 149.

Bussa, M., Eberhart, M., Jungbluth, N., Meili, C., 2020. Ökobilanz von Kuhmilch und pflanzlichen Drinks. ESU-services GmbH im Auftrag von WWF Schweiz, Schaffhausen, Schweiz 42.

Camia, A., Giuntoli, J., Jonsson, R., Robert, N., Cazzaniga, N.E., Jasinevicius, G., Avitabile, V., Grassi, G., Barredo, J.I., Mubareka, S., 2021. The use of woody biomas for energy production in the EU. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

Canh, T.T., Aarnink, A.J.A., Mroz, Z., Jongbloed, A.W., Schrama, J.W., Verstegen, M.W.A., 1998a. Influence of electrolyte balance and acidifying calcium salts in the diet of growing-finishing pigs on urinary pH, slurry pH and ammonia volatilisation from slurry. Livestock Production Science 56, 1–13. https://doi.org/10.1016/S0301-6226(98)00148-1

Canh, T.T., Sutton, A.L., Aarnink, A.J., Verstegen, M.W., Schrama, J.W., Bakker, G.C., 1998b. Dietary carbohydrates alter the fecal composition and pH and the ammonia emission from slurry of growing pigs. Journal of Animal Science 76, 1887–1895.

Carus, M., Dammer, L., 2018. The Circular Bioeconomy – Concepts, Opportunities, and Limitations. Industrial Biotechnology 14, 83–91. https://doi.org/10.1089/ind.2018.29121.mca

Castaldo, V.L., Pisello, A.L., Piselli, C., Fabiani, C., Cotana, F., Santamouris, M., 2018. How outdoor microclimate mitigation affects building thermal-energy performance: A new design-stage method for energy saving in residential near-zero energy settlements in Italy. Renewable Energy 127, 920–935. https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.04.090

Cayuela, M.L., Sánchez-Monedero, M. A., Roig, A., Hanley, K., Enders, A., Lehmann, J., 2013. Biochar and denitrification in soils: when, how much and why does biochar reduce N2O emissions? Scientific Reports 3, 1732. https://doi.org/10.1038/srep01732

Ceschia, E., Béziat, P., Dejoux, J.F., Aubinet, M., Bernhofer, Ch., Bodson, B., Buchmann, N., Carrara, A., Cellier, P., Di Tommasi, P., Elbers, J.A., Eugster, W., Grünwald, T., Jacobs, C.M.J., Jans, W.W.P., Jones, M., Kutsch, W., Lanigan, G., Magliulo, E., Marloie, O., Moors, E.J., Moureaux, C., Olioso, A., Osborne, B., Sanz, M.J., Saunders, M., Smith, P., Soegaard, H., Wattenbach, M., 2010. Management effects on net ecosystem carbon and GHG budgets at European crop sites. Agriculture, Ecosystems & Environment 139, 363–383. https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.09.020

Chenu, C., Angers, D.A., Barré, P., Derrien, D., Arrouays, D., Balesdent, J., 2019. Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential innovations. Soil and Tillage Research 188, 41–52. https://doi.org/10.1016/j.still.2018.04.011

Churkina, G., Organschi, A., Reyer, C.P.O., Ruff, A., Vinke, K., Liu, Z., Reck, B.K., Graedel, T.E., Schellnhuber, H.J., 2020. Buildings as a global carbon sink. Nature Sustainability 3, 269–276. https://doi.org/10.1038/s41893-019-0462-4

Cierjacks, A., Kleinschmit, B., Babinsky, M., Kleinschroth, F., Markert, A., Menzel, M., Ziechmann, U., Schiller, T., Graf, M., Lang, F., 2010. Carbon stocks of soil and vegetation on Danubian floodplains. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 173, 644–653. https://doi.org/10.1002/jpln.200900209

Conant, R.T., Cerri, C.E.P., Osborne, B.B., Paustian, K., 2017. Grassland management impacts on soil carbon stocks: a new synthesis. Ecological Applications 27, 662–668. https://doi.org/10.1002/eap.1473

Cooper, J., Baranski, M., Stewart, G., Nobel-de Lange, M., Bàrberi, P., Fließbach, A., Peigné, J., Berner, A., Brock, C., Casagrande, M., Crowley, O., David, C., De Vliegher, A., Döring, T.F., Dupont, A., Entz, M., Grosse, M., Haase, T., Halde, C., Hammerl, V., Huiting, H., Leithold, G., Messmer, M., Schloter, M., Sukkel, W., van der Heijden, M.G.A., Willekens, K., Wittwer, R., Mäder, P., 2016. Shallow non-inversion tillage in organic farming maintains crop yields and increases soil C stocks: a meta-analysis. Agronomy of Sustainable Development 36, 22. https://doi.org/10.1007/s13593-016-0354-1

Costantini, E.A.C., Antichi, D., Almagro, M., Hedlund, K., Sarno, G., Virto, I., 2020. Local adaptation strategies to increase or maintain soil organic carbon content under arable farming in Europe: Inspirational ideas for setting operational groups within the European innovation partnership. Journal of Rural Studies 79, 102–115. https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2020.08.005

Cotta, H., 1885. Anweisung zum Waldbau, Neunte Auflage. ed. Arnoldische Buchhandlung, Dresden.

Cowie, A.L., Berndes, G., Bentsen, N.S., Brandão, M., Cherubini, F., Egnell, G., George, B., Gustavsson, L., Hanewinkel, M., Harris, Z.M., Johnsson, F., Junginger, M., Kline, K.L., Koponen, K., Koppejan, J., Kraxner, F., Lamers, P., Majer, S., Marland, E., Nabuurs, G., Pelkmans, L., Sathre, R., Schaub, M., Smith, C.T., Soimakallio, S., Van Der Hilst, F., Woods, J., Ximenes, F.A., 2021. Applying a science-based systems perspective to dispel misconceptions about climate effects of forest bioenergy. GCB Bioenergy gcbb.12844. https://doi.org/10.1111/gcbb.12844

Creutzig, F., Callaghan, M., Ramakrishnan, A., Javaid, A., Niamir, L., Minx, J., Müller-Hansen, F., Sovacool, B., Afroz, Z., Andor, M., Antal, M., Court, V., Das, N., Díaz-José, J., Döbbe, F., Figueroa, M.J., Gouldson, A., Haberl, H., Hook, A., Ivanova, D., Lamb, W.F., Maïzi, N., Mata, É., Nielsen, K.S., Onyige, C.D., Reisch, L.A., Roy, J., Scheelbeek, P., Sethi, M., Some, S., Sorrell, S., Tessier, M., Urmee, T., Virág, D., Wan, C., Wiedenhofer, D., Wilson, C., 2021a. Reviewing the scope and thematic focus of 100 000 publications on energy consumption, services and social aspects of climate change: a big data approach to demand-side mitigation. Environmental Research Letters 16, 033001. https://doi.org/10.1088/1748-9326/abd78b

Creutzig, F., Erb, K.-H., Haberl, H., Hof, C., Hunsberger, C., Roe, S., 2021b. Considering sustainability thresholds for BECCS in IPCC and biodiversity assessments. GCB Bioenergy 13, 510–515. https://doi.org/10.1111/gcbb.12798

Creutzig, F., Fernandez, B., Haberl, H., Khosla, R., Mulugetta, Y., Seto, K.C., 2016. Beyond Technology: Demand-Side Solutions for Climate Change Mitigation. Annual Review of Environment and Resources 41, 173–198. https://doi.org/10.1146/annurev-environ-110615-085428

Creutzig, F., Ravindranath, N.H., Berndes, G., Bolwig, S., Bright, R., Cherubini, F., Chum, H., Corbera, E., Delucchi, M., Faaij, A., Fargione, J., Haberl, H., Heath, G., Lucon, O., Plevin, R., Popp, A., Robledo-Abad, C., Rose, S., Smith, P., Stromman, A., Suh, S., Masera, O., 2015. Bioenergy and climate change mitigation: an assessment. GCB Bioenergy 7, 916–944. https://doi.org/10.1111/gcbb.12205

Creutzig, F., Roy, J., Lamb, W.F., Azevedo, I.M.L., Bruin, W.B. de, Dalkmann, H., Edelenbosch, O.Y., Geels, F.W., Grubler, A., Hepburn, C., Hertwich, E. G., Khosla, R., Mattauch, L., Minx, J.C., Ramakrishnan, A., Rao, N.D., Steinberger, J.K., Tavoni, M., Ürge-Vorsatz, D., Weber, E.U., 2018. Towards demand-side solutions for mitigating climate change. Nature Climate Change 8, 260–263. https://doi.org/10.1038/s41558-018-0121-1

Cubbage, F., Balmelli, G., Bussoni, A., Noellemeyer, E., Pachas, A.N., Fassola, H., Colcombet, L., Rossner, B., Frey, G., Dube, F., de Silva, M.L., Stevenson, H., Hamilton, J., Hubbard, W., 2012. Comparing silvopastoral systems and prospects in eight regions of the world. Agroforestry Systems 86, 303–314. https://doi.org/10.1007/s10457-012-9482-z

D'Amato, D., Droste, N., Allen, B., Kettunen, M., Lähtinen, K., Korhonen, J., Leskinen, P., Matthies, B.D., Toppinen, A., 2017. Green, circular, bio economy: A comparative analysis of sustainability avenues. Journal of Cleaner Production 168, 716–734. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.053

Dantzig, G.B., Saaty, T.L., 1973. Compact city: A plan for a livable urban environment. WH Freeman and Company Publishers, San Francisco, CA.

Davoudi, S., Sturzaker, J., 2017. Urban form, policy packaging and sustainable urban metabolism. Resources, Conservation and Recycling 120, 55–64. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.01.011

De Schutter, L., Bruckner, M., 2016. Hunger auf Land – Flächenverbrauch der österreichischen Ernährung im In- und Ausland. WWF.

De Schutter, L., Bruckner, M., Giljum, S., 2015. Achtung heiss und fettig – Klima und Ernährung in Österreich – Auswirkungen der österreichischen Ernährung auf das Klima.

de Vries, M., van Middelaar, C.E., de Boer, I.J.M., 2015. Comparing environmental impacts of beef production systems: A review of life cycle assessments. Livestock Science 178, 279–288. https://doi.org/10.1016/j.livsci.2015.06.020

DeCicco, J.M., Schlesinger, W.H., 2018. Opinion: Reconsidering bioenergy given the urgency of climate protection. PNAS 115, 9642–9645. https://doi.org/10.1073/pnas.1814120115

Deemer, B.R., Harrison, J.A., Li, S., Beaulieu, J.J., DelSontro, T., Barros, N., Bezerra-Neto, J.F., Powers, S.M., dos Santos, M. A., Vonk, J.A., 2016. Greenhouse Gas Emissions from Reservoir Water Surfaces: A New Global Synthesis. BioScience 66, 949–964. https://doi.org/10.1093/biosci/biw117

Delate, K., Johnson, R., Cambardella, C., 2017. Improving Soil Conservation and Crop Performance through Reduced Tillage and Cover Crop-based Rotations in Organic Squash Production. HORTSCIENCE 52, S164–S164.

Dersch, G., 2007. Qualitätsdüngung bei Weizen: Auf Witterungssituation Rücksicht nehmen. Der Pflanzenarzt 5, 24–25.

Dersch, G., Böhm, K., 2001. Effects of agronomic practices on the soil carbon storage potential in arable farming in Austria. Nutrient Cycling in Agroecosystems 60, 49–55. https://doi.org/10.1023/A:1012607112247

Dersch, G., Spiegel, H., 2020. Humusaufbau braucht noch mehr Engagement. Bauernzeitung 34, 7.

DGE, 2017. Vollwertig essen und trinken nach den 10 Regeln der DGE. Deutsche Gesellschaft für Ernährung (DGE).

Dietl, A., 2020. Wie Städte von urbaner Landwirtschaft profitieren können: eine Typologie, Nachhaltigkeitsanalyse und Ökobilanzierung gängiger urbaner Anbauformen, mit Fallbeispielen aus Wien. Social Ecology Working Paper 186. Institute of Social Ecology Vienna (Hrsg.), Wien.

Dignac, M.-F., Derrien, D., Barré, P., Barot, S., Cécillon, L., Chenu, C., Chevallier, T., Freschet, G.T., Garnier, P., Guenet, B., Hedde, M., Klumpp, K., Lashermes, G., Maron, P.-A., Nunan, N., Roumet, C., Basile-Doelsch, I., 2017. Increasing soil carbon storage: mechanisms, effects of agricultural practices and proxies. A review. Agronomy for Sustainable Development 37, 14. https://doi.org/10.1007/s13593-017-0421-2

Dinesh, H., Pearce, J.M., 2016. The potential of agrivoltaic systems. Renewable and Sustainable Energy Reviews 54, 299–308. https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.10.024

Dißauer, C., 2018. Biomassepotentiale im Kontext von Bioökonomie und Energiewende, in: Bioenergy2020+. Presented at the 21. Österreichischer Biomassetag – Greening the Strategies, Kufstein, Tirol, Österreich.

Dißauer, C., Rehling, B., Strasser, C., 2019. Machbarkeitsuntersuchung Methan aus Biomasse.

Diwold, G., Hager, H., Hochbichler, E., Ledermann, T., Sommerauer, M., Veselinovic, B., 2009. Vorläufiger Endbericht: Waldumbau sekundärer Nadelwälder im nördlichen Alpenvorland (No. DaFNE Forschungsprojekt Nr. 100186 GZ LE.3.2.3/0003-IV/2/2007). Vienna, Austria.

Dourmad, J.Y., Henry, Y., Bourdon, D., Quiniou, N., Guillou, D., 1993. Effect of growth potential and dietary protein input on growth performance, carcass characteristics and nitrogen output in growing-finishing pigs, in: Nitrogen Flow in Pig Production and Environmental Consequences. Presented at the First International Symposium on Nitrogen Flow in Pig Production and Environmental Consequences, Wageningen (Doorwerth), The Netherlands, pp. 206–211.

Downing, J.A., 2009. Global limnology: up-scaling aquatic services and processes to planet Earth. SIL Proceedings, 1922–2010 30, 1149–1166. https://doi.org/10.1080/03680770.2009.11923903

Drake, T.W., Raymond, P.A., Spencer, R.G.M., 2018. Terrestrial carbon inputs to inland waters: A current synthesis of estimates and uncertainty. Limnology and Oceanography Letters 3, 132–142. https://doi.org/10.1002/lol2.10055

Drollinger, S., Maier, A., Glatzel, S., 2019. Interannual and seasonal variability in carbon dioxide and methane fluxes of a pine peat bog in the Eastern Alps, Austria. Agricultural and Forest Meteorology 275, 69–78. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.05.015

Drösler, M., Schaller, L., Kantelhardt, J., Schweiger, M., Fuchs, D., Tiemeyer, B., Augustin, J., Wehrhan, M., Förster, C., Bergmann, L., Kapfer, A., Krüger, G., 2012. Beitrag von Moorschutz- und -revitalisierungsmaßnahmen zum Klimaschutz am Beispiel von Naturschutzgroßprojekten. Natur und Landschaft 70–76.

Dutreuil, M., Wattiaux, M., Hardie, C.A., Cabrera, V.E., 2014. Feeding strategies and manure management for cost-effective mitigation of greenhouse gas emissions from dairy farms in Wisconsin. Journal of Dairy Science 97, 5904–5917. https://doi.org/10.3168/jds.2014-8082

EASAC, 2019. Forest bioenergy, carbon capture and storage, and carbon dioxide removal: An update. European Academies Science Advisory Council.

EC, 2020a. A new Circular Economy Action Plan – For a cleaner and more competitive Europe (Communication from the commission to the European parliament, the council, the European economic and social committee and the committee of the regions No. COM(2020) 98 final). European Commission, Brussels.

EC, 2020. A Farm to Fork Strategy for a fair, healthy and environmentally-friendly food system (No. COM(2020) 381 final). Brussels.

EC, 2019a. The European Green Deal (No. COM(2019) 640 final vom 11.12.2019). European Commission, Brussels.

EC, 2019b. Commission Staff Working Document EU green public procurement criteria for food, catering services and vending machines (No. SWD(2019) 366 final). European Commission, Brüssel.

EC, 2018a. A sustainable bioeconomy for Europe: strengthening the connection between economy, society and the environment – Updated Bioeconomy Strategy (Communication from the commission to the European parliament, the council, the European economic and social committee and the committee of the regions No. COM(2018) 673 final). European Commission, Brussels.

EC, 2018b. Bioeconomy: the European way to use natural resources, Action plan. European Union, Luxembourg.

EC, 2015. Multi-annual Implementation Plan of the new EU Forest Strategy – Commission Staff Working Document.

EC, 2014. Stellungnahme des Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschusses zum Thema „Die integrierte Produktion in der Europäischen Union“ (Initiativstellungnahme) (Initiativstellungnahme No. 2014/C 214/02). Europäischer Wirtschafts- und Sozialausschuss, Brüssel.

EC, 2012. Innovating for Sustainable Growth: A Bioeconomy for Europe (Communication from the commission to the European parliament, the council, the European economic and social committee and the committee of the regions No. COM(2012) 60 final). European Commission, Brussels.

EEA, 2018. The circular economy and the bioeconomy – Partners in sustainability (EEA Report No. No 8/2018). European Environment Agency, Luxembourg. https://doi.org/10.2800/00956

Ehrlich, M.V., Hilber, C.A.L., Schöni, O., 2018. Institutional settings and urban sprawl: Evidence from Europe. Journal of Housing Economics, Housing in Europe: a different continent – a continent of differences. Journal of Housing Economics 42, 4–18. https://doi.org/10.1016/j.jhe.2017.12.002

Erb, K.-H., Haberl, H., Plutzar, C., 2012. Dependency of global primary bioenergy crop potentials in 2050 on food systems, yields, biodiversity conservation and political stability. Energy Policy 47, 260–269. https://doi.org/10.1016/j.enpol.2012.04.066

Erb, K.-H., Lauk, C., Kastner, T., Mayer, A., Theurl, M.C., Haberl, H., 2016. Exploring the biophysical option space for feeding the world without deforestation. Nature Communications 7, 11382. https://doi.org/10.1038/ncomms11382

Erker, S., Stangl, R., Stoeglehner, G., 2017. Resilience in the light of energy crises – Part I: A framework to conceptualise regional energy resilience. Journal of Cleaner Production 164, 420–433. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.06.163

Essl, F., Erb, K.-H., Glatzel, S., Pauchard, A., 2018. Climate change, carbon market instruments, and biodiversity: focusing on synergies and avoiding pitfalls. WIREs Climate Change 9, e486. https://doi.org/10.1002/wcc.486

EU 464, 2020. Durchführungsverordnung (EU) 2020/464 der Kommission Vom 26. März 2020 mit Durchführungsbestimmungen zur Verordnung (EU) 2018/848 des Europäischen Parlaments und des Rates hinsichtlich der für die rückwirkende Anerkennung von Umstellungszeiträumen erforderlichen Dokumente, der Herstellung ökologischer/biologischer Erzeugnisse und der von den Mitgliedstaaten bereitzustellenden Informationen

EU 848, 2018. Verordnung (EU) 2018/848 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. Mai 2018 über die ökologische/biologische Produktion und die Kennzeichnung von ökologischen/biologischen Erzeugnissen sowie zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 834/2007 des Rates

EU 2001, 2018. Erneuerbare Energie, Richtlinie (EU) 2018/2001 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen, RICHTLINIE (EU) 2018/2001 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 11. Dezember 2018 (Neufassung).

EU 128, 2009. Directive 2009/128/EC of the European Parliament and of the Council of 21 October 2009 establishing a framework for Community action to achieve the sustainable use of pesticides (Text with EEA relevance), EC 2009/128.

European Bioplastics, 2019. Bioplastics market development update 2019. European Bioplastics, Berlin.

European Food Safety Authority, 2020. Register of Questions. https://registerofquestions.efsa.europa.eu/roqFrontend/wicket/page?2, letzter Zugriff 08.08.2022

Fajardy, M., Mac Dowell, N., 2018. The energy return on investment of BECCS: is BECCS a threat to energy security? Energy & Environmental Science 11, 1581–1594. https://doi.org/10.1039/C7EE03610H

FAO, 2011. Global food losses and food waste – Extent, causes and prevention. FAO, Rome.

Fearnside, P.M., 2015. Emissions from tropical hydropower and the IPCC. Environmental Science & Policy 50, 225–239. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.03.002

Feng, X., Kebreab, E., 2020. Net reductions in greenhouse gas emissions from feed additive use in California dairy cattle. PLoS ONE 15, e0234289. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0234289

Ferrari, L., Cavaliere, A., De Marchi, E., Banterle, A., 2019. Can nudging improve the environmental impact of food supply chain? A systematic review. Trends in Food Science & Technology 91, 184–192. https://doi.org/10.1016/j.tifs.2019.07.004

Figge, F., Young, W., Barkemeyer, R., 2014. Sufficiency or efficiency to achieve lower resource consumption and emissions? The role of the rebound effect. Journal of Cleaner Production 69, 216–224. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.01.031

Finger, R., Swinton, S.M., El Benni, N., Walter, A., 2019. Precision Farming at the Nexus of Agricultural Production and the Environment. Annual Review of Resource Economics 11, 313–335. https://doi.org/10.1146/annurev-resource-100518-093929

Fiorentino, G., Ripa, M., Ulgiati, S., 2017. Chemicals from biomass: technological versus environmental feasibility. A review. Biofuels,

Bioproducts and Biorefining 11, 195–214. https://doi.org/10.1002/bbb.1729
Fischer, M., Oswald, K., Adler, W., 2008. Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol, 3rd ed. Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen, Linz.
Foldal, C.B., Kasper, M., Ecker, E., Zechmeister-Boltenstern, S., 2019. Evaluierung verschiedener ÖPUL Maßnahmen in Hinblick auf die Reduktion von Treibhausgasemissionen, insbesondere Lachgas, Endbericht (Forschungsauftrag). Universität für Bodenkultur, Wien.
Ford, S.E., Keeton, W.S., 2017. Enhanced carbon storage through management for old-growth characteristics in northern hardwood-conifer forests. Ecosphere 8, e01721. https://doi.org/10.1002/ecs2.1721
Forzieri, G., Girardello, M., Ceccherini, G., Spinoni, J., Feyen, L., Hartmann, H., Beck, P.S.A., Camps-Valls, G., Chirici, G., Mauri, A., Cescatti, A., 2021. Emergent vulnerability to climate-driven disturbances in European forests. Nature Communications 12, 1081. https://doi.org/10.1038/s41467-021-21399-7
Frank, S., Havlík, P., Soussana, J.-F., Levesque, A., Valin, H., Wollenberg, E., Kleinwechter, U., Fricko, O., Gusti, M., Herrero, M., Smith, P., Hasegawa, T., Kraxner, F., Obersteiner, M., 2017. Reducing greenhouse gas emissions in agriculture without compromising food security? Environmental Research Letters 12, 105004. https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa8c83
Freeman, B.W.J., Evans, C.D., Musarika, S., Morrison, R., Newman, T.R., Page, S.E., Wiggs, G.F.S., Bell, N.G.A., Styles, D., Wen, Y., Chadwick, D.R., Jones, D.L., 2022. Responsible agriculture must adapt to the wetland character of mid-latitude peatlands. Global Change Biology 28, 3795–3811. https://doi.org/10.1111/gcb.16152
Freudenschuß, A. (Ed.), 2010. Arbeiten zur Evaluierung von ÖPUL-Maßnahmen hinsichtlich ihrer Klimawirksamkeit: Schwerpunkt agrarische Bewirtschaftung, Report/Umweltbundesamt. Umweltbundesamt, Wien.
Freyer, B., Ellssel, P., 2019. WWF-Ackerbaustudie-Langfassung-2019.pdf.
Freyer, B., Surböck, A., Heinzinger, M., Friedel, J., Schauppenlehner, T., Bernhardt, K.-G., Brandenburg, C., Bruckner, A., Eitzinger, J., Gracia-Meca, Gerersdorfer, T., Holzner, W., Klik, A., Laube, W., Laubhan, D., Mayr, J., Mursch-Radlgruber, E., Pachinger, B., Prochazka, B., Wedenig, D., 2012. Biologischer Ackerbau im Trockengebiet – Umweltleistungen und agrarökologische Qualitäten. Ländlicher Raum 1–12. https://info.bml.gv.at/dam/jcr:59347dd3-d82a-42af-9073-69ce2a5ae4e0/Biologischer%20Ackerbau%20im%20Trockengebiet.pdf, letzter Zugriff 09.11.2022
Friedel, J.K., 2012. HUMUS – Datengrundlagen für treibhausgasrelevante Emissionen und Senken in landwirtschaftlichen Betrieben und Regionen Österreichs. Universität für Bodenkultur Wien, Department für Nachhaltige Agrarsysteme, Institut für Ökologischen Landbau.
Fuchs, D., Di Giulio, A., Glaab, K., Lorek, S., Maniates, M., Princen, T., Røpke, I., 2016. Power: the missing element in sustainable consumption and absolute reductions research and action. Journal of cleaner production 132, 298–307. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.02.006
Fuss, S., Canadell, J.G., Ciais, P., Jackson, R.B., Jones, C.D., Lyngfelt, A., Peters, G.P., Vuuren, D.P.V., 2020. Moving toward Net-Zero Emissions Requires New Alliances for Carbon Dioxide Removal. One Earth 3, 145–149. https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.08.002
Fuss, S., Canadell, J.G., Peters, G.P., Tavoni, M., Andrew, R.M., Ciais, P., Jackson, R.B., Jones, C.D., Kraxner, F., Nakicenovic, N., Le Quéré, C., Raupach, M.R., Sharifi, A., Smith, P., Yamagata, Y., 2014. Betting on negative emissions. Nature Climate Change 4, 850–853. https://doi.org/10.1038/nclimate2392
Fuss, S., Lamb, W.F., Callaghan, M.W., Hilaire, J., Creutzig, F., Amann, T., Beringer, T., Garcia, W. de O., Hartmann, J., Khanna, T., Luderer, G., Nemet, G.F., Rogelj, J., Smith, P., Vicente, J.L.V., Wilcox, J., Dominguez, M. del M.Z., Minx, J.C., 2018. Negative emissions – Part 2: Costs, potentials and side effects. Environmental Research Letters 13, 063002. https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabf9f
Garcia-Franco, N., Walter, R., Wiesmeier, M., Hurtarte, L.C.C., Berauer, B.J., Buness, V., Zistl-Schlingmann, M., Kiese, R., Dannenmann, M., Kögel-Knabner, I., 2021. Biotic and abiotic controls on carbon storage in aggregates in calcareous alpine and prealpine grassland soils. Biology and Fertil Soils 57, 203–218. https://doi.org/10.1007/s00374-020-01518-0
García de Jalón, S., Burgess, P.J., Graves, A., Morena, G., McAdam, J., Pottier, E., Novak, S., Bondesan, V., Mosquera-Losada, R., Crous-Duran, J., Palma, J.H.N., Paulo, J.A., Oliveira, T.S., Cirou, E., Hannachi, Y., Pantera, A., Wartelle, R., Kay, S., Malignier, N., Van Lerberghe, P., Tsonkova, P., Mirck, J., Rois, M., Kongsted, A.G., Thenail, C., Luske, B. Berg, S., Gosme, M., Vityi, A., 2018. How is agroforestry perceived in Europe? An assessment of positive and negative aspects by stakeholders. Agroforestry Systems 92, 829–848. https://doi.org/10.1007/s10457-017-0116-3
Garnett, T., 2011. Where are the best opportunities for reducing greenhouse gas emissions in the food system (including the food chain)? Food Policy 36, Supplement 1, S23–S32. https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2010.10.010
Gattinger, A., Muller, A., Haeni, M., Skinner, C., Fliessbach, A., Buchmann, N., Mader, P., Stolze, M., Smith, P., Scialabba, N.E.-H., Niggli, U., 2012. Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. Proceedings of the National Academy of Sciences 109, 18226–18231. https://doi.org/10.1073/pnas.1209429109
Gebhardt, T., Grams, T., Häberle, K.-H., Matyssek, R., Schulz, C., Grimmeisen, W., Ammer, C., 2012. Helfen Durchforstungen bei Trockenheit? Erste Ergebnisse eines Versuches zur Verbesserung der Wasserversorgung junger Fichtenbestände. Landesanstalt für Wald und Forstwissenschaft 8, 8–10.
Giller, K.E., Andersson, J.A., Corbeels, M., Kirkegaard, J., Mortensen, D., Erenstein, O., Vanlauwe, B., 2015. Beyond conservation agriculture. Frontiers in Plant Science 6. https://doi.org/10.3389/fpls.2015.00870
Glaser, B., Parr, M., Braun, C., Kopolo, G., 2009. Biochar is carbon negative. Nature Geoscience 2, 2–2. https://doi.org/10.1038/ngeo395
Godfray, H.C.J., Aveyard, P., Garnett, T., Hall, J.W., Key, T.J., Lorimer, J., Pierrehumbert, R.T., Scarborough, P., Springmann, M., Jebb, S.A., 2018. Meat consumption, health, and the environment. Science 361. https://doi.org/10.1126/science.aam5324
González, A.D., Frostell, B., Carlsson-Kanyama, A., 2011. Protein efficiency per unit energy and per unit greenhouse gas emissions: Potential contribution of diet choices to climate change mitigation. Food Policy 36, 562–570. https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2011.07.003
Gosling, P., van der Gast, C., Bending, G.D., 2017. Converting highly productive arable cropland in Europe to grassland: – a poor candidate for carbon sequestration. Scientific Reports 7, 10493. https://doi.org/10.1038/s41598-017-11083-6
Grabner, M., 2017. WerkHolz. Eigenschaften und historische Nutzung 60 mitteleuropäischer Baum- und Straucharten. Verlag Kessel.
Grandl, F., Alig, M., Nemecek, T., Gaillard, G., 2013. Ökobilanz von Rind-, Schweine- und Geflügelfleisch aus konventionellen, tierfreundlichen und biologischen Produktionssystemen, in: Ideal und Wirklichkeit – Perspektiven Ökologischer Landbewirtschaftung., Tagungsband der 12. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau. Verlag Dr. Köster, Berlin, Bonn.
Grandl, F., Furger, M., Kreuzer, M., Zehetmeier, M., 2019. Impact of longevity on greenhouse gas emissions and profitability of individual dairy cows analysed with different system boundaries. Animal 13, 198–208. https://doi.org/10.1017/S175173111800112X

Green, E. V., 2002. Nutrient Addition and Crop Yield of an Alley Cropping System in the Piedmont of Georgia (Masterarbeit). University of Georgia, Athens, Georgia.

Griscom, B.W., Busch, J., Cook-Patton, S.C., Ellis, P.W., Funk, J., Leavitt, S.M., Lomax, G., Turner, W.R., Chapman, M., Engelmann, J., Gurwick, N.P., Landis, E., Lawrence, D., Malhi, Y., Schindler Murray, L., Navarrete, D., Roe, S., Scull, S., Smith, P., Streck, C., Walker, W.S., Worthington, T., 2020. National mitigation potential from natural climate solutions in the tropics. Philosophical Transactions of the Royal Society 375, 20190126. https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0126

Groier, M., Kelemen-Finan, J., Niedermyr, J. (Eds.), 2017. ÖPUL Evaluierung 2017: Nationaler Evaluierungsbericht. LE 2014-20. Evaluierungspakete D, E und F.

Grossi, G., Goglio, P., Vitali, A., Williams, A.G., 2019. Livestock and climate change: impact of livestock on climate and mitigation strategies. Animal Frontiers 9, 69–76. https://doi.org/10.1093/af/vfy034

Gruber, L., Pötsch, E., 2006. Calculation of nitrogen excretion of dairy cows in Austria. Die Bodenkultur 57, 65–72.

Grubler, A., Wilson, C., Bento, N., Boza-Kiss, B., Krey, V., McCollum, D.L., Rao, N.D., Riahi, K., Rogelj, J., De Stercke, S., Cullen, J., Frank, S., Fricko, O., Guo, F., Gidden, M., Havlík, P., Huppmann, D., Kiesewetter, G., Rafaj, P., Schoepp, W., Valin, H., 2018. A low energy demand scenario for meeting the 1.5 °C target and sustainable development goals without negative emission technologies. Nature Energy 3, 515–527. https://doi.org/10.1038/s41560-018-0172-6

Gschwantner, T., 2019. Holzvorrat auf neuem Höchststand. BFW Praxisinfo 50, 8–12.

Gschwantner, T., Prskawetz, M., 2005. Sekundäre Nadelwälder in Österreich. BFW-Praxisinformation 6, 11–13.

Gundersen, P., Thybring, E.E., Nord-Larsen, T., Vesterdal, L., Nadelhoffer, K.J., Johannsen, V.K., 2021. Old-growth forest carbon sinks overestimated. Nature 591, E21–E23. https://doi.org/10.1038/s41586-021-03266-z

Günther, A., Barthelmes, A., Huth, V., Joosten, H., Jurasinski, G., Koebsch, F., Couwenberg, J., 2020. Prompt rewetting of drained peatlands reduces climate warming despite methane emissions. Nature Communications 11, 1–5. https://doi.org/10.1038/s41467-020-15499-z

Günther, A., Huth, V., Jurasinski, G., Glatzel, S., 2015. The effect of biomass harvesting on greenhouse gas emissions from a rewetted temperate fen. GCB Bioenergy 7, 1092–1106. https://doi.org/10.1111/gcbb.12214

Günther, A., Jurasinski, G., Albrecht, K., Gaudig, G., Krebs, M., Glatzel, S., 2017. Greenhouse gas balance of an establishing Sphagnum culture on a former bog grassland in Germany. Mires and Peat 1–16. https://doi.org/10.19189/MaP.2015.OMB.210

Guo, L.B., Gifford, R.M., 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. Global Change Biology 8, 345–360. https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x

Gusenbauer, I., Markut, T., Hörtenhuber, S., Kummer, S., Bartel-Kratochvil, R., 2018. Gemeinschaftsverpflegung als Motor für die österreichische biologische Landwirtschaft. Endbericht. Studie im Auftrag von Greenpeace in Zentral- und Osteuropa, Bio Austria, in Kooperation mit Mutter Erde. FiBL Österreich, Wien.

Gutierrez Garzon, A.R., Bettinger, P., Siry, J., Abrams, J., Cieszewski, C., Boston, K., Mei, B., Zengin, H., Yeşil, A., 2020. A Comparative Analysis of Five Forest Certification Programs. Forests 11, 863. https://doi.org/10.3390/f11080863

Haberl, H., Erb, K.-H., Krausmann, F., Bondeau, A., Lauk, C., Müller, C., Plutzar, C., Steinberger, J.K., 2011. Global bioenergy potentials from agricultural land in 2050: Sensitivity to climate change, diets and yields. Biomass and Bioenergy 35, 4753–4769.

Haberl, H., Geissler, S., 2000. Cascade utilization of biomass: strategies for a more efficient use of a scarce resource. Ecological Engineering 16, 111–121. https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00059-8

Haberl, H., Sprinz, D., Bonazountas, M., Cocco, P., Desaubies, Y., Henze, M., Hertel, O., Johnson, R.K., Kastrup, U., Laconte, P., Lange, E., Novak, P., Paavola, J., Reenberg, A., van den Hove, S., Vermeire, T., Wadhams, P., Searchinger, T., 2012. Correcting a fundamental error in greenhouse gas accounting related to bioenergy. Energy Policy 45, 18–23. https://doi.org/10.1016/j.enpol.2012.02.051

Hanewinkel, M., Kuhn, T., Bugmann, H., Lanz, A., Brang, P., 2014. Vulnerability of uneven-aged forests to storm damage. Forestry: An International Journal of Forest Research 87, 525–534. https://doi.org/10.1093/forestry/cpu008

Hänninen, R., Mutanen, A., 2014. Forest bioenergy outlook, in: Future of the European Forest-Based Sector. Structural Changes towards Bioeconomy, What Science Can Tell Us. European Forest Institute, Joensuu, pp. 33–41.

Harmon, M.E., 2019. Have product substitution carbon benefits been overestimated? A sensitivity analysis of key assumptions. Environmental Research Letters 14, 065008. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab1e95

Harris, S., Weinzettel, J., Bigano, A., Källmén, A., 2020. Low carbon cities in 2050? GHG emissions of European cities using production-based and consumption-based emission accounting methods. Journal of Cleaner Production 248, 119206. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119206

Hasegawa, T., Fujimori, S., Takahashi, K., Masui, T., 2015. Scenarios for the risk of hunger in the twenty-first century using Shared Socioeconomic Pathways. Environmental Research Letters 10, 014010. https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/1/014010

Heräjärvi, H., 2019. Wooden buildings as carbon storages – Mitigation or oration? Wood Material Science & Engineering 14, 291–297. https://doi.org/10.1080/17480272.2019.1635205

Herbauts, J., El Bayad, J., Gruber, W., 1996. Influence of logging traffic on the hydromorphic degradation of acid forest soils developed on loessic loam in middle Belgium. Forest Ecology and Management 87, 193–207. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03826-1

Hermann, B.G., Blok, K., Patel, M.K., 2007. Producing Bio-Based Bulk Chemicals Using Industrial Biotechnology Saves Energy and Combats Climate Change. Environmental Science & Technology 41, 7915–7921. https://doi.org/10.1021/es062559q

Herold, N., Schöning, I., Michalzik, B., Trumbore, S., Schrumpf, M., 2014. Controls on soil carbon storage and turnover in German landscapes. Biogeochemistry 119, 435–451. https://doi.org/10.1007/s10533-014-9978-x

Herrero, M., Henderson, B., Havlik, P., Thornton, P.K., Conant, R.T., Smith, P., Wirsenius, S., Hristov, A.N., Gerber, P., Gill, M., Butterbach-Bahl, K., Valin, H., Garnett, T., Stehfest, E., 2016. Greenhouse gas mitigation potentials in the livestock sector. Nature Climate Change 6, 452–461.

Herrero Ortega, S., Romero González-Quijano, C., Casper, P., Singer, G.A., Gessner, M.O., 2019. Methane emissions from contrasting urban freshwaters: Rates, drivers, and a whole-city footprint. Global Change Biology 25, 4234–4243. https://doi.org/10.1111/gcb.14799

Hertwich, E.G., Ali, S., Ciacci, L., Fishman, T., Heeren, N., Masanet, E., Asghari, F.N., Olivetti, E., Pauliuk, S., Tu, Q., Wolfram, P., 2019. Material efficiency strategies to reducing greenhouse gas emissions associated with buildings, vehicles, and electronics – a review. Environmental Research Letters 14, 043004. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab0fe3

Hetemäki, L., Kangas, J., Peltola, H., 2022. Forest Bioeconomy and Climate Change. Springer Cham.

Hetemäki, L., Verkerk, H., 2022. Climate-Smart Forestry Approach, in: Hetemäki, L., Kangas, J., Peltola, H. (Eds.), Forest Bioeconomy and

Climate Change. Springer International Publishing, Cham, pp. 165–172. https://doi.org/10.1007/978-3-030-99206-4_9
Higashi, T., Yunghui, M., Komatsuzaki, M., Miura, S., Hirata, T., Araki, H., Kaneko, N., Ohta, H., 2014. Tillage and cover crop species affect soil organic carbon in Andosol, Kanto, Japan. Soil & Tillage Research 138, 64–72.
Hill, N., Brannigan, C., Wynn, D., Milnes, R., Van Essen, H., den Boer, E., van Grinsven, A., Ligthart, T., Gijlswijk, R., 2011. The role of GHG emissions from infrastructure construction, vehicle manufacturing, and ELVs in overall transport sector emissions. Task 2 paper produced as part of a contract between European Commission Directorate-General Climate Action and AEA Technology.
Hindrichsen, I.K., Wettstein, H.-R., Machmüller, A., Kreuzer, M., 2006. Methane emission, nutrient degradation and nitrogen turnover in dairy cows and their slurry at different milk production scenarios with and without concentrate supplementation. Agriculture, Ecosystems & Environment 113, 150–161. https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.09.004
Hitz, C., Egli, M., Fitze, P., 2001. Below-ground and aboveground production of vegetational organic matter along a climosequence in alpine grasslands. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 164, 389–397. https://doi.org/10.1002/1522-2624(200108)164:4<389::aid-jpln389>3.0.co;2-a
Hlásny, T., König, L., Krokene, P., Lindner, M., Montagné-Huck, C., Müller, J., Qin, H., Raffa, K.F., Schelhaas, M.-J., Svoboda, M., Viiri, H., Seidl, R., 2021. Bark Beetle Outbreaks in Europe: State of Knowledge and Ways Forward for Management. Current Forestry Reports 7, 138–165. https://doi.org/10.1007/s40725-021-00142-x
Hoch, G., Schopf, A., Weizer, G. (Eds.), 2019. Der Buchdrucker, 2nd ed. BFW, Wien.
Hoch, G., Steyrer, G., 2020. Zunehmende Schäden durch Borkenkäfer im Klimawandel (CCCA Fact Sheet No. 31). CCCA, Wien.
Hoelscher, M.-T., Nehls, T., Jänicke, B., Wessolek, G., 2016. Quantifying cooling effects of facade greening: Shading, transpiration and insulation. Energy and Buildings 114, 283–290. https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2015.06.047
Hofbauer, H., Rauch, R., Hrbek, J. (Hrsg.), 2016. IEA Bioenergie Task 33: Thermische Vergasung von Biomasse, Schriftenreihe 33/2016, BMVIT Deutsch, 38 Seiten, https://nachhaltigwirtschaften.at/resources/iea_pdf/endbericht-2016-33-bioenergie-task-33.pdf, letzter Zugriff 29.03.2024
Höher, M., Strimitzer, L., 2019. Holzaufkommen und Verwertung von Holzabfällen in Österreich. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.
Holgerson, M. A., Raymond, P.A., 2016. Large contribution to inland water CO2 and CH4 emissions from very small ponds. Nature Geoscience 9, 222–226. https://doi.org/10.1038/ngeo2654
Holsten, B., Ochsner, S., Schäfer, A., Trepel, M., 2012. Praxisleitfaden für Maßnahmen zur Reduzierung von Nährstoffausträgen aus dränierten landwirtschaftlichen Flächen: mit einer Regionalisierung für Schleswig-Holstein. CAU Kiel.
Höltinger, S., Kirchner, M., Schmidt, J., Schmid, E., 2016. The greenhouse gas mitigation potential of biorefineries in Austria, in: Meeting Sweden's Current and Future Energy Challenges. Presented at the Swedish Association of Energy Economics (SAEE) Conference, August 23–24, 2016, Luleå, Sweden.
Höltinger, S., Schmidt, J., Schönhart, M., Schmid, E., 2014. A spatially explicit techno-economic assessment of green biorefinery concepts. Biofuels, Bioprodution & Biorefining 8, 325–341. https://doi.org/10.1002/bbb.1461
Holzmann, A., Adensam, H., Kratena, K., Schmid, E., 2013. Decomposing final energy use for heating in the residential sector in Austria. Energy Policy 62, 607–616. https://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.07.027
Holzmann, A., Schmid, E., 2018. Consumer behaviour in the residential heating sector in Austria: Findings from a bottom-up modelling approach. Energy and Buildings 158, 486–493. https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2017.10.036
Honegger, M., Reiner, D., 2018. The political economy of negative emissions technologies: consequences for international policy design. Climate Policy 18, 306–321. https://doi.org/10.1080/14693062.2017.1413322
Hood-Nowotny, R., Watzinger, A., Wawra, A., Soja, G., 2018. The Impact of Biochar Incorporation on Inorganic Nitrogen Fertilizer Plant Uptake; An Opportunity for Carbon Sequestration in Temperate Agriculture. Geosciences 8, 420. https://doi.org/10.3390/geosciences8110420
Hörtenhuber, S., Lindenthal, T., Amon, B., Markut, T., Kirner, L., Zollitsch, W., 2010. Greenhouse gas emissions from selected Austrian dairy production systems – model calculations considering the effects of land use change. Renewable Agriculture and Food Systems 25, 316–329. https://doi.org/10.1017/S1742170510000025
Hörtenhuber, S.J., Lindenthal, T., Zollitsch, W., 2011. Reduction of greenhouse gas emissions from feed supply chains by utilizing regionally produced protein sources: the case of Austrian dairy production. Journal of the Science of Food and Agriculture 91, 1118–1127. https://doi.org/10.1002/jsfa.4293
Hösl, R., Strauss, P., 2016. Conservation tillage practices in the alpine forelands of Austria – Are they effective? CATENA 137, 44–51. https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.08.009
Hottle, T.A., Bilec, M.M., Landis, A.E., 2013. Sustainability assessments of bio-based polymers. Polymer Degradation and Stability 98, 1898–1907. https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2013.06.016
Hrad, M., Obersteiner, G., Ottner, R., 2019. D.T2.3.7 Report on food waste prevention in tourism and food preparation. Final Report within the INterreg Central Europe Report STREFOWA. Interreg Central Europe.
Hrad, M., Ottner, R., Lebersorger, S., Schneider, F., Obersteiner, G., 2016. Vermeidung von Lebensmittelabfall in Gastronomie, Beherbergung und Großküchen – Erweiterung weitere Betriebe 35.
Huber, W., Schwarzbauer, P., Stern, T., 2013. Analyse der Motive österreichischer Kleinwaldeigentümer als Schlüssel für die Holzmobilisierung. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 164, 278–284. https://doi.org/10.3188/szf.2013.0278
Humer, E., Aschenbach, J.R., Neubauer, V., Kröger, I., Khiaosa-ard, R., Baumgartner, W., Zebeli, Q., 2018a. Signals for identifying cows at risk of subacute ruminal acidosis in dairy veterinary practice. J Anim Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition 102, 380–392. https://doi.org/10.1111/jpn.12850
Humer, E., Petri, R.M., Aschenbach, J.R., Bradford, B.J., Penner, G.B., Tafaj, M., Südekum, K.-H., Zebeli, Q., 2018b. Invited review: Practical feeding management recommendations to mitigate the risk of subacute ruminal acidosis in dairy cattle. Journal of Dairy Science 101, 872–888. https://doi.org/10.3168/jds.2017-13191
Humpenöder, F., Popp, A., Bodirsky, B.L., Weindl, I., Biewald, A., Lotze-Campen, H., Dietrich, J.P., Klein, D., Kreidenweis, U., Müller, C., Rolinski, S., Stevanovic, M., 2018. Large-scale bioenergy production: how to resolve sustainability trade-offs? Environmental Research Letters 13, 024011. https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa9e3b
Hunt, J.R., Celestina, C., Kirkegaard, J.A., 2020. The realities of climate change, conservation agriculture and soil carbon sequestration. Global Change Biology 26, 3188–3189. https://doi.org/10.1111/gcb.15082
Hurmekoski, E., Suuronen, J., Ahlvik, L., Kunttu, J., Myllyviita, T., 2022. Substitution impacts of wood-based textile fibers: Influence of market assumptions. Journal of Industrial Ecology 26, 1564–1577. https://doi.org/10.1111/jiec.13297

IEA Bioenergy, 2020. Advanced Biofuels – Potential for Cost Reduction. IEA Bioenerg.

IGBP Terrestrial Carbon Working Group, 1998. The terrestrial carbon cycle: implications for the Kyoto Protocol. Science 280, 1393–1394.

IPCC, 2022. Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK; New York, USA.

IPCC, 2019a. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. IPCC, Kyoto. https://www.ipcc.ch/report/2019-refinement-to-the-2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/, letzter Zugriff 09.11.2022

IPCC, 2019b. Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)]. In press.

IPCC, W.G.I., 2014. Climate Change 2014 Mitigation of Climate Change. Cambridge University Press.

Iraldo, F., Griesshammer, R., Kahlenborn, W., 2020. The future of ecolabels. International Journal of Life Cycle Assessment 25, 833–839. https://doi.org/10.1007/s11367-020-01741-9

Irauschek, F., Rammer, W., Lexer, M.J., 2017a. Can current management maintain forest landscape multifunctionality in the Eastern Alps in Austria under climate change? Regional Environmental Change 17, 33–48. https://doi.org/10.1007/s10113-015-0908-9

Irauschek, F., Rammer, W., Lexer, M.J., 2017b. Evaluating multifunctionality and adaptive capacity of mountain forest management alternatives under climate change in the Eastern Alps. European Journal of Forest Research 1-19–1–19. https://doi.org/10.1007/s10342-017-1051-6

IRP, n. d. Reports, The International Resource Panel's scientific assessments include Decoupling, Cities, Water, Metals, Land and Soils, Food, Trade, Resource Efficiency, Green Technology and Global Materials Flows [WWW Document]. The International Resource Panel. https://www.resourcepanel.org/reports/resource-efficiency-and-climate-change, letzter Zugriff 20.02.2023

Isaac, M., van Vuuren, D.P., 2009. Modeling global residential sector energy demand for heating and air conditioning in the context of climate change. Energy Policy 37, 507–521. https://doi.org/10.1016/j.enpol.2008.09.051

Ivanova, D., Barrett, J., Wiedenhofer, D., Macura, B., Callaghan, M.W., Creutzig, F., 2020. Quantifying the potential for climate change mitigation of consumption options. Environmental Research Letters https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab8589

Jacobs, A., Flessa, H., Don, A., Heidkamp, A., Prietz, R., Dechow, R., Gensior, A., Poeplau, C., Riggers, C., Schneider, F., Tiemeyer, B., Vos, C., Wittnebel, M., Müller, T., Säurich, A., Fahrion-Nitschke, A., Gebbert, S., Jaconi, A., Kolata, H., Laggner, A., et al., 2018. Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland – Ergebnisse der Bodenzustandserhebung (No. 64), Thünen Report. Thünen-Institut, Braunschweig.

Jaime, L., Batllori, E., Ferretti, M., Lloret, F., 2022. Climatic and stand drivers of forest resistance to recent bark beetle disturbance in European coniferous forests. Global Change Biology 28, 2830–2841. https://doi.org/10.1111/gcb.16106

Jandl, R., 2020. Climate-induced challenges of Norway spruce in Northern Austria. Trees, Forests and People 1, 100008. https://doi.org/10.1016/j.tfp.2020.100008

Jandl, R., Ledermann, T., Kindermann, G., Freudenschuss, A., Gschwantner, T., Weiss, P., 2018. Strategies for Climate-Smart Forest Management in Austria. Forests 9, 592. https://doi.org/10.3390/f9100592

Jandl, R., Ledermann, T., Kindermann, G., Weiss, P., 2021. Soil Organic Carbon Stocks in Mixed-Deciduous and Coniferous Forests in Austria. Frontiers in Forests and Global Change 4, 69. https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.688851

Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., Johnson, D.W., Minkkinen, K., Byrne, K. A., 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? Geoderma 137, 253–268. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.09.003

Jandl, R., Schmidt, S., Mutsch, F., Fürst, A., Zechmeister, H., Bauer, H., Dirnböck, T., 2012. Acidification and Nitrogen Eutrophication of Austrian Forest Soils. Applied and Environmental Soil Science 2012, ID 632602. https://doi.org/10.1155/2012/632602

Janzen, H.H., 2004. Carbon cycling in earth systems – a soil science perspective. Agriculture, Ecosystems & Environment 104, 399–417. https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.040

Jeffery, S., Abalos, D., Prodana, M., Bastos, A.C., Groenigen, J.W. van, Hungate, B.A., Verheijen, F., 2017. Biochar boosts tropical but not temperate crop yields. Environmental Research Letters 12, 053001. https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa67bd

Jeffery, S., Verheijen, F.G.A., van der Velde, M., Bastos, A.C., 2011. A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. Agriculture, Ecosystems & Environment 144, 175–187. https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.08.015

Jungbluth, N., 2010. Die Ökobilanz von Nahrungsmittelproduktion und Konsum. Handlungsmöglichkeiten der Akteure.

Kai, P., Pedersen, P., Jensen, J.E., Hansen, M.N., Sommer, S.G., 2008. A whole-farm assessment of the efficacy of slurry acidification in reducing ammonia emissions. European Journal of Agronomy 28, 148–154. https://doi.org/10.1016/j.eja.2007.06.004

Kalcher, J., Praxmarer, G., Teischinger, A., 2017. Quantification of future availabilities of recovered wood from Austrian residential buildings. Resources, Conservation and Recycling 123, 143–152. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.09.001

Kalt, G., 2018. Carbon dynamics and GHG implications of increasing wood construction: long-term scenarios for residential buildings in Austria. Carbon Management 9, 265–275. https://doi.org/10.1080/17583004.2018.1469948

Kalt, G., 2015. Biomass streams in Austria: Drawing a complete picture of biogenic material flows within the national economy. Resources, Conservation and Recycling 95, 100–111. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.12.006

Kalt, G., Höher, M., Lauk, C., Schipfer, F., Kranzl, L., 2016. Carbon accounting of material substitution with biomass: Case studies for Austria investigated with IPCC default and alternative approaches. Environmental Science & Policy 64, 155–163. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.06.022

Kalt, G., Lauk, C., Mayer, A., Theurl, M.C., Kaltenegger, K., Winiwarter, W., Erb, K.-H., Matej, S., Haberl, H., 2020. Greenhouse gas implications of mobilizing agricultural biomass for energy: a reassessment of global potentials in 2050 under different food-system pathways. Environmental Research Letters 15, 034066. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab6c2e

Kalt, G., Mayer, A., Theurl, M.C., Lauk, C., Erb, K.-H., Haberl, H., 2019. Natural climate solutions versus bioenergy: Can carbon benefits of natural succession compete with bioenergy from short rotation coppice? GCB Bioenergy 11, 1283–1297. https://doi.org/10.1111/gcbb.12626

Kammerlander, M., Omann, I., Titz, M., Vogel, J., 2018. Which National Policy Instruments Can Reduce Consumption-Based Greenhouse Gas Emissions? (No. REF-0663). Umweltbundesamt GmbH.

Kanzler, M., Böhm, C., Mirck, J., Schmitt, D., Veste, M., 2019. Microclimate effects on evaporation and winter wheat (Triticum aestivum

L.) yield within a temperate agroforestry system. Agroforestry Systems 93, 1821–1841. https://doi.org/10.1007/s10457-018-0289-4

Karer, J., Wimmer, B., Zehetner, F., Kloss, S., Soja, G., 2013. Biochar application to temperate soils: effects on nutrient uptake and crop yield under field conditions. AFSci 22, 390–403. https://doi.org/10.23986/afsci.8155

Karner, K., Dißauer, C., Enigl, M., Strasser, C., Schmid, E., 2017. Environmental trade-offs between residential oil-fired and wood pellet heating systems: Forecast scenarios for Austria until 2030. Renewable and Sustainable Energy Reviews 80, 868–879. https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.242

Kasper, M., Freyer, B., Hülsbergen, K.-J., Schmid, H., Friedel, J.K., 2015. Humus balances of different farm production systems in main production areas in Austria. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 178, 25–34. https://doi.org/10.1002/jpln.201400111

Kauppi, P., Hanewinkel, M., Lundmark, T., Nabuurs, G.-J., Peltola, H., Trasobares, A., Hetemäki, L., 2018. Climate Smart Forestry in Europe. European Forest Institute.

Kaur, K., Kapoor, K.K., Gupta, A.P., 2005. Impact of organic manures with and without mineral fertilizers on soil chemical and biological properties under tropical conditions. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 168, 117–122. https://doi.org/10.1002/jpln.200421442

Kavargiris, S.E., Mamolos, A.P., Tsatsarelis, C.A., Nikolaidou, A.E., Kalburtji, K.L., 2009. Energy resources' utilization in organic and conventional vineyards: Energy flow, greenhouse gas emissions and biofuel production. Biomass and Bioenergy 33, 1239–1250. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.05.006

Kay, S., Rega, C., Moreno, G., den Herder, M., Palma, J.H.N., Borek, R., Crous-Duran, J., Freese, D., Giannitsopoulos, M., Graves, A., Jäger, M., Lamersdorf, N., Memedemin, D., Mosquera-Losada, R., Pantera, A., Paracchini, M.L., Paris, P., Roces-Díaz, J.V., Rolo, V., Rosati, A., Sandor, M., Smith, J., Szerencsits, E., Varga, A., Viaud, V., Wawer, R., Burgess, P.J., Herzog, F., 2019. Agroforestry creates carbon sinks whilst enhancing the environment in agricultural landscapes in Europe. Land Use Policy 83, 581–593. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.02.025

Kilpeläinen, A., Peltola, H., 2022. Carbon Sequestration and Storage in European Forests, in: Hetemäki, L., Kangas, J., Peltola, H. (Eds.), Forest Bioeconomy and Climate Change. Springer International Publishing, Cham, pp. 113–128. https://doi.org/10.1007/978-3-030-99206-4_6

Kirchengast, G., Kromp-Kolb, H., Steininger, K., Stagl, S., Kirchner, M., Ambach, Ch., Grohs, J., Gutsohn, A., Peisker, J., Strunk, B., 2019. Referenzplan als Grundlage für einen wissenschaftlich fundierten und mit den Pariser Klimazielen in Einklang stehenden Nationalen Energie- und Klimaplan für Österreich (Ref-NEKP).

Kirchgeßner, M., Windisch, W., Müller, H.L., 1994. Nutritional factors for the quantification of methane production., in: VIIIth International Symposium on Ruminant Physiology. Presented at the VIIIth International Symposium on Ruminant Physiology, Engelhardt, V. W. et al., Willingen, Deutschland.

Kirchner, M., Schmidt, J., Kindermann, G., Kulmer, V., Mitter, H., Prettenthaler, F., Rüdisser, J., Schauppenlehner, T., Schönhart, M., Strauss, F., Tappeiner, U., Tasser, E., Schmid, E., 2015. Ecosystem services and economic development in Austrian agricultural landscapes – The impact of policy and climate change scenarios on trade-offs and synergies. Ecological Economics 109, 161–174. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.11.005

Kleemann, F., Lederer, J., Fellner, J., 2015. Ergebnisbericht des Projekts Hochbauten als Wertstoffquelle. TU Wien, Wien.

Klepper, G., Thrän, D., 2019. Biomasse im Spannungsfeld zwischen Energie- und Klimapolitik, Schriftenreihe. Energiesysteme der Zukunft (ESYS), München.

klimaaktiv, 2018. Holzströme in Österreich, klimaaktiv [WWW Document]. https://www.klimaaktiv.at/erneuerbare/energieholz/holzstr_oesterr.html (accessed 7.8.20).

Knapp, J.R., Laur, G.L., Vadas, P.A., Weiss, W.P., Tricarico, J.M., 2014. Invited review: Enteric methane in dairy cattle production: Quantifying the opportunities and impact of reducing emissions. Journal of Dairy Science 97, 3231–3261. https://doi.org/10.3168/jds.2013-7234

Knohl, A., Schulze, Schulze, E.-D., Kolle, O., Buchmann, N., 2003. Large carbon uptake by an unmanaged 250-year-old deciduous forest in Central Germany, Agricultural and Forest Meteorology, 118(3–4), 151–167. https://doi.org/10.1016/S0168-1923(03)00115-1

Knoke, T., Ammer, C., Stimm, B., Mosandl, R., 2008. Admixing broadleaved to coniferous tree species: a review on yield, ecological stability and economics. European Journal of Forest Research 127, 89–101. https://doi.org/10.1007/s10342-007-0186-2

Koch, O., Tscherko, D., Kandeler, E., 2007. Temperature sensitivity of microbial respiration, nitrogen mineralization, and potential soil enzyme activities in organic alpine soils: Temperature Sensitivity in Alpine Soils. Global Biogeochem. Cycles 21, n/a-n/a. https://doi.org/10.1029/2007GB002983

Köhl, M., Linser, S., Prins, K., Talarczyk, A., 2021. The EU climate package „Fit for 55" – a double-edged sword for Europeans and their forests and timber industry. Forest Policy and Economics 132, 102596. https://doi.org/10.1016/j.forpol.2021.102596

Kolbe, H., 2010. Site-adjusted organic matter-balance method for use in arable farming systems. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 173, 678–691. https://doi.org/10.1002/jpln.200900175

Kramer, K.J., Moll, H.C., Nonhebel, S., 1999. Total greenhouse gas emissions related to the Dutch crop production system. Agriculture, Ecosystems & Environment 72, 9–16. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(98)00158-3

Körner, C., 2009. Biological Carbon Sinks: Turnover Must Not Be Confused with Capital! GAIA – Ecological Perspectives for Science and Society 18, 288–293. https://doi.org/10.14512/gaia.18.4.5

Körner, C., 2003. Alpine plant life – functional ecology of high mountain ecosystems, 2nd ed. Springer Verlag, Berlin.

Körner, C., 1999. Alpine plant life: functional plant ecology of high mountain ecosystems. Berlin; New York: Springer.

Kraxner, F., Nilsson, S., Obersteiner, M., 2003. Negative emissions from BioEnergy use, carbon capture and sequestration (BECS) – The case of biomass production by sustainable forest management from semi-natural temperate forests. Biomass and Bioenergy 24, 285–296. https://doi.org/10.1016/S0961-9534(02)00172-1

Krutzler, T., Wiesenberger, H., Heller, C., Gössl, M., Stranner, G., Storch, A., Heinfellner, H., Winter, R., Kellner, M., Schinder, I., 2016. Szenario Erneuerbare Energie 2030 Und 2050, REP-0576. Umwelbundesamt GmbH, Wien.

Kuczynski, T., Dämmgen, U., Webb, J., Myczko, A. (Eds.), 2005. Emissions from European agriculture. Wageningen Academic Publishers, Wageningen.

Kuilen, J.W.G.V.D., Ceccotti, A., Xia, Z., He, M., 2011. Very Tall Wooden Buildings with Cross Laminated Timber. Procedia Engineering 14, 1621–1628. https://doi.org/10.1016/j.proeng.2011.07.204

Kumar, S., Meena, R.S., Lal, R., Singh Yadav, G., Mitran, T., Meena, B.L., Dotaniya, M.L., EL-Sabagh, A., 2018. Role of Legumes in Soil Carbon Sequestration, in: Meena, R.S., Das, A., Yadav, G.S., Lal, R. (Eds.), Legumes for Soil Health and Sustainable Management. Springer Singapore, Singapore, pp. 109–138. https://doi.org/10.1007/978-981-13-0253-4_4

Kupferschmid, A.D., Brang, P., Bugmann, H., 2019. Abschätzung des Einflusses von Verbiss durch wildlebende Huftiere auf die Baumverjüngung. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 170, 125–134. https://doi.org/10.3188/szf.2019.0125

Kurz, W.A., Stinson, G., Rampley, G.J., Dymond, C.C., Neilson, E.T., 2008. Risk of natural disturbances makes future contribution of Canada's forests to the global carbon cycle highly uncertain. PNAS USA 105, 1551. https://doi.org/10.1073/pnas.0708133105

Ladha, J.K., Reddy, C.K., Padre, A.T., van Kessel, C., 2011. Role of Nitrogen Fertilization in Sustaining Organic Matter in Cultivated Soils. Journal of Environmental Quality 40, 1756–1766. https://doi.org/10.2134/jeq2011.0064

Landholm, D.M., Holsten, A., Martellozzo, F., Reusser, D.E., Kropp, J.P., 2019. Climate change mitigation potential of community-based initiatives in Europe. Regional Environmental Change 19, 927–938. https://doi.org/10.1007/s10113-018-1428-1

Lang, H.-P., Nopp-Mayr, U., 2012. Die Bedeutung des Urwaldes Rothwald für die Urwaldforschung. Silva fera 1, 30–37.

Lauk, C., Kaufmann, L., Theurl, M.C., Wittmann, F., Eder, M., Hörtenhuber, S., Freyer, B., Krausmann, F., 2022. Demand side options to reduce greenhouse gas emissions and the land footprint of urban food systems: A scenario analysis for the City of Vienna. Journal of Cleaner Production 359, 132064. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132064

Lebersorger, S., Schneider, F., 2014. Aufkommen an Lebensmitteverderb im Österreichischen Lebensmittelhandel (Endbericht im Auftrag der ECR-Arbeitsgruppe Abfallwirtschaft 2014).

Ledermann, T., Braun, M., Kindermann, G., Jandl, R., Ludvig, A., Schadauer, K., Schwarzbauer, P., Weiss, P., 2022. Effects of Silvicultural Adaptation Measures on Carbon Stock of Austrian Forests. Forests 13. https://doi.org/10.3390/f13040565

Ledermann, T., Jandl, R., Veselinovic, B., Hager, H., Diwold, G., Hochbichler, E., Sommerauer, M., 2010. Ein Ansatz zur Abschätzung der sturminduzierten Ausfallwahrscheinlichkeit von Fichten- und Buchenbeständen des österreichischen Alpenvorlandes, in: Beiträge Zur Forstwissenschaftlichen Tagung 2010 in Göttingen. Presented at the Beiträge zur Forstwissenschaftlichen Tagung 2010 in Göttingen, Cuvillier, Göttingen, p. 61.

Ledermann, T., Kindermann, G., 2017. Wie geht man mit gefährdeten Fichtenbeständen um? BFW-Praxisinfo 44, 19–22.

Ledermann, T., Kindermann, G., 2013. Modelle für die künftige Bewirtschaftung der Fichte. BFW-Praxisinfo 31, 16–19.

Ledermann, T., Kindermann, G., Jandl, R., Schadauer, K., 2020. Klimawandelanpassungsmaßnahmen im Wald und deren Einfluss auf die CO2-Bilanz. BFW-Praxisinformation 51. https://bfw.ac.at/cms_stamm/050/PDF/BFW_Praxisinformation51_CareforParis_vers200825.pdf, letzter Zugriff 09.11.2022

Ledinek, M., Gruber, L., Steininger, F., Fuerst-Waltl, B., Zottl, K., Royer, M., Krimberger, K., Mayerhofer, M., Egger-Danner, C., 2019. Analysis of lactating cows on commercial Austrian dairy farms: the influence of genotype and body weight on efficiency parameters. Archives Animal Breeding 62, 491–500. https://doi.org/10.5194/aab-62-491-2019

Lee, H., Brown, C., Seo, B., Holman, I., Audsley, E., Cojocaru, G., Rounsevell, M., 2019. Implementing land-based mitigation to achieve the Paris Agreement in Europe requires food system transformation. Environmental Research Letters 14, 104009. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab3744

Lee, J.H., Lim, S., 2018. The selection of compact city policy instruments and their effects on energy consumption and greenhouse gas emissions in the transportation sector: The case of South Korea. Sustainable Cities and Society 37, 116–124. https://doi.org/10.1016/j.scs.2017.11.006

Lehner, B., Liermann, C.R., Revenga, C., Vörösmarty, C., Fekete, B., Crouzet, P., Döll, P., Endejan, M., Frenken, K., Magome, J., Nilsson, C., Robertson, J.C., Rödel, R., Sindorf, N., Wisser, D., 2011. High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. Frontiers in Ecology and the Environment 9, 494–502. https://doi.org/10.1890/100125

Lehner, M., Mont, O., Heiskanen, E., 2016. Nudging – A promising tool for sustainable consumption behaviour? Journal of Cleaner Production, Special Volume: Transitions to Sustainable Consumption and Production in Cities 134, 166–177. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.11.086

Lehtinen, T., Schlatter, N., Baumgarten, A., Bechini, L., Krüger, J., Grignani, C., Zavattaro, L., Costamagna, C., Spiegel, H., 2014. Effect of crop residue incorporation on soil organic carbon and greenhouse gas emissions in European agricultural soils. Soil Use and Management 30, 524–538. https://doi.org/10.1111/sum.12151

Leifeld, J., Bassin, S., Fuhrer, J., 2005. Carbon stocks in Swiss agricultural soils predicted by land-use, soil characteristics, and altitude. Agriculture, Ecosystems & Environment 105, 255–266. https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2004.03.006

Leifeld, J., Zimmermann, M., Fuhrer, J., Conen, F., 2009. Storage and turnover of carbon in grassland soils along an elevation gradient in the Swiss Alps. Global Change Biology 15, 668–679. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01782.x

Lemken, D., Kraus, K., Nitzko, S., Spiller, A., 2018. Staatliche Eingriffe in die Lebensmittelwahl: Welche klimapolitischen Instrumente unterstützt die Bevölkerung? GAIA – Ecological Perspectives for Science and Society 27, 363–372. https://doi.org/10.14512/gaia.27.4.8

Leroy, G., Hoffmann, I., From, T., Hiemstra, S.J., Gandini, G., 2018. Perception of livestock ecosystem services in grazing areas. Animal 12, 2627–2638. https://doi.org/10.1017/S1751731118001027

Leturcq, P., 2020. GHG displacement factors of harvested wood products: the myth of substitution. Scientific Reports 10, 20752. https://doi.org/10.1038/s41598-020-77527-8

Lewis, K. A., Tzilivakis, J., Green, A., Warner, D.J., Stedman, A., Naseby, D., 2013. Review of substances/agents that have direct beneficial effect on the environment: mode of action and assessment of efficacy. EFSA Supporting Publications 10, 440E. https://doi.org/10.2903/sp.efsa.2013.EN-440

Lexer, M.J., Jandl, R., Nabernegg, S., Bednar-Friedl, B., 2015. Forestry, in: Steininger, K.W., König, M., Bednar-Friedl, Birgit, Kranzl, L., Loibl, W., Prettenthaler, F. (Eds.), Economic Evaluation of Climate Change Impacts – Development of a Cross-Sectoral Framework and Results for Austria, Springer Climate. Springer International Publishing, pp. 145–165.

Li, X., Sørensen, P., Li, F., Petersen, S.O., Olesen, J.E., 2015. Quantifying biological nitrogen fixation of different catch crops, and residual effects of roots and tops on nitrogen uptake in barley using in-situ 15N labelling. Plant and Soil 395, 273–287. https://doi.org/10.1007/s11104-015-2548-8

Li, Y., Xiong, W., Wang, X., 2019. Does polycentric and compact development alleviate urban traffic congestion? A case study of 98 Chinese cities. Cities 88, 100–111. https://doi.org/10.1016/j.cities.2019.01.017

Lindenthal, T., 2019. Fakten zur klimafreundlichen Landwirtschaft und die Rolle der Bio-Landwirtschaft.

Lindenthal, Thomas, Markut, T., Hörtenhuber, S., Rudolph, G., 2010a. Greenhouse Gas Emissions of Organic and Conventional Foodstuffs in Austria. LCA Food, pp. 319–324.

Lindenthal, T, Markut, T., Hörtenhuber, S., Rudolph, G., Hanz, K., 2010b. Klimabilanz biologischer und konventioneller Lebensmittel im Vergleich 8.

Lindenthal, T., Markut, T., Hörtenhuber, S., Theurl, M., Rudolph, G., 2010c. Greenhouse Gas Emissions of Organic and Conventional Foodstuffs in Austria, in: Notarnicola, B., Settanni, E., Tassielli, G., Giungato, P., Università degli Studi di Bari Aldo Moro (Eds.), Lcafood 2010: VII International Conference on Life Assessment in the Agri-Food Sector ; Bari, Italy, September 22–24 2010; Proceedings, Vol. 1. Presented at the VII. International conference on life cycle assessment in the agri-food sector (LCA Food), Bari, pp. 319–324.

Lindenthal, T., Schlatzer, M., 2020. Risiken für die Lebensmittelversorgung in Österreich und Lösungsansätze für eine höhere Krisensicherheit. Wissenschaftliches Diskussionspapier 70.

Lindner, M., Schwarz, M., Spathelf, P., Koning, J.H.C. de, Jandl, R., Viszlai, I., Vančo, M., 2020. Adaptation to Climate Change in Sustainable Forest Management in Europe. Liaison Unit, Bratislava, Zvolen.

Ludvig, A., Braun, M., Hesser, F., Ranacher, L., Fritz, D., Gschwantner, T., Jandl, R., Kindermann, G., Ledermann, T., Pölz, W., Schadauer, K., Schmid, B.F., Schmid, C., Schwarzbauer, P., Weiss, G., Wolfslehner, B., Weiss, P., 2021. Comparing policy options for carbon efficiency in the wood value chain: Evidence from Austria. Journal of Cleaner Production 292, 125985. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.125985

Lugato, E., Leip, A., Jones, A., 2018. Mitigation potential of soil carbon management overestimated by neglecting N2O emissions. Nature Climate Change 8, 219–223. https://doi.org/10.1038/s41558-018-0087-z

Lundmark, T., Bergh, J., Hofer, P., Lundström, A., Nordin, A., Poudel, B., Sathre, R., Taverna, R., Werner, F., 2014. Potential Roles of Swedish Forestry in the Context of Climate Change Mitigation. Forests 5, 557–578. https://doi.org/10.3390/f5040557

Luo, Z., Wang, E., Sun, O.J., 2010. Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. Agriculture, Ecosystems & Environment 139, 224–231. https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.08.006

Luyssaert, S., Schulze, E.-D., Börner, A., Knohl, A., Hessenmöller, D., Law, B.E., Ciais, P., Grace, J., 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. Nature 455, 213–215. https://doi.org/10.1038/nature07276

Lwasa, S., Seto, K.C., Bai, X., Blanco, H., Gurney, K.R., Kilkis, S., Lucon, O., Murakami, J., Pan, J., Sharifi, A., Yamagata, Y., 2022. Urban systems and other settlements., in: Shukla, J., Slade, R., Al Khourdajie, A., van Diemen, R., McCollum, D., Pathak, M., Some, S., Vyas, P., Fradera, R., Belkacemi, M., Hasija, A., Lisboa, G., Luz, S., Malley, J. (Eds.), Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New Yourk, NY, USA, pp. 861–952.

Mahapatra, K., Gustavsson, L., Hemström, K., 2012. Multistorey wood-frame buildings in Germany, Sweden and the UK. Construction Innovation 12, 62–85. https://doi.org/10.1108/14714171211197508

Mandová, H., Patrizio, P., Leduc, S., Kjärstad, J., Wang, C., Wetterlund, E., Kraxner, F., Gale, W., 2019. Achieving carbon-neutral iron and steelmaking in Europe through the deployment of bioenergy with carbon capture and storage. Journal of Cleaner Production 218, 118–129. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.247

Maroušek, J., Strunecký, O., Stehel, V., 2019. Biochar farming: defining economically perspective applications. Clean Technologies Environmental Policy 21, 1389–1395. https://doi.org/10.1007/s10098-019-01728-7

Martens, H., 2020. Transition Period of the Dairy Cow Revisited: I. Homeorhesis and Its Changes by Selection and Management. Journal of Agricultural Science 12, 1. https://doi.org/10.5539/jas.v12n3p1

Martinez-Cruz, K., Gonzalez-Valencia, R., Sepulveda-Jauregui, A., Plascencia-Hernandez, F., Belmonte-Izquierdo, Y., Thalasso, F., 2017. Methane emission from aquatic ecosystems of Mexico City. Aquatic Sciences 79, 159–169. https://doi.org/10.1007/s00027-016-0487-y

Masson-Delmotte, V., 2018. IPCC, 2018: Summary for Policymakers. In: Global Warming of 1.5 °C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5 °C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland.

Mata, É., Wanemark, J., Nik, V.M., Sasic Kalagasidis, A., 2019. Economic feasibility of building retrofitting mitigation potentials: Climate change uncertainties for Swedish cities. Applied Energy 242, 1022–1035. https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.03.042

Mayer, A., Hausfather, Z., Jones, A.D., Silver, W.L., 2018. The potential of agricultural land management to contribute to lower global surface temperatures. Science Advances 4. https://doi.org/10.1126/sciadv.aaq0932

Mayer, M., Keßler, D., Katzensteiner, K., 2020a. Herbivory modulates soil CO2 fluxes after windthrow: a case study in temperate mountain forests. European Journal of Forest Research 139, 383–391. https://doi.org/10.1007/s10342-019-01244-9

Mayer, M., Matthews, B., Rosinger, C., Sandén, H., Godbold, D.L., Katzensteiner, K., 2017. Tree regeneration retards decomposition in a temperate mountain soil after forest gap disturbance. Soil Biology and Biochemistry 115, 490–498. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.09.010

Mayer, M., Prescott, C.E., Abaker, W.E.A., Augusto, L., Cécillon, L., Ferreira, G.W.D., James, J., Jandl, R., Katzensteiner, K., Laclau, J.-P., Laganière, J., Nouvellon, Y., Paré, D., Stanturf, J.A., Vanguelova, E.I., Vesterdal, L., 2020b. Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. Forest Ecology and Management 466, 118127. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118127

McDaniel, M.D., Tiemann, L.K., Grandy, A.S., 2014. Does agricultural crop diversity enhance soil microbial biomass and organic matter dynamics? A meta-analysis. Ecological Applications 24, 560–570. https://doi.org/10.1890/13-0616.1

McDowell, N.G., Allen, C.D., Anderson-Teixeira, K., Aukema, B.H., Bond-Lamberty, B., Chini, L., Clark, J.S., Dietze, M., Grossiord, C., Hanbury-Brown, A., Hurtt, G.C., Jackson, R.B., Johnson, D.J., Kueppers, L., Lichstein, J.W., Ogle, K., Poulter, B., Pugh, T.A.M., Seidl, R., Turner, M.G., Uriarte, M., Walker, A.P., Xu, C., 2020. Pervasive shifts in forest dynamics in a changing world. Science 368. https://doi.org/10.1126/science.aaz9463

Meier, M.S., Stoessel, F., Jungbluth, N., Juraske, R., Schader, C., Stolze, M., 2015. Environmental impacts of organic and conventional agricultural products – Are the differences captured by life cycle assessment? Journal of Environmental Management 149, 193–208. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.10.006

Meier, T., Christen, O., 2013. Environmental Impacts of Dietary Recommendations and Dietary Styles: Germany As an Example. Environmental Science & Technology 47, 877–888. https://doi.org/10.1021/es302152v

Mejia, A., Harwatt, H., Jaceldo-Siegl, K., Sranacharoenpong, K., Soret, S., Sabaté, J., 2018. Greenhouse Gas Emissions Generated by Tofu Production: A Case Study. Journal of Hunger & Environmental Nutrition 13, 131–142. https://doi.org/10.1080/19320248.2017.1315323

Meyer, P., Nagel, R., Feldmann, E., 2021. Limited sink but large storage: Biomass dynamics in naturally developing beech (Fagus sylvatica) and oak (Quercus robur, Quercus petraea) forests of northwestern Germany. Journal of Ecology 109, 3602–3616. https://doi.org/10.1111/1365-2745.13740

Mi, Z., Guan, D., Liu, Z., Liu, J., Viguié, V., Fromer, N., Wang, Y., 2019. Cities: The core of climate change mitigation. Journal of Cleaner Production 207, 582–589. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.034

Millar, C.I., Stephenson, N.L., 2015. Temperate forest health in an era of emerging megadisturbance. Science 349, 823–826.

Minasny, B., Malone, B.P., McBratney, A.B., Angers, D.A., Arrouays, D., Chambers, A., Chaplot, V., Chen, Z.-S., Cheng, K., Das, B.S., Field, D.J., Gimona, A., Hedley, C.B., Hong, S.Y., Mandal, B., Marchant, B.P., Martin, M., McConkey, B.G., Mulder, V.L., O'Rourke,

S., de-Forges, A.C.R., Odeh, I., Padarian, J., Paustian, K., Pan, G., Poggio, L., Savin, I., Stolbovoy, V., Stockmann, U., Sulaeman, Y., Tsui, C.-C., Vågen, T.-G., van Wesemael, B., Winowiecki, L., 2017. Soil carbon 4 per mille. Geoderma 292, 59–86. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002

Minx, J.C., Lamb, W.F., Callaghan, M.W., Fuss, S., Hilaire, J., Creutzig, F., Amann, T., Beringer, T., Garcia, W. de O., Hartmann, J., Khanna, T., Lenzi, D., Luderer, G., Nemet, G.F., Rogelj, J., Smith, P., Vicente, J.L.V., Wilcox, J., Dominguez, M. del M.Z., 2018. Negative emissions – Part 1: Research landscape and synthesis. Environmental Research Letters 13, 063001. https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabf9b

Mishra, A., Humpenöder, F., Churkina, G., Reyer, C.P.O., Beier, F., Bodirsky, B.L., Schellnhuber, H.J., Lotze-Campen, H., Popp, A., 2022. Land use change and carbon emissions of a transformation to timber cities. Nature Communications 13, 4889. https://doi.org/10.1038/s41467-022-32244-w

Möckel, S., 2015. ‚Best available techniques' as a mandatory basic standard for more sustainable agricultural land use in Europe? Land Use Policy 47, 342–351. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.04.021

Moog, S., Spicer, A., Böhm, S., 2015. The Politics of Multi-Stakeholder Initiatives: The Crisis of the Forest Stewardship Council. Journal of Business Ethics 128, 469–493. https://doi.org/10.1007/s10551-013-2033-3

Morais, T.G., Teixeira, R.F.M., Lauk, C., Theurl, M.C., Winiwarter, W., Mayer, A., Kaufmann, L., Haberl, H., Domingos, T., Erb, K.-H., 2021. Agroecological measures and circular economy strategies to ensure sufficient nitrogen for sustainable farming. Global Environmental Change 69, 102313. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2021.102313

Moser, S., Kleinhückelkotten, S., 2018. Good Intents, but Low Impacts: Diverging Importance of Motivational and Socioeconomic Determinants Explaining Pro-Environmental Behavior, Energy Use, and Carbon Footprint. Environment and Behavior 50, 626–656. https://doi.org/10.1177/0013916517710685

Mosquera-Losada, M.R., Santiago-Freijanes, J.J., Rois-Díaz, M., Moreno, G., den Herder, M., Aldrey-Vázquez, J.A., Ferreiro-Domínguez, N., Pantera, A., Pisanelli, A., Rigueiro-Rodríguez, A., 2018. Agroforestry in Europe: A land management policy tool to combat climate change. Land Use Policy 78, 603-613. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.06.052

Mulholland, B., Fullen, M. A., 1991. Cattle trampling and soil compaction on loamy sands. Soil Use & Management 7, 189–193. https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1991.tb00873.x

Muller, A., Schader, C., 2017. Efficiency, sufficiency, and consistency for sustainable healthy food. The Lancet Planetary Health 1, e13–e14. https://doi.org/10.1016/S2542-5196(17)30012-8

Muller, A., Schader, C., El-Hage Scialabba, N., Brüggemann, J., Isensee, A., Erb, K.-H., Smith, P., Klocke, P., Leiber, F., Stolze, M., Niggli, U., 2017. Strategies for feeding the world more sustainably with organic agriculture. Nature Communications 8, 1290. https://doi.org/10.1038/s41467-017-01410-w

Müller, M.M., 2021. Waldbrand-Dokumentation und Analyse von durch Blitzschlag ausgelösten Waldbränden als Beitrag für ein integriertes System zur Abschätzung der Waldbrandgefahr in Österreich. Universität der Bodenkultur Wien, Wien.

Müller, T., Riehle, J., Li, Z., Schlegel, Z., von Schenck zu Schweinsberg, M., Sabahi, H., Schulz, R., 2007. Leguminosenkörnerschrote und andere vegetabile Dünger im Ökologischen Gemüsebau, in: 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau. Presented at the 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Zwischen Tradition und Globalizierung, Dr. Köster Berlin, Hohenheim.

Münster, E., Rüger, H., Ochsmann, E., Letzel, S., Toschke, A.M., 2009. Over-indebtedness as a marker of socioeconomic status and its association with obesity: a cross-sectional study. BMC Public Health 9, 286. https://doi.org/10.1186/1471-2458-9-286

Musonda, F., Millinger, M., Thrän, D., 2020. Greenhouse Gas Abatement Potentials and Economics of Selected Biochemicals in Germany. Sustainability 12, 2230. https://doi.org/10.3390/su12062230

Nabuurs, G.-J., Delacote, P., Ellison, D., Hanewinkel, M., Hetemäki, L., Lindner, M., 2017. By 2050 the Mitigation Effects of EU Forests Could Nearly Double through Climate Smart Forestry. Forests 8, 484. https://doi.org/10.3390/f8120484

Nabuurs, G.-J., Delacote, P., Ellison, D., Hanewinkel, M., Lindner, M., Nisbet, M., Ollikainen, M., Savaresi ·, A., 2015. A new role for the forests and the forest sector in the EU post-2020 climate targets., From Science to Policy. EFI, Joensuu.

Nanda, S., Mohammad, J., Reddy, S.N., Kozinski, J.A., Dalai, A.K., 2014. Pathways of lignocellulosic biomass conversion to renewable fuels. Biomass Conversion & Biorefinery 4, 157–191. https://doi.org/10.1007/s13399-013-0097-z

Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina, 2013. Bioenergie – Möglichkeiten und Grenzen. Halle (Saale). https://www.leopoldina.org/uploads/tx_leopublication/2013_06_Stellungnahme_Bioenergie_DE.pdf, letzter Zugriff 04.03.2024

Nawaz, M.F., Bourrié, G., Trolard, F., 2013. Soil compaction impact and modelling. A review. Agronomy of Sustainable Developement 33, 291–309. https://doi.org/10.1007/s13593-011-0071-8

Niamir, L., Ivanova, O., Filatova, T., Voinov, A., Bressers, H., 2020. Demand-side solutions for climate mitigation: Bottom-up drivers of household energy behavior change in the Netherlands and Spain. Energy Research & Social Science 62, 101356. https://doi.org/10.1016/j.erss.2019.101356

Niggli, U., Earley, J., Ogorzalek, K., 2007. Organic Agriculture and Environmental Stability Of the Food Supply. Vortrag at: International Conference on Organic Agriculture and Food Security, Rome, Italy, May 3–5, 2007. https://www.orgprints.org/id/eprint/10752/

Niggli, U., Fließbach, A., Hepperly, P., Scialabba, N., 2009. Low Greenhouse Gas Agriculture: Mitigation and Adaptation Potential of Sustainable Farming Systems. [WWW Document]. https://orgprints.org/15690/1/niggli-etal-2009-lowgreenhouse.pdf (accessed 5.14.20).

Nyborg, K., Anderies, J.M., Dannenberg, A., Lindahl, T., Schill, C., Schluter, M., Adger, W.N., Arrow, K.J., Barrett, S., Carpenter, S., Chapin, F.S., Crepin, A.-S., Daily, G., Ehrlich, P., Folke, C., Jager, W., Kautsky, N., Levin, S.A., Madsen, O. J., Polasky, S., Scheffer, M., Walker, B., Weber, E.U., Wilen, J., Xepapadeas, A., de Zeeuw, A., 2016. Social norms as solutions. Science 354, 42–43. https://doi.org/10.1126/science.aaf8317

Obersteiner, G., Luck, S., 2020. Lebensmittelabfälle in Österreichischen Haushalten: Status Quo. Universität für Bodenkultur, Wien.

Obersteiner, G., Pilz, H., 2020. Lebensmittel – Verpackungen – Nachhaltigkeit: Ein Leitfaden für Verpackungshersteller, Lebensmittelverarbeiter, Handel, Politik & NGOs (Entstanden aus den Ergebnissen des Forschungsprojekts „STOP waste – SAVE food"). OeGE, Wien.

Obersteiner, G., Sacher, C., 2019. Improve your loss ratio and #reducefoodwaste – Guideline for the Food Service sector 2019 (Guidelines). STREFOWA.

O'Brien, L., Schuck, A., Fraccaroli, C., E. Pötzelsberger, E., Winkel, G., Lindner, M., 2021. Protecting old-growth forests in Europe – a review of scientific evidence to inform policy implementation. Final report. European Forest Institute, Platz der Vereinten Nationen 7, 53113 Bonn, Germany. https://doi.org/10.36333/rs1e

OECD, FAO, 2019. OECD-FAO Agricultural Outlook 2019–2028, OECD-FAO Agricultural Outlook. OECD. https://doi.org/10.1787/agr_outlook-2019-en

Oettel, J., Lapin, K., 2021. Linking forest management and biodiversity indicators to strengthen sustainable forest management in Europe.

Ecological Indicators 122, 107275. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107275
Oettel, J., Lapin, K., Kindermann, G., Steiner, H., Schweinzer, K.-M., Frank, G., Essl, F., 2020. Patterns and drivers of deadwood volume and composition in different forest types of the Austrian natural forest reserves. Forest Ecology and Management 463, 118016. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118016
ÖGE, 2020. 10 Ernährungsregeln der ÖGE. [WWW Document]. Österreichische Gesellschaft für Ernährung. https://www.oege.at/index.php/bildung-information/empfehlungen, letzter Zugriff 08.08.2022
Oliver, C.D., Larson, B.C., 1990. Forest stand dynamics. McGraw-Hill Inc.
Oliver, C.D., Nassar, N.T., Lippke, B.R., McCarter, J.B., 2014. Carbon, Fossil Fuel, and Biodiversity Mitigation With Wood and Forests. Journal of Sustainable Forestry 33, 248–275. https://doi.org/10.1080/10549811.2013.839386
Olonscheck, M., Holsten, A., Kropp, J.P., 2011. Heating and cooling energy demand and related emissions of the German residential building stock under climate change. Energy Policy 39, 4795–4806. https://doi.org/10.1016/j.enpol.2011.06.041
Olsson, L., Barbosa, H., Bhadwal, S., Cowie, A., 2019. Chapter 4: Land Degradation – IPCC Special Report on Climate Change and Land. https://www.ipcc.ch/srccl/chapter/chapter-4/ (accessed 7.2.21).
ÖROK, 2018. Raumordnung in Österreich und Bezüge zur Raumentwicklung und Regionalpolitik, Schriftenreihe/Österreichische Raumordnungskonferenz. Österreichische Raumordnungskonferenz (ÖROK), Wien.
Osterburg, B. (Ed.), 2007. Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer: eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, Landbauforschung Völkenrode Sonderheft. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Braunschweig.
Osterburg, B., Kätsch, S., Wolff, A., 2013. Szenarioanalysen zur Minderung von Treibhausgasemissionen der deutschen Landwirtschaft im Jahr 2050. Johann Heinrich von Thünen-Institut.
Österreichisches Umweltzeichen, 2018. Richtlinie UZ 200. Tourismus und Freizeitwirtschaft „201 Beherbergungsbetriebe“ „202 Gastronomiebetriebe“ „203 Eventcatering und Party-Service“ „204 Gemeinschaftsverpflegung“ („205 Campingplätze“) „206 Schutzhütten“ „207 Tagungs- und Eventlokalitäten“ „208 Museen und Ausstellungshäuser“. Version 7.0.
Panagea, I.S., Berti, A., Čermak, P., Diels, J., Elsen, A., Kusá, H., Piccoli, I., Poesen, J., Stoate, C., Tits, M., Zoth, Z., Wyseure, G, 2021. Soil Water Reten on as Affected by Management Induced Changes of Soil Organic Carbon: Analysis of Long-Term Experiments in Europe. Land 2021, 10, 1362. https://doi.org/10.3390/land10121362
Pasztor, F., Matulla, C., Zuvela-Aloise, M., Rammer, W., Lexer, M.J., 2015. Developing predictive models of wind damage in Austrian forests. Annals of Forest Science 72, 289–301. https://doi.org/10.1007/s13595-014-0386-0
Pattberg, P.H., 2005. The Forest Stewardship Council: Risk and Potential of Private Forest Governance. The Journal of Environment & Development 14, 356–374. https://doi.org/10.1177/1070496505280062
Pendrill, F., Persson, U. M., Godar, J., Kastner, T., Moran, D., Schmidt, S., Wood, R., 2019. Agricultural and forestry trade drives large share of tropical deforestation emissions. Global environmental change, 56, 1–10. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2019.03.002
Paustian, K., Lehmann, J., Ogle, S., Reay, D., Robertson, G.P., Smith, P., 2016. Climate-smart soils. Nature 532, 49–57. https://doi.org/10.1038/nature17174
Perini, K., Bazzocchi, F., Croci, L., Magliocco, A., Cattaneo, E., 2017. The use of vertical greening systems to reduce the energy demand for air conditioning. Field monitoring in Mediterranean climate. Energy and Buildings 143, 35–42. https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2017.03.036
Philippidis, G., Bartelings, H., Helming, J., M'barek, R., Smeets, E., Van Meijl, H., 2018. The Good, the Bad and the Uncertain: Bioenergy Use in the European Union. Energies 11, 2703. https://doi.org/10.3390/en11102703
Piemonte, V., Gironi, F., 2012. Bioplastics and GHGs Saving: The Land Use Change (LUC) Emissions Issue. Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects 34, 1995–2003. https://doi.org/10.1080/15567036.2010.497797
Pittau, F., Lumia, G., Heeren, N., Iannaccone, G., Habert, G., 2019. Retrofit as a carbon sink: The carbon storage potentials of the EU housing stock. Journal of Cleaner Production 214, 365–376. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.304
Pittelkow, C.M., Linquist, B.A., Lundy, M.E., Liang, X., van Groenigen, K.J., Lee, J., van Gestel, N., Six, J., Venterea, R.T., van Kessel, C., 2015. When does no-till yield more? A global meta-analysis. Field Crops Research 183, 156–168. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2015.07.02
Pladerer, C., Hietler, P., 2019. Abfallvermeidung in der österreichischen Lebensmittelproduktion. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft 71, 238–245. https://doi.org/10.1007/s00506-019-0578-9
Plumb, A., Downing, P., Parry, A., 2013. Consumer attitudes to food waste and food packaging. Icaro Consulting and WRA.
Poeplau, C., Don, A., 2015. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – A meta-analysis. Agriculture, Ecosystems & Environment 200, 33–41. https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.024
Poeplau, C., Don, A., Vesterdal, L., Leifeld, J., Van Wesemael, B.A.S., Schumacher, J., Gensior, A., 2011. Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone – carbon response functions as a model approach. Global Change Biology 17, 2415–2427. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02408.x
Pommerening, A., Murphy, S.T., 2004. A review of the history, definitions and methods of continuous cover forestry with special attention to afforestation and restocking. Forestry 77, 27–44. https://doi.org/10.1093/forestry/77.1.27
Poore, J., Nemecek, T., 2018. Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. Science 360, 987–992. https://doi.org/10.1126/science.aaq0216
Popp, A., Lotze-Campen, H., Bodirsky, B., 2010. Food consumption, diet shifts and associated non-CO2 greenhouse gases from agricultural production. Global Environmental Change 20, 451–462. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2010.02.001
Powlson, D.S., Stirling, C.M., Jat, M.L., Gerard, B.G., Palm, C.A., Sanchez, P.A., Cassman, K.G., 2014. Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. Nature Climate Change 4, 678–683. https://doi.org/10.1038/nclimate2292
Pozo, C., Galán-Martín, Á., Reiner, D.M., Mac Dowell, N., Guillén-Gosálbez, G., 2020. Equity in allocating carbon dioxide removal quotas. Nature Climate Change 10, 640–646. https://doi.org/10.1038/s41558-020-0802-4
Pretzsch, H., 2010. Forest Dynamics, Growth and Yield: From Measurement to Model. Springer Verlag.
Pröll, G., Darabant, A., Gratzer, G., Katzensteiner, K., 2015. Unfavourable microsites, competing vegetation and browsing restrict post-disturbance tree regeneration on extreme sites in the Northern Calcareous Alps. European Journal of Forest Research 134, 293–308. https://doi.org/10.1007/s10342-014-0851-1
Quested, T.E., Parry, A.D., Easteal, S., Swannell, R., 2011. Food and drink waste from households in the UK. Nutrition Bulletin 36, 460–467. https://doi.org/10.1111/j.1467-3010.2011.01924.x
Ramachandran Nair, P.K., Mohan Kumar, B., Nair, V.D., 2009. Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 172, 10–23. https://doi.org/10.1002/jpln.200800030

Ramage, M.H., Burridge, H., Busse-Wicher, M., Fereday, G., Reynolds, T., Shah, D.U., Wu, G., Yu, L., Fleming, P., Densley-Tingley, D., Allwood, J., Dupree, P., Linden, P.F., Scherman, O., 2017. The wood from the trees: The use of timber in construction. Renewable and Sustainable Energy Reviews 68, 333–359. https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.09.107

Rasse, D.P., Rumpel, C., Dignac, M.-F., 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. Plant Soil 269, 341–356. https://doi.org/10.1007/s11104-004-0907-y

Rebolledo-Leiva, R., Angulo-Meza, L., Iriarte, A., Gonzalez-Araya, M., 2017. Joint carbon footprint assessment and data envelopment analysis for the reduction of greenhouse gas emissions in agriculture production. Science of The Total Environment 593, 36–46. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.147

Reckmann, K., Blank, R., Traulsen, I., Krieter, J., 2016. Comparative life cycle assessment (LCA) of pork using different protein sources in pig feed. Archives Animal Breeding 59, 27–36. https://doi.org/10.5194/aab-59-27-2016

Reeg, T., 2010. Moderne Agroforstsysteme mit Wertholzbäumen als Option der Landnutzung in Deutschland: Naturschutz, Landschaftsbild und Akzeptanz (Inaugural-Dissertation zur Erlangung der Doktorwürde der Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Brsg.). Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Brsg, Freiburg im Breisgau.

Reichardt, M., Jürgens, C., Klöble, U., Hüter, J., Moser, K., 2009. Dissemination of precision farming in Germany: acceptance, adoption, obstacles, knowledge transfer and training activities. Precision Agriculture 10, 525. https://doi.org/10.1007/s11119-009-9112-6

Reimoser, F., 2018. Wildschadensproblem und Forst-Jagd-Konflikt im Alpenraum – Hintergründe, Entwicklungen, Perspektiven, in: Jahrbuch Des Vereins Zum Schutz Der Bergwelt. pp. 61–116.

Reimoser, F., Reimoser, S., 2020. Zur räumlich-zeitlichen Lenkung von Wildtieren in der Kulturlandschaft./On the spatial-temporal steering of wildlife in the cultural landscape., in: Beiträge Zur Jagd- Und Wildforschung. pp. 225–242.

Reinwald, F., Ring, Z., Kraus, F., Kainz, A., Tötzer, T., Damyanovic, D., 2019. Green Resilient City – A framework to integrate the Green and Open Space Factor and climate simulations into everyday planning to support a green and climate-sensitive landscape and urban development. IOP Conf. Ser.: Earth and Environmental Sciences 323, 012082. https://doi.org/10.1088/1755-1315/323/1/012082

Roggendorf, W., 2019. Verringerung von Treibhausgas- und Ammoniakemissionen – Fördereffekte im Schwerpunktbereich 5D : Landesprogramm ländlicher Raum (LPLR) in Schleswig-Holstein 2014 bis 2020. Johann Heinrich von Thünen-Institut.

Romero, C., Sills, E.O., Guariguata, M.R., Cerutti, P.O., Lescuyer, G., Putz, F.E., 2017. Evaluation of the impacts of Forest Stewardship Council (FSC) certification of natural forest management in the tropics: a rigorous approach to assessment of a complex conservation intervention. International Forestry Review 19, 36–49. https://doi.org/10.1505/146554817822295902

Ronzon, T., M'Barek, R., 2018. Socioeconomic Indicators to Monitor the EU's Bioeconomy in Transition. Sustainability 10, 1745. https://doi.org/10.3390/su10061745

Rumpel, C., Amiraslani, F., Chenu, C., Garcia Cardenas, M., Kaonga, M., Koutika, L.S., Ladha, J., Madari, B., Shirato, Y., Smith, P., Soudi, B., Soussana, J.F., Whitehead, D., Wollenberg, E., 2020. The 4p1000 initiative: Opportunities, limitations and challenges for implementing soil organic carbon sequestration as a sustainable development strategy. Ambio 49, 350–360. https://doi.org/10.1007/s13280-019-01165-2

Rumpel, C., Lehmann, J., Chabbi, A., 2018. Boost soil carbon for food and climate. Nature 553, 27–27.

Rupp, J., Bluhm, H., Hirschl, B., Grundmann, P., Mayer-Aurich, A., Huwe, V., Luxen, P., 2020. Nachhaltige Bioökonomie in Brandenburg Biobasierte Wertschöpfung – regional und innovativ. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz des Landes Brandenburg, Potsdam.

Russ, W., 2019. Mehr als 4 Millionen Hektar Wald in Österreich. BFW-Praxisinfo 50, 3–7.

Rust, P., Hasenegger, V., König, J., 2017. Österreichischer Ernährungsbericht 2017.

Sainju, U.M., Jabro, J., Stefens, W.B., 2008. Soil carbon dioxide emission and carbon content as affected by irrigation, tillage, cropping system, and nitrogen fertilization. Journal of environmental quality 98–106. https://doi.org/10.2134/jeq2006.0392

Sajeev, E.P.M., Amon, B., Ammon, C., Zollitsch, W., Winiwarter, W., 2018. Evaluating the potential of dietary crude protein manipulation in reducing ammonia emissions from cattle and pig manure: A meta-analysis. Nutr Cycl Agroecosyst 110, 161–175. https://doi.org/10.1007/s10705-017-9893-3

Sanchez, D.L., Callaway, D.S., 2016. Optimal scale of carbon-negative energy facilities. Applied Energy 170, 437–444. https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.02.134

Sanderman, J., Creamer, C., Baisden, W. T., Farrell, M., Fallon, S., 2017. Greater soil carbon stocks and faster turnover rates with increasing agricultural productivity. Soil 3, 1–16. https://doi.org/10.5194/soil-3-1-2017

Sanders, J., Heß, J., 2019. Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft, in: Thünen Report. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Germany, p. 398. https://doi.org/10.3220/REP1547040572000

Sandström, V., Valin, H., Krisztin, T., Havlik, P., Herrero, M., Kastner, T., 2018. The role of trade in the greenhouse gas footprints of EU diets. Global Food Security 19, 48–55. https://doi.org/10.1016/j.gfs.2018.08.007

Sanz-Cobena, A., Lassaletta, L., Estelles, F., Del Prado, A., Guardia, G., Abalos, D., Aguilera, E., Pardo, G., Vallejo, A., Sutton, M., Garnier, J., Billen, G., 2014. Yield-scaled mitigation of ammonia emission from N fertilization: the Spanish case. Environmental Research Letters 9. https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/12/125005

SAPEA, Science Advice for Policy by European Academies, 2020. A sustainable food system for the European Union A systematic review of the European policy ecosystem. Berlin: SAPEA.

Sasu-Boakye, Y., Cederberg, C., Wirsenius, S., 2014. Localising livestock protein feed production and the impact on land use and greenhouse gas emissions. Animal 8, 1339–1348. https://doi.org/10.1017/S1751731114001293

Sathre, R., O'Connor, J., 2010. Meta-analysis of greenhouse gas displacement factors of wood product substitution. Environmental Science & Policy 13, 104–114. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2009.12.005

Schadauer, K., 2022. Auswertung der Österreichischen Waldinventur 2016/21.

Schader, C., Jud, K., Meier, M.S., Kuhn, T., Oehen, B., Gattinger, A., 2014. Quantification of the effectiveness of greenhouse gas mitigation measures in Swiss organic milk production using a life cycle assessment approach. Journal of Cleaner Production 73, 227–235. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.11.077

Schader, C., Muller, A., Scialabba, N.E.-H., Hecht, J., Isensee, A., Erb, K.-H., Smith, P., Makkar, H.P.S., Klocke, P., Leiber, F., Schwegler, P., Stolze, M., Niggli, U., 2015. Impacts of feeding less food-competing feedstuffs to livestock on global food system sustainability. Journal of The Royal Society Interface 12, 20150891. https://doi.org/10.1098/rsif.2015.0891

Schelker, J., Singer, G.A., Ulseth, A.J., Hengsberger, S., Battin, T.J., 2016. CO2 evasion from a steep, high gradient stream network: importance of seasonal and diurnal variation in aquatic pCO2 and gas transfer. Limnology and Oceanography 61, 1826–1838. https://doi.org/10.1002/lno.10339

Scherhaufer, S., Moates, G., Hartikainen, H., Waldron, K., Obersteiner, G., 2018. Environmental impacts of food waste in Europe. Waste Management 77, 98–113. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.038

Schiller, G., Ortlepp, R., Krauß, N., Steger, S., Schütz, H., Acosta Fernández, J., Reichenbach, J., Wagner, J., Baumann, J., 2015. Kartierung des anthropogenen Lagers in Deutschland zur Optimierung der Sekundärrohstoffwirtschaft (No. 002211). Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

Schindlbacher, A., Heinzle, J., Gollobich, G., Wanek, W., Michel, K., Kitzler, B., 2022. Soil greenhouse gas fluxes in floodplain forests of the Danube National Park: effects of flooding and soil microclimate. Biogeochemistry 159, 193–213. https://doi.org/10.1007/s10533-022-00921-z

Schipfer, F., Kranzl, L., Leclère, D., Sylvain, L., Forsell, N., Valin, H., 2017. Advanced biomaterials scenarios for the EU28 up to 2050 and their respective biomass demand. Biomass and Bioenergy 96, 19–27. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2016.11.002

Schlatter, N., Haslmayr, H.-P., Sandén, T., Baumgarten, A., Spiegel, H., 2015. Auswirkungen von landwirtschaftlicher Bodenbewirtschaftung auf Bodenqualität, Erträge und THG Emissionen in Europa – Effects of agricultural management practices on soil quality, crop yields and GHG emissions in Europe.

Schlatzer, M., Lindenthal, T., 2020. Einfluss von unterschiedlichen Ernährungsweisen auf Klimawandel und Flächeninanspruchnahme in Österreich und Übersee (DIETCCLU). (Endbericht von StartClim2019.B in StartClim2019: Weitere Beiträge zur Umsetzung der österreichischen Anpassungsstrategie). BMLFUW, BMWF, ÖBf, Land Oberösterreich.

Schlatzer, M., Lindenthal, T., 2018. 100 % Biolandbau in Österreich – Machbarkeit und Auswirkungen einer kompletten Umstellung auf biologische Landwirtschaft in Österreich auf die Ernährungssituation sowie auf ökologische und volkswirtschaftliche Aspekte [WWW Document]. https://archiv.muttererde.at/motherearth/uploads/2018/05/FiBL_gWN_-Bericht_-100P-Bio_Finalversion_21Mai18.pdf (accessed 5.14.20).

Schlesinger, W.H., Amundson, R., 2019. Managing for soil carbon sequestration: Let's get realistic. Global Change Biology 25, 386–389. https://doi.org/10.1111/gcb.14478

Schmeer, M., Loges, R., Dittert, K., Senbayram, M., Horn, R., Taube, F., 2014. Legume-based forage production systems reduce nitrous oxide emissions. Soil and Tillage Research 143, 17–25. https://doi.org/10.1016/j.still.2014.05.001

Schmid, E., Kirchner, M., Leclère, D., Schipfer, F., Streicher, G., Schmidt, J., Deppermann, A., Havlík, P., Kranzl, L., 2016. CC2BBE – Vulnerability of a bio-based economy to global climate change impact (Publizierbarer Endbericht No. KR12AC5K01355). ACRP – Austrian Climate Research Program.

Schmidt, A.T., Engelen, B., 2020. The ethics of nudging: An overview. Philosophy Compass 15, e12658. https://doi.org/10.1111/phc3.12658

Schneider, F., Part, F., Böhm, K., Lebersorger, S., Scherhaufer, S., 2012. Sekundärstudie Lebensmittelabfälle in Österreich. Endbericht. Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Vienna.

Schodterer, H., 2011. Verjüngung im österreichischen Wald: Defizite im Schutzwald. BFW-Praxisinfo 24, 10–14.

Schodterer, H., Kainz, C., 2022. Bundesweites Wildeinflussmonitoring 2019–2021 – Ergebnisse der WEM-Periode 6. BFW Praxisinformation 55, 69 pp.

Schoeneberger, M., Bentrup, G., de Gooijer, H., Soolanayakanahally, R., Sauer, T., Brandle, J., Zhou, X., Current, D., 2012. Branching out: Agroforestry as a climate change mitigation and adaptation tool for agriculture. Journal of Soil and Water Conservation 67, 128A–136A. https://doi.org/10.2489/jswc.67.5.128A

Schranzhofer, A., Rockenbauer, R., Tragner, F., Hala, V., 2015. Vermeidung von Lebensmittelabfall in Gastronomie, Beherbergung und Großküchen. Tatwort Nachhaltige Projekte GmbH, Universität für Bodenkultur/Institut für Abfallwirtschaft, Envicient OG, Wien.

Schrumpf, M., Kaiser, K., Schulze, E.-D., 2014. Soil Organic Carbon and Total Nitrogen Gains in an Old Growth Deciduous Forest in Germany. PloS One 9, e89364.

Schultz, D., Isenhart, T., Long, L.A., 2019. Chapter 5: Riparian & Upland Forest Buffers, in: Gold, M., Hemmelgarn, G., Ormsby-Mori, G., Todd, C. (Eds.), Training Manual for Applied Agroforestry Practices. The Center for Agroforestry, University of Missouri, Missouri.

Schuster, J.L., 1964. Root Development of Native Plants Under Three Grazing Intensities. Ecology 45, 63. https://doi.org/10.2307/1937107

Schütz, J.-P., Götz, M., Schmid, W., Mandallaz, D., 2006. Vulnerability of spruce (Picea abies) and beech (Fagus sylvatica) forest stands to storms and consequences for silviculture. European Journal of Forest Research 125, 291–302. https://doi.org/10.1007/s10342-006-0111-0

Schwarzbauer, P., Rametsteiner, E., 2001. The impact of SFM-certification on forest product markets in Western Europe – an analysis using a forest sector simulation model. Forest Policy and Economics 2, 241–256. https://doi.org/10.1016/S1389-9341(01)00029-6

Schwarzbauer, P., Stern, T., 2010. Energy vs. material: Economic impacts of a „wood-for-energy scenario" on the forest-based sector in Austria – A simulation approach. Forest Policy and Economics, Forest sector models and their application 12, 31–38. https://doi.org/10.1016/j.forpol.2009.09.004

Schwödt, S., Obersteiner, G., 2019. Erste Hilfe für Lebensmittel – Konsumentenorientierte Vermeidungsmaßnahmen entwickeln, umsetzen und evaluieren. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft 71, 263–272. https://doi.org/10.1007/s00506-019-0576-y

Scialabba, N.E.-H., Müller-Lindenlauf, M., 2010. Organic agriculture and climate change. Renewable Agriculture and Food Systems 25, 158–169. https://doi.org/10.1017/S1742170510000116

Seidl, R., Rammer, W., Jäger, D., Currie, W.S., Lexer, M.J., 2007. Assessing trade-offs between carbon sequestration and timber production within a framework of multi-purpose forestry in Austria. Forest Ecology and Management, Meeting the challenges of process-oriented management. Forest Ecology and Management 248, 64–79. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.02.035

Seidl, R., Rammer, W., Lexer, M.J., 2011. Adaptation options to reduce climate change vulnerability of sustainable forest management in the Austrian Alps. Canadian Journal of Forest Research 41, 694–706. https://doi.org/10.1139/x10-235

Seidl, R., Schelhaas, M., Lindner, M., Lexer, M., 2009. Modelling bark beetle disturbances in a large scale forest scenario model to assess climate change impacts and evaluate adaptive management strategies. Regional Environmental Change 9, 101–119. https://doi.org/10.1007/s10113-008-0068-2

Seidl, R., Schelhaas, M.-J., Rammer, W., Verkerk, P.J., 2014. Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. Nature Climate Change 4, 806–810. https://doi.org/10.1038/nclimate2318

Sekot, W., Toscani, P., 2017. Ergänzung der einzelbetrieblichen Auswertungen im Testbetriebsnetz des Kleinwaldes und Unterlagen für Betriebsvergleiche. Bundesministerium für Land- und Forsatwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.

Senf, C., Sebald, J., Seidl, R., 2021. Increasing canopy mortality affects the future demographic structure of Europe's forests. ONE EARTH 4, 749–755. https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.04.008

Setti, M., Falasconi, L., Segrè, A., Cusano, I., Vittuari, M., 2016. Italian consumers' income and food waste behavior. British Food Journal 118, 1731–1746. https://doi.org/10.1108/BFJ-11-2015-0427

Severnini, E., 2019. The unintended impact of ecosystem preservation on greenhouse gas emissions: Evidence from environmental cons-

traints on hydropower development in the United States. PLOS ONE 14, e0210483. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0210483

Shao, W., Liu, J., Yang, Zhiyong, Yang, Zhaohui, Yu, Y., Li, W., 2018. Carbon Reduction Effects of Sponge City Construction: A Case Study of the City of Xiamen. Energy Procedia, Cleaner Energy for Cleaner Cities 152, 1145–1151. https://doi.org/10.1016/j.egypro.2018.09.145

Siracusa, V., Rosa, M.D., 2018. Sustainable Packaging, in: Galanakis, C.M. (Ed.), Sustainable Food Systems from Agriculture to Industry. Academic Press, pp. 275–307. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811935-8.00008-1

Sitaula, B.K., Hansen, S., Sitaula, J.I.B., Bakken, L.R., 2000. Effects of soil compaction on N2O emission in agricultural soil. Chemosphere – Global Change Science 2, 367–371. https://doi.org/10.1016/S1465-9972(00)00040-4

Six, J., Ogle, S.M., Jay Breidt, F., Conant, R.T., Mosier, A.R., Paustian, K., 2004. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. Global Change Biology 10, 155–160. https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00730.x

Smith, P., 2016. Soil carbon sequestration and biochar as negative emission technologies. Global Change Biology 22, 1315–1324. https://doi.org/10.1111/gcb.13178

Smith, P., Adams, J., Beerling, D.J., Beringer, T., Calvin, K.V., Fuss, S., Griscom, B., Hagemann, N., Kammann, C., Kraxner, F., Minx, J.C., Popp, A., Renforth, P., Vicente Vicente, J.L., Keesstra, S., 2019. Land-Management Options for Greenhouse Gas Removal and Their Impacts on Ecosystem Services and the Sustainable Development Goals. Annual Review of Environment and Resources 44, 255–286. https://doi.org/10.1146/annurev-environ-101718-033129

Smith, P., Davis, S.J., Creutzig, F., Fuss, S., Minx, J., Gabrielle, B., Kato, E., Jackson, R.B., Cowie, A., Kriegler, E., Vuuren, D.P. van, Rogelj, J., Ciais, P., Milne, J., Canadell, J.G., McCollum, D., Peters, G., Andrew, R., Krey, V., Shrestha, G., Friedlingstein, P., Gasser, T., Gruebler, A., Heidug, W.K., Jonas, M., Jones, C.D., Kraxner, F., Littleton, E., Lowe, J., Moreira, J.R., Nakicenovic, N., Obersteiner, M., Patwardhan, A., Rogner, M., Rubin, E., Sharifi, A., Torvanger, A., Yamagata, Y., Edmonds, J., Cho, Y., 2016. Biophysical and economic limits to negative CO2 emissions. Nature Climate Change 6, 42–50. https://doi.org/10.1038/NCLIMATE2870

Smith, J., Pearce, B.D., Wolfe, M.S., 2013. Reconciling productivity with protection of the environment: Is temperate agroforestry the answer? Renewable Agriculture and Food Systems 28, 80-92. https://doi.org/10.1017/S1742170511000585

Smith, J., Pearce, B.D., Wolfe, M.S., 2012. A European perspective for developing modern multifunctional agroforestry systems for sustainable intensification. Renewable Agriculture and Food Systems 27, 323-332. https://doi.org/10.1017/S1742170511000597

Söderholm, P., Lundmark, R., 2009. The development of forest-based biorefineries: implications for market behavior and policy. Forest Products Journal 59, 6–16.

Soja, G., Kitzler, B., Soja, A.-M., 2014. Emissions of greenhouse gases from Lake Neusiedl, a shallow steppe lake in Eastern Austria. Hydrobiologia 731, 125–138. https://doi.org/10.1007/s10750-013-1681-8

Soto, I., Barnes, A., Balafoutis, A., Beck, B., Eory, V., Fountas, S., Gómez-Barbero, M., Sánchez, B., Van der Wal, T., Vangeyte, J., European Commission, Joint Research Centre, 2019. The contribution of precision agriculture technologies to farm productivity and the mitigation of greenhouse gas emissions in the EU.

Soussana, J.-F., Loiseau, P., Vuichard, N., Ceschia, E., Balesdent, J., Chevallier, T., Arrouays, D., 2006. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. Soil Use and Management 20, 219–230. https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2004.tb00362.x

Spanischberger, A., Mitterböck, N., 2015. Boden und Klima – Einflussfaktoren, Daten, Maßnahmen und Anpassungsmöglichkeiten. BMLFUW.

Spiecker, H., Mielikäinen, K., Köhl, M., Skovsgaard, J.P., 1996. Growth Trends in European Forests, Studies from 12 Countries. Springer Berlin, Heidelberg.

Spiegel, H., Sandén, T., Dersch, G., Baumgarten, A., Gründling, R., Franko, U., 2018. Soil Organic Matter and Nutrient Dynamics Following Different Management of Crop Residues at Two Sites in Austria, in: Soil Management and Climate Change. Elsevier, pp. 253–265. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812128-3.00017-3

Spierling, S., Knüpffer, E., Behnsen, H., Mudersbach, M., Krieg, H., Springer, S., Albrecht, S., Herrmann, C., Endres, H.-J., 2018. Bio-based plastics – A review of environmental, social and economic impact assessments. Journal of Cleaner Production 185, 476–491. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.014

Spitzer, J., 2020. Biomass-based Control of the CO2Concentration in the Atmosphere, in: Energy for future Wege zur Klimaneutralität: Enlnnov2020: 16. Symposium Energieinnovation, 12. – 14. Februar 2020 TU Graz, Österreich., Symposium Energieinnovation. Graz, pp. 35–37.

Springmann, M., Godfray, H.C.J., Rayner, M., Scarborough, P., 2016. Analysis and valuation of the health and climate change cobenefits of dietary change. PNAS USA 113, 4146–4151. https://doi.org/10.1073/pnas.1523119113

Springmann, M., Mason-D'Croz, D., Robinson, S., Wiebe, K., Godfray, H.C.J., Rayner, M., Scarborough, P., 2017. Mitigation potential and global health impacts from emissions pricing of food commodities. Nature Climate Change 7, 69–74. https://doi.org/10.1038/nclimate3155

Stafford, W., De Lange, W., Nahman, A., Chunilall, V., Lekha, P., Andrew, J., Johakimu, J., Sithole, B., Trotter, D., 2020. Forestry biorefineries. Renewable Energy 154, 461–475. https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.02.002

Statista, 2022. Convenience Food – Österreich | Statista Marktprognose [WWW Document]. Statista. https://de.statista.com/outlook/cmo/lebensmittel/convenience-food/oesterreich (accessed 8.24.22).

Statistik Austria, 2020. Gesamtenergiebilanz Österreich 1970 bis 2016.

Statistik Austria, 2019. Versorgungsbilanzen [WWW Document]. http://www.statistik.at/web_de/statistiken/wirtschaft/land_und_forstwirtschaft/preise_bilanzen/versorgungsbilanzen/index.html (accessed 7.1.20).

Statistik Austria, 2018. Agrarstrukturerhebung 2016. Statistik Austria, Wien.

Stehfest, E., Bouwman, L., van Vuuren, D.P., den Elzen, M.G.J., Eickhout, B., Kabat, P., 2009. Climate benefits of changing diet. Climatic Change 95, 83–102. https://doi.org/10.1007/s10584-008-9534-6

Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., de Haan, C., 2006. Livestock's long shadow. FAO.

Steinwidder, A., Starz, W., Rohrer, H., Husler, J., Pfister, R., 2018. Milchflächenleistung von Bio-Milchkühen bei Vollweide- oder Silagefütterung im Berggebiet Österreichs. Züchtungskunde 90, 218–239.

Stengel, O., 2011. Suffizienz: Die Konsumgesellschaft in der ökologischen Krise, Wuppertaler Schriften. oekom verlag, Gesellschaft für ökologische Kommunikation mbH, München.

Stenmarck, Å., Jensen, C., Quested, T., Moates, G., Buksti, M., Cseh, B., Juul, S., Parry, A., Politano, A., Redlingshofer, B., Scherhaufer, S., Silvennoinen, K., Soethoudt, H., Zübert, C., Östergren, K., 2016. Estimates of European food waste levels. IVL Swedish Environmental Research Institute. https://edepot.wur.nl/378674, letzter Zugriff 01.02.2021

Stenzel, F., Greve, P., Lucht, W., Tramberend, S., Wada, Y., Gerten, D., 2021. Irrigation of biomass plantations may globally increase water

stress more than climate change. Nature Communications 12, 1512. https://doi.org/10.1038/s41467-021-21640-3

Stern, T., Ledl, C., Braun, M., Hesser, F., Schwarzbauer, P., 2015. Biorefineries' impacts on the Austrian forest sector: A system dynamics approach. Technological Forecasting and Social Change 91, 311–326. https://doi.org/10.1016/j.techfore.2014.04.001

Stingl, R., Zukal, M., Teischinger, A., 2011. Holzbauanteil in Österreich: Statistische Erhebung von Hochbauvorhaben. Universität für Bodenkultur Wien, Wien.

Stoddard, I., Anderson, K., Capstick, S., Carton, W., Joanna, D., Facer, K., Gough, C., Hache, F., Hoolohan, C., Hultman, M., Hällström, N., Kartha, S., Klinsky, S., Kuchler, M., Lövbrand, E., Nasiritousi, N., Newell, P., Peters, G.P., Sokona, Y., Stirling, A., Stilwell, M., Spash, C.L., Williams, M., 2021. Three Decades of Climate Mitigation: Why Haven't We Bent the Global Emissions Curve? Annual Review of Environment and Resources 46. https://doi.org/10.1146/annurev-environ-012220-011104

Stoeglehner, G., Neugebauer, G., Erker, S., Narodoslawsky, M., 2016. Integrated spatial and energy planning: supporting climate protection and the energy turn with means of spatial planning, SpringerBriefs in applied sciences and technology. Springer International Publishing, Cham.

Strefler, J., Amann, T., Bauer, N., Kriegler, E., Hartmann, J., 2018. Potential and costs of carbon dioxide removal by enhanced weathering of rocks. Environmental Research Letters 13, 034010. https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaa9c4

Streicher, G., Kirchner, M., Leclère, D., Schipfer, F., Schmid, E., Deppermann, A., Schmidt, J., 2020. Expanding biomaterial production – potential rebound and side effects, in: NOeG 2020. Presented at the Annual Meeting of the Austrian Economic Association (NOeG) at Vienna University of Economics and Business (WU), Vienna, Austria.

Strimitzer, L., Höher, M., Kalt, G., Bruckner, A., Schmidl, J., 2015. Aktionsplan zur stofflichen Nutzung nachwachsender Rohstoffe – Auf dem Weg zur ressourcenschonenden und biobasierten Wirtschaft. BMLFUW, Wien.

Strimitzer, L., Wlcek, B., Nemestothy, K., 2021. Holzströme in Österreich – Energetische Verwendung, Austrian Energy Agency, Landwirtschaftskammer Österreich. Erstellt im Auftrag des BMK. https://www.klimaaktiv.at/dam/jcr:258af7cd-8539-426e-ab96-13077e6f01bd/Holzstr%C3%B6me_%C3%96sterreich_Energetische_Verwendung_17082021_CI-final.pdf

Sykes, A.J., Macleod, M., Eory, V., Rees, R.M., Payen, F., Myrgiotis, V., Williams, M., Sohi, S., Hillier, J., Moran, D., Manning, D.A.C., Goglio, P., Seghetta, M., Williams, A., Harris, J., Dondini, M., Walton, J., House, J., Smith, P., 2020. Characterising the biophysical, economic and social impacts of soil carbon sequestration as a greenhouse gas removal technology. Global Change Biology 26, 1085–1108. https://doi.org/10.1111/gcb.14844

Tan, Z., Lau, K.K.-L., Ng, E., 2016. Urban tree design approaches for mitigating daytime urban heat island effects in a high-density urban environment. Energy and Buildings, SI: Countermeasures to Urban Heat Island 114, 265–274. https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2015.06.031

Tanneberger, F., Appulo, L., Ewert, S., Lakner, S., Ó Brolcháin, N., Peters, J., Wichtmann, W., 2021. The Power of Nature-Based Solutions: How Peatlands Can Help Us to Achieve Key EU Sustainability Objectives. Advanced Sustainable Systems 5, 2000146. https://doi.org/10.1002/adsu.202000146

Teasdale, J., Coffman, C., Mangum, R., 2007. Potential long-term benefits of no-tillage and organic cropping systems for grain production and soil improvement. Agronomy Journal 99, 1297–1305. https://doi.org/10.2134/agronj2006.0362

Teischinger, A., Kalcher, J., 2016. ERA-NET Wood Wisdom: Cascading Recovered Wood – Verwertbarkeit von Holz aus dem Sekundärwald. Universität für Bodenkultur Wien, Tulln an der Donau.

Teischinger, A., Stingl, R., Stanek, R., 2008. Holzbauanteil in Niederösterreich – Studie und Ansätze zur Erfassung der Wertschöpfung. Lignovisionen 21, 90.

Temperli, C., Stadelmann, G., Thürig, E., Brang, P., 2017. Silvicultural strategies for increased timber harvesting in a Central European mountain landscape. European Journal of Forest Research 136, 493–509. https://doi.org/10.1007/s10342-017-1048-1

Teodoru, C.R., Bastien, J., Bonneville, M.-C., del Giorgio, P.A., Demarty, M., Garneau, M., Hélie, J.-F., Pelletier, L., Prairie, Y.T., Roulet, N.T., Strachan, I.B., Tremblay, A., 2012. The net carbon footprint of a newly created boreal hydroelectric reservoir. Global Biogeochemical Cycles 26. https://doi.org/10.1029/2011GB004187

Thaler, S., Zessner, M., Weigl, M., Rechberger, H., Schilling, K., Kroiss, H., 2015. Possible implications of dietary changes on nutrient fluxes, environment and land use in Austria. Agricultural Systems 136, 14–29. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2015.01.006

Theurl, M.C., 2016. Local Food Systems and Their Climate Impacts: A Life Cycle Perspective, in: Niewöhner, J., Bruns, A., Hostert, P., Krueger, T., Nielsen, J.Ø., Haberl, H., Lauk, C., Lutz, J., Müller, D. (Eds.), Land Use Competition: Ecological, Economic and Social Perspectives, Human-Environment Interactions. Springer International Publishing, Cham, pp. 295–309. https://doi.org/10.1007/978-3-319-33628-2_18

Theurl, M.C., Haberl, H., Erb, K.-H., Lindenthal, T., 2014a. Contrasted greenhouse gas emissions from local versus long-range tomato production. Agronomy of Sustainable Development 34, 593–602. https://doi.org/10.1007/s13593-013-0171-8

Theurl, M.C., Hörtenhuber, S., Markut, T., Lindenthal, T., Wirz, A., 2014b. Food service: climate issues and water demand of meals., in: Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food 2014), San Francisco, California, USA, 8–10 October, 2014. American Center for Life Cycle Assessment, Vashon, USA.

Theurl, M.C., Hörtenhuber, S.J., Lindenthal, T., Palme, W., 2017. Unheated soil-grown winter vegetables in Austria: Greenhouse gas emissions and socio-economic factors of diffusion potential. Journal of Cleaner Production 151, 134–144. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.016

Theurl, M.C., Lauk, C., Kalt, G., Mayer, A., Kaltenegger, K., Morais, T.G., Teixeira, R.F.M., Domingos, T., Winiwarter, W., Erb, K.-H., Haberl, H., 2020. Food systems in a zero-deforestation world: Dietary change is more important than intensification for climate targets in 2050. Science of The Total Environment 735, 139353. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139353

Theurl, M.C., Markut, T., Hörtenhuber, S., Lindenthal, T., 2011. Product-Carbon-Footprint von Lebensmitteln in Österreich: biologisch und konventionell im Vergleich.

Thornton, P.K., Herrero, M., 2010. Potential for reduced methane and carbon dioxide emissions from livestock and pasture management in the tropics. PNAS 107, 19667–19672. https://doi.org/10.1073/pnas.0912890107

Tiefenbacher, A., Sandén, T., Haslmayr, H.-P., Miloczki, J., Wenzel, W., Spiegel, H., 2021. Optimizing Carbon Sequestration in Croplands: A Synthesis. Agronomy 11. https://doi.org/10.3390/agronomy11050882

Tiemeyer, B., Albiac Borraz, E., Augustin, J., Bechtold, M., Beetz, S., Beyer, C., Drösler, M., Ebli, M., Eickenscheidt, T., Fiedler, S., Förster, C., Freibauer, A., Giebels, M., Glatzel, S., Heinichen, J., Hoffmann, M., Höper, H., Jurasinski, G., Leiber-Sauheitl, K., Peichl-Brak, M., Roßkopf, N., Sommer, M., Zeitz, J., 2016. High emissions of greenhouse gases from grasslands on peat and other organic soils.

Global Change Biology 22, 4134–4149. https://doi.org/10.1111/gcb.13303

Tiemeyer, B., Freibauer, A., Borraz, E.A., Augustin, J., Bechtold, M., Beetz, S., Beyer, C., Ebli, M., Eickenscheidt, T., Fiedler, S., Förster, C., Gensior, A., Giebels, M., Glatzel, S., Heinichen, J., Hoffmann, M., Höper, H., Jurasinski, G., Laggner, A., Leiber-Sauheitl, K., Peichl-Brak, M., Drösler, M., 2020. A new methodology for organic soils in national greenhouse gas inventories: Data synthesis, derivation and application. Ecological Indicators 109, 105838. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105838

Tribouillois, H., Constantin, J., Justes, E., 2018. Cover crops mitigate direct greenhouse gases balance but reduce drainage under climate change scenarios in temperate climate with dry summers. Global Change Biology 24, 2513–2529. https://doi.org/10.1111/gcb.14091

Tuomisto, H.L., Hodge, I.D., Riordan, P., Macdonald, D.W., 2012. Does organic farming reduce environmental impacts? – A meta-analysis of European research. Journal of Environmental Management 112, 309–320. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.018

Ubando, A.T., Felix, C.B., Chen, W.-H., 2020. Biorefineries in circular bioeconomy: A comprehensive review. Bioresource Technology 299, 122585. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122585

Umweltbundesamt, 2020a. Austria's National Inventory Report 2020 – Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol (No. REP-0724). Umweltbundesamt GmbH, Vienna, Austria.

Umweltbundesamt, 2020b. Flächeninanspruchnahme – Entwicklung des jährlichen Bodenverbrauchs in Österreich [WWW Document]. https://www.umweltbundesamt.at/umweltthemen/boden/flaecheninanspruchnahme (accessed 6.22.20).

Umweltbundesamt, 2017. Energie- und Treibhausgas-Szenarien im Hinblick auf 2030 und 2050 – Synthesebericht 2017 (No. REP-0628). Umweltbundesamt, Wien.

Umweltbundesamt, 2015. Daten zur Umwelt. Umwelt, Haushalte und Konsum.

UNECE, 2015. Framework Code for Good Agricultural Practice for Reducing Ammonia Emissions. United Nations Economic Commission for Europe

UN, 2019. Global Sustainable Development Report 2019: The Future is Now – Science for Achieving Sustainable Development. Independent Group of Scientists appointed by the Secretary-General, New York.

Unseld, R., Reppin, N., Eckstein, K., Zehlius-Eckert, W., Hoffmann, H., Huber, T., 2011. Leitfaden Agroforstsysteme. Möglichkeiten zur naturschutzgerechten Etablierung von Agroforstsystemen. BfN (Bundesamt für Naturschutz).

Valkama, E., Kunypiyaeva, G., Zhapayev, R., Karabayev, M., Zhusupbekov, E., Perego, A., Schillaci, C., Sacco, D., Moretti, B., Grignani, C., Acutis, M., 2020. Can conservation agriculture increase soil carbon sequestration? A modelling approach. Geoderma 369, 114298. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114298

van den Bergh, T., Körner, C., Hiltbrunner, E., 2018. Alnus shrub expansion increases evapotranspiration in the Swiss Alps. Regional Environmental Change 18, 1375–1385. https://doi.org/10.1007/s10113-017-1246-x

van der Ven, H., Cashore, B., 2018. Forest certification: the challenge of measuring impacts. Current Opinion in Environmental Sustainability, Environmental change issues 2018 32, 104–111. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.06.001

van Geffen, L., van Herpen, E., van Trijp, H., 2016. Causes & Determinants of Consumers Food Waste. A theoretical framework. Wageningen UR.

van Hal, O., de Boer, I.J.M., Muller, A., de Vries, S., Erb, K.-H., Schader, C., Gerrits, W.J.J., van Zanten, H.H.E., 2019. Upcycling food leftovers and grass resources through livestock: Impact of livestock system and productivity. Journal of Cleaner Production 219, 485–496. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.329

Van Oost, K., Six, J., 2023. Reconciling the paradox of soil organic carbon erosion by water. Biogeosciences 20, 635–646. https://doi.org/10.5194/bg-20-635-2023

van Vuuren, D.P., Stehfest, E., Gernaat, D.E.H.J., van den Berg, M., Bijl, D.L., de Boer, H.S., Daioglou, V., Doelman, J.C., Edelenbosch, O.Y., Harmsen, M., Hof, A.F., van Sluisveld, M.A.E., 2018. Alternative pathways to the 1.5 °C target reduce the need for negative emission technologies. Nature Climate Change 8, 391–397. https://doi.org/10.1038/s41558-018-0119-8

Van Wesemael, D., Vandaele, L., Ampe, B., Cattrysse, H., Duval, S., Kindermann, M., Fievez, V., De Campeneere, S., Peiren, N., 2019. Reducing enteric methane emissions from dairy cattle: Two ways to supplement 3-nitrooxypropanol. Journal of Dairy Science 102, 1780–1787. https://doi.org/10.3168/jds.2018-14534

Van Zwieten, L., Kimber, S., Morris, S., Chan, K.Y., Downie, A., Rust, J., Joseph, S., Cowie, A., 2010. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. Plant and Soil 327, 235–246. https://doi.org/10.1007/s11104-009-0050-x

Vandenbergh, M.P., Dietz, T., Stern, P.C., 2011. Time to try carbon labelling. Nature Climate Change 1, 4–6. https://doi.org/10.1038/nclimate1071

VDLUFA, 2014. Standpunkt Humusbilanzierung – Eine Methode zur Analyse und Bewertung der Humusversorgung von Ackerland. 21.

Venkata Mohan, S., Modestra, J.A., Amulya, K., Butti, S.K., Velvizhi, G., 2016. A Circular Bioeconomy with Biobased Products from CO2 Sequestration. Trends in Biotechnology 34, 506–519. https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2016.02.012

Vink, E.T.H., Davies, S., 2015. Life Cycle Inventory and Impact Assessment Data for 2014 Ingeo™ Polylactide Production. Industrial Biotechnology 11, 167–180. https://doi.org/10.1089/ind.2015.0003

Vita, G., Lundström, J.R., Hertwich, E.G., Quist, J., Ivanova, D., Stadler, K., Wood, R., 2019. The Environmental Impact of Green Consumption and Sufficiency Lifestyles Scenarios in Europe: Connecting Local Sustainability Visions to Global Consequences. Ecological Economics 164, 106322. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.05.002

von Lüpke, B., 2004. Risikominderung durch Mischwälder und naturnaher Waldbau: ein Spannungsfeld. Forstarchiv 75, 43–50.

Voorhees, W.B., Nelson, W.W., Randall, G.W., 1986. Extent and Persistence of Subsoil Compaction Caused by Heavy Axle Loads. Soil Science Society of America Journal 50, 428–433. https://doi.org/10.2136/sssaj1986.03615995005000020035x

Vos, C., Jaconi, A., Jacobs, A., Don, A., 2018. Hot regions of labile and stable soil organic carbon in Germany – Spatial variability and driving factors. Soil 4, 153–167. https://doi.org/10.5194/soil-4-153-2018

Wagner, K.-H., Helmich, K., 2011. Gesundheit, Gesundheitskosten und ausgewogene Ernährung in Österreich. 64.

Wang, H., Chen, W., Shi, J., 2018. Low carbon transition of global building sector under 2- and 1.5-degree targets. Applied Energy 222, 148–157. https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.03.090

Wang, J., Pan, X., Liu, Y., Zhang, X., Xiong, Z., 2012. Effects of biochar amendment in two soils on greenhouse gas emissions and crop production. Plant and Soil 360, 287–298. https://doi.org/10.1007/s11104-012-1250-3

Wang, Q., Li, Y., Alva, A., 2010. Cropping Systems to Improve Carbon Sequestration for Mitigation of Climate Change. Journal of Environmental Protection 01, 207–215. https://doi.org/10.4236/jep.2010.13025

Ward, S.E., Smart, S., Quirk, H.J., Tallowin, J., Mortimer, S., Shiel, R.S., Wilby, A., Bardgett, R., 2016. Legacy effects of grassland

management on soil carbon to depth. Global Change Biology 22, 2929–2938.
Webb, J., Pain, B., Bittman, S., Morgan, J., 2010. The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response – A review. Agriculture, Ecosystems and Environment 137, 39–46. https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.01.00
Weiss, M., Haufe, J., Carus, M., Brandão, M., Bringezu, S., Hermann, B., Patel, M.K., 2012. A Review of the Environmental Impacts of Biobased Materials. Journal of Industrial Ecology 16, S169–S181. https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2012.00468.x
Weiss, P., Braun, M., Fritz, D., Gschwantner, T., Hesser, F., Jandl, R., Kindermann, G., Koller, T., Ledermann, T., Ludvig, A., Pölz, W., Schadauer, K., Schmid, B.F., Schmid, C., Schwarzbauer, P., Weiss, G., 2020. Adaptation for carbon efficient forests and the entire wood value chain (including a policy decision 12173 support tool) – Evaluating pathways supporting the Paris Agreement. Endbericht zum Projekt 12174 CareforParis. Klima- und Energiefonds, Vienna, Austria.
Weiss, P., Schieler, K., Schadauer, K., Radunsky, K., Englisch, M., 2000. Die Kohlenstoffbilanz des österreichischen Waldes und Betrachtungen zum Kyoto-Protokoll, Monographien/Umweltbundesamt. Umweltbundesamt, Wien.
Welkenhuysen, K., Brüstle, A.-K., Bottig, M., Ramírez, A., Swennen, R., Piessens, K., 2016. A techno-economic approach for capacity assessment and ranking of potential options for geological storage of CO2 in Austria. Geol. Belg. 19, 237–249. https://doi.org/10.20341/gb.2016.012
Wellbrock, N., Bolte, A. (Eds.), 2019. Status and Dynamics of Forests in Germany – Results of the National Forest Monitoring. Springer Open.
Werner, C., Schmidt, H.-P., Gerten, D., Lucht, W., Kammann, C., 2018. Biogeochemical potential of biomass pyrolysis systems for limiting global warming to 1.5\hspace0.167em°C. Environmental Research Letters 13, 044036. https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabb0e
Werner, F., Taverna, R., Hofer, P., Richter, K., 2006. Greenhouse Gas Dynamics of an Increased Use of Wood in Buildings in Switzerland. Climatic Change 74, 319–347. https://doi.org/10.1007/s10584-006-0427-2
Werner, F., Taverna, R., Hofer, P., Thürig, E., Kaufmann, E., 2010. National and global greenhouse gas dynamics of different forest management and wood use scenarios: a model-based assessment. Environmental Science & Policy 13, 72–85. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2009.10.004
West, T.O., Post, W.M., 2002. Soil Organic Carbon Sequestration Rates by Tillage and Crop Rotation: A Global Data Analysis. Soil Sci. Soc. Am. J. 66, 1930–1946. https://doi.org/10.2136/sssaj2002.1930
Wichtmann, W., Schröder, C., Joosten, H. (Eds.), 2016. Paludikultur – Bewirtschaftung nasser Moore: Klimaschutz – Biodiversität – regionale Wertschöpfung. Schweizerbart, Stuttgart.
Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobley, E., Lang, B., von Lützow, M., Marin-Spiotta, E., van Wesemael, B., Rabot, E., Ließ, M., Garcia-Franco, N., Wollschläger, U., Vogel, H.-J., Kögel-Knabner, I., 2019. Soil organic carbon storage as a key function of soils – A review of drivers and indicators at various scales. Geoderma 333, 149–162. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026
Willett, W., Rockström, J., Loken, B., Springmann, M., Lang, T., Vermeulen, S., Garnett, T., Tilman, D., DeClerck, F., Wood, A., Jonell, M., Clark, M., Gordon, L.J., Fanzo, J., Hawkes, C., Zurayk, R., Rivera, J.A., Vries, W.D., Sibanda, L.M., Afshin, A., Chaudhary, A., Herrero, M., Agustina, R., Branca, F., Lartey, A., Fan, S., Crona, B., Fox, E., Bignet, V., Troell, M., Lindahl, T., Singh, S., Cornell, S.E., Reddy, K.S., Narain, S., Nishtar, S., Murray, C.J.L., 2019. Food in the Anthropocene: the EAT–Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. The Lancet 393, 447–492. https://doi.org/10.1016/S0140-6736(18)31788-4
Winkler, T., Aschemann, R., 2017. Decreasing Greenhouse Gas Emissions of Meat Products Through Food Waste Reduction. A Framework for a Sustainability Assessment Approach, in: Morone, P., Papendiek, F., Tartiu, V.E. (Eds.), Food Waste Reduction and Valorisation: Sustainability Assessment and Policy Analysis. Springer International Publishing, Cham, pp. 43–67. https://doi.org/10.1007/978-3-319-50088-1_4
Wirz, A., Tennhardt, L., Griese, S., Opielka, M., Peter, S., 2018. Vergleich von ökologischer und konventioneller Landwirtschaft als Beispiel einer vergleichenden Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme.
Wolbart, N., 2019. Treibhausgasemissionen österreichischer Ernährungsweisen im Vergleich. Reduktionspotentiale vegetarischer Optionen (Social Ecology Working Paper 176 Vienna, January 2019).
Wolf, G., 2018. Forstwirtschaft und Holzverarbeitung, Branchen Bericht. Bank Austria, Wien.
Xu, C., Haase, D., Su, M., Yang, Z., 2019. The impact of urban compactness on energy-related greenhouse gas emissions across EU member states: Population density vs physical compactness. Applied Energy 254, 113671. https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.113671
Xue, J., 2017. Photovoltaic agriculture – New opportunity for photovoltaic applications in China. Renewable and Sustainable Energy Reviews 73, 1–9. https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.01.098
Yates, M.R., Barlow, C.Y., 2013. Life cycle assessments of biodegradable, commercial biopolymers – A critical review. Resources, Conservation and Recycling 78, 54–66. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.06.010
Young, W., Russell, S.V., Robinson, C.A., Barkemeyer, R., 2017. Can social media be a tool for reducing consumers' food waste? A behaviour change experiment by a UK retailer. Resources, Conservation and Recycling 117, 195–203. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.10.016
Yue, Q., Xu, X., Hillier, J., Cheng, K., Pan, G., 2017. Mitigating greenhouse gas emissions in agriculture: From farm production to food consumption. Journal of Cleaner Production 149, 1011–1019. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.02.172
Zamecnik, G., Schweiger, S., Lindenthal, T., Himmelfreundpointner, E., Schlatzer, M., 2021. Klimaschutz und Ernährung – Darstellung und Reduktionsmöglichkeiten der Treibhausgasemissionen von verschiedenen Lebensmitteln und Ernährungsstilen (Endbericht im Auftrag von ja Natürlich und Greenpeace). FiBL, Vienna.
Zanten, H.H.E. V., Herrero, M., Hal, O.V., Röös, E., Muller, A., Garnett, T., Gerber, P.J., Schader, C., Boer, I.J.M.D., 2018. Defining a land boundary for sustainable livestock consumption. Global Change Biology 24, 4185–4194. https://doi.org/10.1111/gcb.14321
Zarfl, C., Lumsdon, A.E., Berlekamp, J., Tydecks, L., Tockner, K., 2015. A global boom in hydropower dam construction. Aquatic Sciences 77, 161–170. https://doi.org/10.1007/s00027-014-0377-0
Zavattaro, L., Costamagna, C., Grignani, C., Bechini, L., Spiegel, A., Lehtinen, T., Guzmán, G., Krüger, J., D'Hose, T., Pecio, A., Van Evert, F.K., Ten Berge, H.F.M., 2015. Long-term effects of best management practices on crop yield and nitrogen surplus. Italian Journal of Agronomy 10, 47. https://doi.org/10.4081/ija.2015.643
Zechmeister, A., Anderl, M., Geiger, K., Gugele, B., Gössl, M., Haider, S., Heller, C., Ibesich, N., Köther, T., et al., 2019. Klimaschutzbericht 2019 (No. REP-0702). Umweltbundesamt, Vienna.
Zell-Ziegler, C., Thema, J., Best, B., Wiese, F., Lage, J., Schmidt, A., Toulouse, E., Stagl, S., 2021. Enough? The role of sufficiency in European energy and climate plans. Energy Policy 157, 112483. https://doi.org/10.1016/j.enpol.2021.112483
Zessner, M., Steinmüller, H., Wagner, K.H., Krachler, M.M., Thaler, S., Fazeni, K., Helmich, K., Weigl, M., Ruzicka, K., Heigl, S., Kroiss, H., 2011. Gesunde Ernährung und Nachhaltigkeit – Grundlagen, Methodik und Erkenntnisse eines Forschungsprojektes in

Rahmen des proVISION Programmes des BMWF. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft 63, 87–94. https://doi.org/10.1007/s00506-011-0294-6

Zheng, J., Suh, S., 2019. Strategies to reduce the global carbon footprint of plastics. Nature Climate Change 9, 374–378. https://doi.org/10.1038/s41558-019-0459-z

Zomer, R.J., Neufeldt, H., Xu, J., Ahrends, A., Bossio, D., Trabucco, A., van Noordwijk, M., Wang, M., 2016. Global Tree Cover and Biomass Carbon on Agricultural Land: The contribution of agroforestry to global and national carbon budgets. Scientific Reports 6, 29987. https://doi.org/10.1038/srep29987

Open Access Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.



Kapitel 6. Landnutzungsentscheidungen: Klimawandelrelevante Strategien, Steuerungsinstrumente und Managementansätze

Inhaltsverzeichnis

6.1 Einleitung . . . 340

6.2 Landnutzungsentscheidungen, Barrieren und Interessenkonflikte . . . 341

6.3 Politische Ziele und Rahmenbedingungen für klimaorientierte Landnutzung . . . 342
6.3.1 Globale Rahmenbedingungen und Ziele . . . 342
6.3.2 Internationale Rahmenbedingungen und Ziele der EU . . . 343
6.3.3 Nationale Rahmenbedingungen und Ziele in Österreich . . . 345

6.4 Kompetenzverteilung in Österreich und staatliche Instrumente . . . 350
6.4.1 Kompetenzverteilung . . . 350
6.4.2 Staatliche Instrumente . . . 351

6.5 Nichtstaatliche Ansätze, um Adaptations- und Mitigationsmaßnahmen zu unterstützen . . . 359

6.6 Raumplanung und Verkehrsplanung . . . 361
6.6.1 Potenziale und Ziele der Raumplanung . . . 361
6.6.2 Probleme und Barrieren in und für die Raumplanung . . . 361
6.6.3 Lösungsansätze in der Raumplanung . . . 363

6.7 Forschungsbedarf: Szenarienansätze für die Entwicklung und Prüfung von Landnutzungsstrategien . . . 369

6.8 Fazit . . . 369

Literatur . . . 370

Koordinierende Leitautorin:
Jill Jäger[1]

Leitautor_innen:
Ika Darnhofer[2], Karin Dobernig[3], Claudia Kettner-Marx[4], Georg Leitinger[5], Ina Meyer[4], Markus Scharler[1], Franz Sinabell[4], Gerlind Weber[1]

Beitragende Autor_innen:
Michael Getzner[6], Markus Mailer[6], Helga Pülzl[2,7], Eva Schulev-Steindl[2], Andreas Voigt[6], Bernhard Wolfslehner[2,7] Elisabeth Worliczek[8]

Review-Editoren:
Alois Leidwein[9], Andreas Windsperger[10]

Nachwuchswissenschafterin:
Paula Bethge[2]

Zitiervorschlag:
Jäger, J., Darnhofer, I., Dobernig, K., Kettner-Marx, C., Leitinger, G., Meyer I., Scharler, M., Sinabell, F., Weber, G. 2024: Kapitel 6 Landnutzungsentscheidungen: Klimawandelrelevante Strategien, Steuerungsinstrumente und Managementansätze. In: APCC Special Report: Landnutzung und Klimawandel in Österreich (APCC SR Land). [Jandl, R., Tappeiner, U., Foldal, C. B., Erb, K.-H. (Hrsg.)]. Springer Spektrum. Berlin/Heidelberg. S. 339–380.

[1] Privat
[2] Universität für Bodenkultur Wien
[3] Fachhochschule Wiener Neustadt
[4] Österreichisches Institut für Wirtschaftsforschung
[5] Universität Innsbruck
[6] Technische Universität Wien
[7] European Forest Institute
[8] Climate Change Centre Austria

© Der/die Autor(en) 2024

R. Jandl et al. (Hrsg.), *APCC Special Report: Landnutzung und Klimawandel in Österreich*,
https://doi.org/10.1007/978-3-662-67864-0_8

[9] Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH
[10] Institut für Industrielle Ökologie

6.1 Einleitung

Landnutzungsentscheidungen werden unter anderem auf Grund der Knappheit der Landfläche bzw. der Knappheit des Bodens und der vom Boden zur Verfügung gestellten Leistungen (z. B. bereitstellende, regulierende und kulturelle Ökosystemleistungen; Box 1.2 Abschn. 3.5) getroffen. Bei vielen Entscheidungen können nicht alle Nutzungsansprüche erfüllt werden. Die Entscheidungen werden individuell (z. B. durch Wahl des Wohnstandorts) und kollektiv (z. B. Ressourcen-, Energie- und Infrastrukturpolitik) getroffen. Auch die Unterlassung flächensparender oder klimafreundlicher Entscheidungen und das Dulden umweltkontraproduktiver Subventionen können die Landnutzung beeinflussen.

Die knappe Ressource Land weist aus ökonomischer Sicht besondere Eigenschaften auf (Alexander, 2014; Cheshire, 2013 u. a.) Nichtvermehrbarkeit, Heterogenität hinsichtlich der spezifischen Standort- und Lageeigenschaften, externe Effekte einzelner Bodennutzungen, öffentliche Güter hinsichtlich verschiedener Flächeneigenschaften (Ökosystemleistungen des Bodens als Kohlenstoffsenke, Lebensraum/Habitat, Nährstoff- und Wasserspeicher, u. a. m.).

Der Handlungsrahmen für Landnutzungsentscheidungen reicht von globalen Prozessen (z. B. den Nachhaltigkeitszielen – SDGs), zu Entscheidungen auf EU-Ebene bis hin zu Entscheidungen, die lokal getroffen werden. Dazu gibt es sehr unterschiedliche Zeithorizonte, z. B. Klimaziele für das Jahr 2050, Nachhaltigkeitsziele für 2030, EU-Biodiversitätsziele für 2030.

Die Entscheidungsfindung bzgl. der Landnutzung in Österreich wird wesentlich durch die hierarchische Struktur politischer Machtausübung beeinflusst: ausgehend vom Stufenbau der Rechtsordnung, der Kompetenzverteilung zwischen den Gebietskörperschaften, den historischen, naturräumlichen und rechtlich-ökonomischen Vorgaben werden Flächen für eine bestimmte Nutzung grundsätzlich gewidmet (z. B. Land- und Forstwirtschaft, Infrastruktur, Siedlungs- und Gewerbegebiete). Die mögliche Art der Bewirtschaftung und die Intensität der Nutzung werden auf Basis einer Reihe von Fachmateriengesetzen und durch die Raumplanung bestimmt. Hierbei spielen die vielfältigen Instrumente des öffentlichen Sektors (des Staates) eine wichtige Rolle (Schönbäck, 1991).

Eine Reihe von Organisationen sind am öffentlichen Diskurs beteiligt, in dem ausverhandelt wird, welche Landnutzung und welche Produktionsmethoden als „wünschenswert“ erachtet werden, und damit auch, welche politischen Maßnahmen beschlossen werden. Dazu gehört in erster Reihe die Landwirtschaftskammer, die im Rahmen der Interessensvertretung als einer der vier Sozialpartner agiert und für die Beratung der Landwirt_innen zuständig ist (Ackerl et al., 2017; Lorenz, 2019). Am Diskurs beteiligen sich auch weitere Akteure: politische Organisationen sowie Verbände und Vereine aus den Bereichen Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Ernährung, Tourismus, und Kultur.

Dieses Kapitel untersucht das komplexe Bild der Landnutzungsentscheidungen. Die Komplexität und entstehende Konflikte werden in Abschn. 6.2 diskutiert. Danach stehen die Handlungsrahmen auf globaler, europäischer und österreichischer Ebene im Fokus (Abschn. 6.3). Die staatlichen Instrumente bzgl. Landnutzungsentscheidungen in Österreich sind im Detail in Abschn. 6.4 beschrieben. Weitere, nicht staatliche bzw. nicht marktwirtschaftliche Ansätze, die zu klimarelevanten Landnutzungsentscheidungen führen können, sind in Abschn. 6.5. diskutiert. Abschn. 6.6 beschreibt die Rolle von Raumplanung bei klimarelevanten Landnutzungsentscheidungen und präsentiert auch eine Reihe von Lösungen zu gegenwärtigen Problemen. Abschn. 6.7 beschreibt Forschungsbedarf bezüglich Szenarienansätzen für die Entwicklung von Landnutzungsstrategien. Die Schlussfolgerungen in Abschn. 6.8 fassen wesentliche Aussagen des Kapitels zusammen. Wichtige Begriffe, die in diesem Kapitel verwendet werden, sind in der Box 6.1 definiert.

Box 6.1 Definitionen

„Strategien“ umfassen einen längerfristigen Handlungsrahmen, enthalten ein (z. B. politisch vorgegebenes) zumeist wesentliches Ziel, einen Zeitrahmen zur Zielerreichung und mögliche (raum- und akteur_innenbezogene) Instrumente und Maßnahmen, um dieses Ziel zu erreichen.

„Instrumente“ sind konkrete staatliche oder planerische Entscheidungsrahmen und Mittel zur Umsetzung politischer Ziele (z. B. Steuern, Ver- und Gebote, Subventionen, Informations- und Partizipationsinstrumente).

„Maßnahmen“ sind technisch-naturwissenschaftliche, wirtschaftliche oder organisatorische Eingriffe und Handlungen, um bestimmte Ziele erreichen zu können (z. B. Finanzierung von Altbaurenovierung für eine Reduktion des Energieverbrauchs, finanzielle Anreize für die Umstellung auf ökologischen Landbau).

6.2 Landnutzungsentscheidungen, Barrieren und Interessenkonflikte

Planungs- und Nutzungsentscheidungen in der Raumentwicklung und Landnutzung sind aus ökonomischer Perspektive Allokationsentscheidungen: Das Zusammenspiel der Vielfalt an Beteiligten (insb. private Haushalte, Unternehmen, öffentlicher Sektor) ergibt eine bestimmte Allokation (Zuweisung) der knappen Ressource Land einschließlich der mit dem Boden verbundenen Ökosystemleistungen zu verschiedenen Verwendungszwecken (z. B. Gerber et al., 2018). Über den internationalen Handel mit Gütern und Produkten, deren Erzeugung Landfläche in anderen Ländern in Anspruch nimmt, wie etwa Lebensmittel, natürliche Fasern (wie Wolle, Baumwolle) und Holz, wird ebenso Einfluss auf internationale Landnutzungsentscheidungen genommen (Fuchs et al., 2020; siehe auch die Diskussion um indirekte Landnutzungsänderungen im Bereich der Produktion von Bioenergie in den Abschn. 3.2.2 und 5.2).

Landnutzungsentscheidungen zeigen eine langfristige Strukturwirkung und Trägheit in Hinblick auf Änderungen im Sinne der Emissionsminderung und Anpassung, die sich insbesondere aus Pfadabhängigkeiten ergeben (Lock-in-Effekte; z. B. Sherry, 2016). Die Langlebigkeit von Strukturen (z. B. Siedlungen, Verkehrs- und Energieinfrastruktur) resultiert technisch und ökonomisch aus den hohen Anfangsinvestitionen zur Errichtung von Kapitalstöcken, den damit verbundenen versunkenen Kosten und den Netzwerk- und Größenvorteilen. Eine Überwindung und Änderung bestehender Landnutzungsstrukturen, insbesondere auch im Bereich der Energieversorgung, ist durch den Lock-in-Effekt (Pfadabhängigkeit) aus ökonomischen Gründen erschwert (Unruh, 2000). Neben den technisch-ökonomischen Lock-in-Wirkungen erschweren verhaltensbezogene und institutionelle Pfadabhängigkeiten (Seto et al., 2016) einen raschen Umbau des auf fossilen Energieträgern basierenden Wirtschaftssystems und konservieren die in der Vergangenheit langfristig entstandenen Landnutzungsstrukturen. Dies gilt auch für die Persistenz der in den unterschiedlichen Nutzungstypen jeweils vorherrschenden Managementansätze, etwa für die Landwirtschaft und die Frage, ob konventionelle (intensive) oder nachhaltige (extensive) Bewirtschaftung erfolgt bzw. erfolgen soll. Rigiditäten in Form von Markt- und Institutionenversagen verhindern, dass die externen Umweltkosten auch nur annähernd eingepreist werden. So senden die Marktpreise (weiterhin) die falschen Knappheitssignale aus und zementieren eine suboptimale Angebots- und Nachfragestruktur (Dasgupta, 2021; Stern, 2006). Nicht nur der Landnutzungstyp, sondern auch die Intensität der Landnutzung beeinflusst somit die Umweltauswirkungen durch Landnutzungsentscheidungen. Die Wahl der Produktionsverfahren und Bewirtschaftungsmethoden wirkt sich auf die Intensität der Landnutzung und damit den Ausstoß an Treibhausgasen bzw. die Sequestrierungsleistung der Ökosysteme aus (Abschn. 3.2). Zum Beispiel Maßnahmen im Bereich der Effizienzsteigerung des Düngemitteleinsatzes in der konventionellen Landwirtschaft oder die Ausweitung des ökologischen Landbaus verringern Treibhausgasemissionen (Bogestrand et al., 2013; OECD, 2007; Abschn. 2.2).

Barrieren der Umsetzung von ressourcenschonenden oder emissionsvermindernden Maßnahmen liegen häufig in einem höheren Arbeits- oder Kapitaleinsatz, der die Produktionskosten erhöht, sowie in der geringeren Flächenproduktivität. Im Biolandbau beispielsweise beinträchtigen die spezifischen Input- und Output-Faktoren die Konkurrenzfähigkeit gegenüber konventionell erzeugten Agrarprodukten. Öffentliche Förderungen im Rahmen der Europäischen Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) durch österreichische Agrarumweltprogramme (ÖPUL) sollen die einzelwirtschaftlichen Nachteile klimaschonender Praktiken, die durch die Persistenz des Marktversagen weiterhin bestehen, ausgleichen und die Bereitstellung von öffentlichen Gütern, wie klimaresiliente Böden, Mitigation, Biodiversität und andere landbasierte Ökosystemleistungen, finanziell unterstützen.

Entscheidungen, wie Land und Boden benutzt werden sollen, sind klimarelevant und haben langfristige Auswirkungen auf den Klimaschutz (Mitigation), die Biodiversität und die Resilienz (Box 6.2) der unterschiedlichen Sektoren (Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Naturschutz, Siedlungen, Verkehrswege, Tourismus usw.). Im Prozess der Entscheidungsfindung werden einzelwirtschaftliche und gesamtgesellschaftliche Interessenkonflikte deutlich, auch weil heutige Landnutzungsentscheidungen langfristige Konsequenzen haben können, die insbesondere auch die nachfolgenden Nutzer betreffen (Mostegl et al., 2019). Ein Beispiel eines klimarelevanten Interessenkonfliktes ist in Box 6.3 beschrieben.

Box 6.2 Konfliktfelder bei Klimawandelanpassung

Jiricka-Pürrer und Wachter (2019) analysierten die österreichische Klimawandelanpassungsstrategie sowie einige Anpassungsstrategien der Bundesländer und begleitende Forschungsberichte und zeigen vielfältige Konfliktfelder auf, in denen Ziel- und Nutzungskonflikte durch bzw. im Umgang mit dem Klimawandel entstehen können. Jiricka-Pürrer und Wachter (2019) identifizieren drei Konfliktkategorien:

- Konflikte, die sich aus der gegenwärtigen Landnutzungskonkurrenz ergeben und durch den Klimawandel verstärkt werden

- Konflikte, die sich aus Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel ergeben bzw. bestehende Konflikte verstärken
- Konflikte, die sich aus Klimaschutzmaßnahmen ergeben

Typische Konfliktbereiche bei Klimawandelanpassung sind:

- Die längerfristige Anpassung an Hitze/Trockenheit durch veränderte Artenwahl in der Land- und Forstwirtschaft kann den Naturschutzzielen entgegenwirken.
- Die Schaffung von Retentionsräumen (Hochwasserschutz) kann zu Nutzungskonflikten mit anderen Interessen der Raumplanung oder Reduktion landwirtschaftlich nutzbarer Flächen führen (Hohenwallner et al., 2015).
- Der mögliche Bedarf zu Rückwidmungen kann bestehende Flächenkonflikte verschärfen (Land Vorarlberg, 2015).
- Raumbedarf für aktiven und passiven Hochwasserschutz kann Auswirkungen auf Bauen und Wohnen haben (Land Steiermark, 2017).

Jiricka-Pürrer und Wachter (2019) untersuchten auch Vorschläge zur Konfliktlösung. Die Lösungen betreffen verschiedene Planungsebenen, je nach Konfliktbereich und Problemstellung. Die Raumplanung ist auf Grund ihrer koordinierenden Funktion hier sehr wichtig (Birngruber et al., 2011; siehe Kap. 7). Aber auch die Fachplanung (Schutzwasserwirtschaft, Naturschutzplanung, Energiewirtschaft, Gefahrenzonenplanung etc.) spielt eine wesentliche Rolle. Die Koordination zwischen den für nationale Anpassungsstrategien zuständigen Abteilungen ist wichtig, um Interessenkonflikte zu vermeiden und durch rechtliche Vorgaben, Planungsinstrumente oder Anreize gegen sie anzugehen (Biesbroek et al., 2010). Eine sektorenübergreifende Anpassung kann Fehlanpassung und Konflikte vermeiden (Heidrich et al., 2016; Aguiar et al., 2018) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Zeitdimension muss auch betrachtet werden. Während zahlreiche Anpassungsmaßnahmen kurz- bis mittelfristig umgesetzt werden können, können sie mittel- bis längerfristig Konflikte verursachen. Zum Beispiel ist die Pflanzung neuer Baumarten kurzfristig zu realisieren, aber der mögliche Konflikt mit dem Naturschutz vielleicht ein langfristiger. Bei der Betrachtung der Lösungsmöglichkeiten spielt der zeitliche Horizont immer eine wichtige Rolle (Jiricka-Pürrer & Wachter, 2019).

Klar ist, dass der Austausch zwischen den verschiedenen Ebenen der Planung (Bundes-, Regional- und Kommunalebene) von zentraler Bedeutung für die Beachtung von Konfliktfeldern ist (Jiricka-Pürrer & Wachter, 2019). Konflikte werden oft zuerst auf der lokalen Ebene erkannt, eine Vermeidung oder Minderung würde aber Entscheidungen auf der übergeordneten Ebene erfordern.

Box 6.3 Beispiel für Interessenkonflikt: die dritte Piste am Flughafen Wien

Die gesellschaftliche Diskussion um den geplanten Ausbau der dritten Piste am Flughafen Wien illustriert die Konflikte zwischen wirtschaftlichen Interessen und Klimaschutz sowie deren Auswirkung auf die Landnutzung.

Nach einer jahrelangen Umweltverträglichkeitsprüfung genehmigte das Bundesverwaltungsgericht die geplante Erweiterung nicht, aus Gründen des Klimaschutzes und wegen erheblicher Inanspruchnahme von Boden (BVwG, W109 2000179-1, 2018).

Der Verfassungsgerichtshof hob diese Entscheidung kurz darauf auf, und zwar mit der (in Fachkreisen umstrittenen) Begründung, das Gericht habe „willkürlich“ und damit grob fehlerhaft die Aspekte von Klimaschutz und Bodeninanspruchnahme in seine Abwägungsentscheidung mit einbezogen (VfSlg 20.185/2017, VfGH 2017). Im zweiten Rechtsgang wurde die Genehmigung sodann ohne spezifische Bedachtnahme auf den Klimaschutz erteilt und in letzter Instanz vom Verwaltungsgerichtshof bestätigt (Ro 2018/03/0031, VwGH 2019). Aufgrund der COVID-19-Pandemie wurde im Jänner 2021 der Bau der dritten Piste vorerst verschoben.

6.3 Politische Ziele und Rahmenbedingungen für klimaorientierte Landnutzung

Landnutzungsentscheidungen in Österreich sind an einen nationalen rechtlichen Handlungsrahmen gebunden (Abschn. 6.3.3), der zunehmend und wesentlich auch auf der inter- oder supranationalen Ebene determiniert wird, etwa durch die Bereitstellung von globalen klimarelevanten Landnutzungszielen (Abschn. 6.3.1) und europäischen Zielsetzungen und Strategien (Abschn. 6.3.2).

6.3.1 Globale Rahmenbedingungen und Ziele

6.3.1.1 SDGs – Nachhaltigkeitsziele

Die Generalversammlung der Vereinten Nationen (UN) hat im September 2015 die UN-Resolution 94A/70/L.1 „Transformation unserer Welt: die Agenda 2030 für nachhaltige

Entwicklung“ verabschiedet. Diese Resolution beinhaltet 17 nachhaltige Entwicklungsziele (Sustainable Development Goals; SDGs). Diese Ziele wurden von allen UN-Mitgliedstaaten angenommen, so auch von Österreich, das sich zur Umsetzung der Agenda 2030 verpflichtet hat. Landnutzungs- und Klimawandelaspekte spielen in vielen der SDGs eine zentrale Rolle (Abschn. 1.5.1).

Das Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie führt jetzt die Arbeiten zur Umsetzung der „Agenda 2030“ durch. Erste Umsetzungsschritte dazu sind im SDG-Aktionsplan 2019+ (BMNT, 2019a) zusammengefasst. Dieser Aktionsplan beschreibt rund 40 Initiativen in den thematischen Schwerpunkten Umwelt und Klima, Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Wasserwirtschaft und Tourismus.

6.3.1.2 Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen (UNFCCC)

Das Rahmenübereinkommen wurde im Jahre 1992 verabschiedet (UNFCCC, 1992; Abschn. 1.5.2). Das Hauptziel dieses Übereinkommens ist es, die Stabilisierung der Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre auf einem Niveau zu erreichen, auf dem eine gefährliche anthropogene Störung des Klimasystems verhindert wird. Ein solches Niveau sollte innerhalb eines Zeitraums erreicht werden, der ausreicht, damit sich die Ökosysteme auf natürliche Weise den Klimaänderungen anpassen können, die Nahrungsmittelerzeugung nicht bedroht wird und die wirtschaftliche Entwicklung auf nachhaltige Weise fortgeführt werden kann.

Es folgte 1997 das Kyoto-Protokoll, in dem die Industriestaaten sich verpflichteten, ihre Emissionen von sechs Treibhausgasen in der Periode 2008–2012 („erste Verpflichtungsperiode“) gegenüber 1990 zu begrenzen bzw. zu reduzieren. Im Dezember 2012 wurde eine Änderung des Kyoto-Protokolls (mit einer „zweiten Verpflichtungsperiode“ von 2013 bis 2020) beschlossen (österreich.gv.at, 2020). Die Emissionen in Österreich lagen am Ende der ersten Kyoto-Periode über dem Niveau von 1990. Die „fehlenden“ Emissionsreduktionen mussten durch den Zukauf von Emissionsrechten in der Höhe von über 400 Mio. Euro ausgeglichen werden (Chiari, 2017).

Nach weiteren Verhandlungen wurde im Dezember 2015 das Pariser Abkommen verabschiedet. Das inzwischen sehr bekannte Ziel ist, die globale Erderwärmung auf maximal zwei Grad Celsius gegenüber vorindustriellen Werten zu begrenzen und zudem sollen Anstrengungen unternommen werden, den Anstieg auf 1,5 Grad Celsius zu begrenzen. Die österreichischen Verpflichtungen dazu werden unten im Rahmen der EU-Zielvorgaben diskutiert.

6.3.2 Internationale Rahmenbedingungen und Ziele der EU

Die Politik der Europäischen Union (EU) hat eine erhebliche Bandbreite und Auswirkungen auf klimarelevante Landnutzungsentscheidungen in Österreich. Im Folgenden werden wesentliche Politikansätze bzw. Politikfelder erläutert.

6.3.2.1 Die europäische Strategie „Green Deal“

Die Strategie wurde von der Europäischen Kommission im November 2019 vorgestellt (EC, 2019a) und verfolgt das Ziel, bis 2050 in der Europäischen Union die Netto-Emissionen von Treibhausgasen auf null zu reduzieren. Die Europäische Kommission bezeichnet den Grünen Deal als ihren „Fahrplan für eine nachhaltige EU-Wirtschaft“. Die Leitstrategie besteht aus 13 Maßnahmepaketen. Die Strategie umfasst Maßnahmen, um den effizienten Umgang mit Ressourcen zu fördern, indem zu einer sauberen und kreislauforientierten Wirtschaft übergegangen, der Klimawandel aufgehalten, gegen den Verlust an Biodiversität vorgegangen und die Schadstoffbelastung reduziert wird (EC, 2019b, S. 640). Dabei werden alle Wirtschaftszweige – Verkehr, Energie, Landwirtschaft und Gebäude sowie die Stahl-, Zement-, IKT-, Textil- und Chemieindustrie – eingebunden und auch Vorschläge für ein CO_2-Grenzausgleichssystems vorgelegt. Deshalb könnten Richtlinien, Strategien und Maßnahmen in allen Sektoren Landnutzungsentscheidungen beeinflussen. Zum Beispiel gibt der Green Deal das Ziel vor, den ökologischen und klimatischen Fußabdruck des EU-Lebensmittelsystems zu verkleinern und die Treibhausgasemissionen des Verkehrs bis 2050 um 90 % zu reduzieren. Die Bioökonomie-Strategie (EC, 2018a, 2018b) kann den biobasierten Sektor stärken und integriert mehrere Sektoren.

6.3.2.2 Klima

Im Rahmen des European Green Deal hat sich die EU mit dem Europäischen Klimagesetz das verbindliche Ziel gesetzt, bis 2050 Klimaneutralität zu erreichen. Dies setzt voraus, dass die derzeitigen Treibhausgasemissionen in den nächsten Jahrzehnten deutlich sinken. Das Ziel zur Reduzierung der Treibhausgasemissionen bis 2030 gegenüber 1990 auf mindestens 55 % wurde im September 2020 beschlossen (EC, 2020a). Jeder EU-Mitgliedstaat muss sicherstellen, dass die Treibhausgasemissionen aus Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft ausgeglichen werden, indem im Zeitraum 2021–2030 eine mindestens gleich große Menge CO_2 aus der Atmosphäre abgebaut wird. Die EU überarbeitet klima-, energie- und verkehrsbezogene Rechtsvorschriften im Rahmen des sogenannten „Fit-for-55-Pakets“, um die aktuellen Gesetze an die Ziele für 2030 und 2050 anzupassen.

6.3.2.3 Bodenschutz

Zum Schutz der Böden und ihrer Funktionen in ganz Europa wurde 2006 die Europäische Bodenrahmenrichtlinie vorgeschlagen. Aufgrund starker Blockaden durch fünf Mitgliedstaaten wurde der Vorschlag jedoch 2014 von der Europäischen Kommission formell zurückgezogen (Chen, 2020). In Ermangelung eines eigenen Rechtsrahmens wird die EU-Bodenschutzpolitik durch die thematische EU-Bodenstrategie und Bestimmungen in einer Reihe anderer politischer Instrumente geprägt.

Am 2. Februar 2021 leitete die Europäische Kommission eine öffentliche Online-Konsultation zur Entwicklung einer neuen EU-Bodenstrategie ein. Die EK weist darauf hin, dass gesunde Böden für die Erreichung der Ziele des European Green Deal von wesentlicher Bedeutung sind. Ziel der neuen EU-Bodenstrategie wird es sein, boden- und landbezogene Probleme umfassend anzugehen und dazu beizutragen, bis 2030 eine Neutralität der Bodendegradation zu erreichen. In der Strategie wird untersucht, wie die Bodenfruchtbarkeit geschützt, die Erosion verringert und die organische Bodensubstanz erhöht sowie die internationalen Verpflichtungen der EU berücksichtigt werden können.

6.3.2.4 Biodiversität

Im Mai 2020 hat die Europäische Kommission die neue EU-Strategie zur Erhaltung der biologischen Vielfalt für 2030 und einen Aktionsplan für eine umfassende, ehrgeizige und langfristige Strategie zum Schutz der Natur (einschließlich der Böden) und zur Umkehrung der Verschlechterung der Ökosysteme verabschiedet (EC, 2020b). Wichtige Ziele der Strategie bezüglich Landnutzung sind, mindestens 30 % der Landfläche der EU rechtlich zu schützen, die Zersiedelung zu begrenzen, das Pestizidrisiko zu verringern, mindestens 10 % der landwirtschaftlichen Fläche unter Landschaftsmerkmalen mit großer Vielfalt zurückzubringen, 25 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche der EU als ökologisch bewirtschaftet voranzutreiben, Fortschritte bei der Sanierung kontaminierter Bodenflächen zu erzielen, die Bodendegradation zu verringern und mehr als drei Milliarden neue Bäume zu pflanzen.

6.3.2.5 Landwirtschaft

In der GAP der EU wurden über drei Jahrzehnte Einkommensziele für die in der Landwirtschaft Tätigen vor allem durch Preispolitik verfolgt, konkret durch Mindestpreise, die von der Politik festgelegt wurden (Winters, 1987). Dies war auch in Österreich der Fall (OECD, 1987). Das unmittelbar nach dem Weltkrieg vorrangige Ziel der Versorgungssicherheit mit Lebensmitteln wurde im letzten Viertel des vorigen Jahrhunderts weitgehend erreicht. Seit den 1980er-Jahren kam es zur Überproduktion bei einzelnen Produkten, da begleitende Maßnahmen zur Eindämmung der Produktion wenig wirksam waren (OECD, 1993).

Dies sollte durch die Abkehr von Eingriffen in das Preissystem verhindert werden. Zahlungen an Bewirtschafterinnen und Bewirtschafter, die zunächst (ab 1992) an die Produktion, in weiterer Folge (ab 2005) an die Betriebe und seit 2015 an die Flächen gebunden sind, lösten Markteingriffe ab.

Seit 1995 werden in der EU neben den produktivitäts- und einkommensfördernden Zahlungen auch erhebliche Beträge für ländliche Entwicklungsprogramme aufgewendet und seit 2007 vom Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des Ländlichen Raums (ELER) finanziert. Diese werden Zahlungen der „Zweiten Säule“ genannt und betrugen in Österreich 1,09 Mrd. Euro im Jahre 2019. Gemäß dem im Jahr 2020 beschlossenen mehrjährigen Finanzrahmen der EU sind von 2021 bis 2027 für die GAP pro Jahr 49 Mrd. Euro beschlossen worden, davon 11 Mrd. Euro zu Preisen des Jahres 2018 für das Programm der Ländlichen Entwicklung (EU COM 392, 2018). Diese Gelder werden für Maßnahmen eingesetzt, die neun strategische Ziele verfolgen, die 2018 von der Europäischen Kommission im Zuge der jüngsten Reform der GAP vorgegeben wurden (EU 2115, 2021). Zu diesen zählen neben Stärkung der Wettbewerbsfähigkeit auch Klimaschutz und Unterstützung bei der Klimawandelanpassung sowie Ressourcenschutz (Boden, Wasser, Luft) und Schutz der Biodiversität.

6.3.2.6 Forstwirtschaft

Die EU verfügt im Unterschied zur Landwirtschaftspolitik über keine gemeinsame rechtliche Kompetenz im Bereich der Forstwirtschaft. Das bedeutet, dass die Formulierung und Umsetzung waldrelevanter Politik im Rahmen des Subsidiaritätsprinzips erfolgt bzw. in der Kompetenz der Mitgliedstaaten liegt (Aggestam & Pülzl, 2020; Wolfslehner et al., 2020). Die EU-Waldpolitik wurde bis 2020 durch die EU-Waldstrategie (EC, 2013) und den damit verbundenen mehrjährigen Umsetzungsplan (EC, 2015) angeleitet. Allerdings gibt es daneben auch eine große Anzahl von Gesetzen und Politikstrategien, die Einfluss auf die Waldpolitik nehmen (Aggestam & Pülzl, 2018). Die Europäische Kommission hat Mitte 2021 eine neue EU-Waldstrategie veröffentlicht (EC, 2021), um waldrelevante Aspekte dieser Politiken zu koordinieren. Die EU-Klima-, Biodiversitäts- und Energiegesetzgebung und der Grüne Deal wirken sich auch auf die forstliche Landnutzung in der Zukunft aus. Während in der Vergangenheit die multifunktionale Bedeutung des Waldes als Leitprinzip diente (Pülzl et al., 2018), rücken nun Wälder als Kohlenstoffsenke und Biodiversitätsreservoir neben der Nutzung von Holz für langlebige Holzprodukte in den Vordergrund. Zwar kann das einerseits dazu führen, dass diese Aspekte in der Landnutzung gestärkt werden, andererseits vernachlässigt es, dass Wälder als Einnahmequellen ihrer Besitzer_innen dienen und eine Vielzahl von weiteren Waldökosystemdienstleistungen (Primmer et al., 2021) nicht zur

Gänze erfasst werden und damit in den Hintergrund gedrängt und nicht im bisher üblichen Ausmaß optimiert bereitgestellt werden. Die Studie CareforParis (Box 5.1) zeigt beispielsweise für Österreich auf, dass eine reine Fokussierung auf die Speicherleistung im Wald eine Hochrisikostrategie ist, da in Zukunft der Wald aufgrund des Klimawandels zur Emissionsquelle werden kann.

6.3.2.7 Wasser

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) wurde im Jahr 2000 verabschiedet (EU 2000/60, 2000, p. 60). Im Rahmen des Konzepts des integrierten Wasserressourcenmanagements fordert die WRRL die Mitgliedstaaten auf, Pläne und Maßnahmenprogramme für das Flussgebietsmanagement aufzustellen. Mehrere Studien unterstreichen, dass die Notwendigkeit der Integration sowohl die Planung der Wasserressourcen als auch die Planung der Landnutzung erfordert (Andersson et al., 2012; Carter, 2007; Fidelis & Rodrigues, 2019). Forschungen von Andersson et al. (2012) haben gezeigt, dass sich die verschiedenen an der Planung beteiligten Gruppen nicht immer über die Auswirkungen der WRRL in ihrer Region einig sind. In Bezug auf die WRRL stellte Carter (2007) fest, dass eine stärkere Integration der Nutzung und Bewirtschaftung von Land und Wasser durch Raumplanung erforderlich ist. Eine weitere Studie (Zingraff-Hamed et al., 2020) identifizierte vier Haupthindernisse für die Umsetzung der WRRL:

1. Probleme im Zusammenhang mit der horizontalen sektorübergreifenden Kommunikation,
2. unzureichende Landreserven,
3. unzureichende Personalkapazitäten und
4. unzureichende Finanzierung.

Die Richtlinie über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken ist im Jahr 2007 in Kraft getreten (EU 60, 2007). Nach dieser Richtlinie müssen die Mitgliedstaaten bewerten, ob bzw. welche Wasserverläufe und Küstenlinien von Überschwemmungen bedroht sind, das Ausmaß des Hochwasserrisikos erfassen, die gefährdeten Menschen und Vermögenswerte in diesen Gebieten erfassen und angemessene und koordinierte Maßnahmen ergreifen, um dieses Hochwasserrisiko zu verringern. Mit dieser Richtlinie wird auch das Recht der Öffentlichkeit gestärkt, auf diese Informationen zuzugreifen und am Planungsprozess mitzuwirken. Der Europäische Rechnungshof, der die Umsetzung dieser Richtlinie überprüft hat, befand, dass Verbesserungsbedarf bei der Umsetzung besteht (Europäischer Rechnungshof, 2018). Es bleiben große Herausforderungen bestehen, den Klimawandel, Hochwasserversicherungen und die Raumordnung deutlich umfassender in das Hochwasserrisikomanagement zu integrieren (Europäischer Rechnungshof, 2018). Die Umsetzung in Österreich wurde von Neuhold (2016) beschrieben. Er fand, dass die Richtlinie für die strategische Planung (mittelfristig) auf nationaler Ebene sehr wertvoll ist. Die Prioritäten in Österreich liegen auf nicht strukturellen Maßnahmen sowie auf Maßnahmen zur Förderung der Hochwasserretention (Neuhold, 2016).

6.3.3 Nationale Rahmenbedingungen und Ziele in Österreich

6.3.3.1 Klima

Auf nationaler Ebene hat Österreich einen Plan für Klimaschutz und eine Strategie zur Klimawandelanpassung, die Landnutzungsentscheidungen beeinflussen, entwickelt. Bis Ende 2019 wurde auch eine nationale langfristige Klimastrategie 2050 erstellt und an die Europäische Kommission übermittelt.

Die Bundesregierung bekennt sich im integrierten nationalen Energie- und Klimaplan (NEKP; BMNT, 2019b) zu dem österreichischen Reduktionsziel von 36 %, entsprechend den EU-Vorgaben. Der Plan umfasst jene Sektoren, die nicht dem EU-Emissionshandelssystem unterliegen, wie beispielsweise Verkehr, Landwirtschaft oder Gebäude. Laut einer Wirkungsfolgenanalyse (BMK, 2019) können die Emissionen von Treibhausgasen bis 2030 durch die festgelegten Maßnahmen um 27 % oder um rund 9 Mio. t CO_2-Äquivalente (CO_2e) reduziert werden. Um eine Reduktion von 36 % zu erreichen, können weitere 2 Mio. t CO_2e Senkung durch einen stufenweisen Abbau kontraproduktiver Förderungen erreicht werden. Für die restlichen 3,2 Mio. t CO_2e gibt es im NEKP vorgeschlagene Optionen, die zusätzliche Emissionen einsparen könnten (Ökologisierung des Steuer-, Anreiz- und Abgabensystems, die Ausweitung des Emissionshandels auf zusätzliche Sektoren und die Verwendung von Auktionserlösen aus dem Emissionshandel für klima- und energierelevante Projekte). Im Regierungsprogramm für die Jahre 2020–2024 (BKA, 2020) wird an mehreren Stellen erwähnt, dass mehr Mittel für Klimaschutz bereitgestellt werden sollen (z. B. für Sanierung, Nahverkehr in Ballungsräumen, Regionalverkehr). Ein Erneuerbaren-Ausbau-Gesetz wird angekündigt. Es soll zur Zielerreichung im Klimaschutzgesetz verpflichtende Reduktionspfade und ein CO_2-Budget geben.

Die Österreichische Strategie zur Anpassung an den Klimawandel (BMLFUW, 2012a) wurde seit September 2007 schrittweise in einem großangelegten Stakeholderprozess entwickelt. Die Ausarbeitung der strategischen Elemente und des Aktionsplans mit Instrumenten und Maßnahmen erfolgte parallel. In einem breiten Beteiligungsprozess wurden Empfehlungen entwickelt, die auf wissenschaftlichen Erkenntnissen basieren (Bachner et al., 2011; Balas et al., 2011; Haas et al., 2010b, 2010a, 2008; Meinharter & Balas, 2011; Schweiger et al., 2010). Das Gesamtdokument

gliedert sich in einen strategischen Teil (Kontext) und in einen Aktionsplan mit konkreten Handlungsempfehlungen in 14 Aktivitätsfeldern. Die Strategie wurde in der aktualisierten Fassung (BMNT, 2017a) im August 2017 vom Ministerrat verabschiedet und am 10. November 2017 auch von der Landeshauptleutekonferenz zur Kenntnis genommen (auch Abschn. 4.1).

Im Kontext der österreichischen Anpassungsstrategie ist die regelmäßige Erstellung eines Fortschrittsberichts mit der Darstellung des Umsetzungsstands in den Aktivitätsfeldern vorgesehen. Der erste Fortschrittsbericht zum Status quo der Anpassung in Österreich (BMLFUW, 2015) wurde im Ministerrat verabschiedet und auch von der Landeshauptleutekonferenz bestätigt. Der Bericht zeigte, dass institutionelle Barrieren (z. B. fehlende Zusammenarbeit der Planer, Behörden, Versicherer …) und mangelnder politischer Wille die Umsetzung von Anpassungsmaßnahmen in der Praxis hemmen und dass der Klimawandel österreichweit nur in wenige relevante strategische Entscheidungen Eingang findet. Die Ergebnisse aus dem ersten Fortschrittsbericht waren eine wichtige Grundlage, um die Strategie im Jahr 2017 zu aktualisieren. Ein adaptiertes Konzept stellte die Basis für den zweiten Fortschrittsbericht dar, der im Juli 2021 veröffentlicht wurde (BMK, 2021). Dieser Bericht zeigt, dass die Anpassung an den Klimawandel allgemein an Dynamik gewonnen hat und österreichweit verstärkt Aktivitäten zur Anpassung umgesetzt werden, aber weiterer Handlungsbedarf besteht.

Auf der Ebene der Bundesländer wurden gleichfalls Pläne für Energie, Klimaschutz und Klimawandelanpassung erstellt. Zum Beispiel wurde am 19. Jänner 2021 das „NÖ Klima- und Energieprogramm 2030, Maßnahmenperiode 1: 2021 bis 2025“ beschlossen (Amt der NÖ Landesregierung, 2021). Dieses Maßnahmenprogramm enthält 353 Umsetzungsschritte für den NÖ Klima- und Energiefahrplan von 2019 (Amt der NÖ Landesregierung, 2019). Die Maßnahmen sind sechs Bereichen zugeordnet: Bauen.Wohnen, Mobilität.Raum, Wirtschaft.Nachhaltig, Energie.Versorgung, Land.Wasser und Mensch.Schutz. Von den 353 im Programm enthaltenen Maßnahmen haben 268 Maßnahmen eine Klimaschutzwirkung, 134 Maßnahmen eine Wirkung in Richtung erneuerbare Energie und Energieeffizienz, und 173 Maßnahmen tragen zur verbesserten Anpassung an den Klimawandel bei. Viele Maßnahmen werden Landnutzung beeinflussen, z. B. ist für eine breite Umsetzung der klimaschutzorientierten Raumplanung eine Anpassung der Instrumente (Strategien, Leitbilder, Fördermaßnahmen, u. a.) zu prüfen; Förderung von umweltfreundlichen Nutzungsformen von Kulturlandschaften wie angepasstes Flächenmanagement im Grünland (standortangepasst/Extensivierung), Erhalt von Dauergrünland; verstärkte Förderung der Aufforstung von naturnahen, an den Klimawandel angepassten Beständen in Gemeinden und Regionen mit geringem Waldflächenanteil.

Auf der Ebene der Regionen und Gemeinden gibt es auch zahlreiche Initiativen für Klimaschutz und Anpassung. Der österreichische Klima- und Energiefonds unterstützt sowohl Klima- und Energiemodellregionen (KEM) als auch Klimawandelanpassungs-Modellregionen (KLAR). 819 Gemeinden arbeiten in KEM, um mehr auf Sonnen-, Wind-, Wasser- und Bioenergie zu bauen. Für die KLAR-Förderperiode ab Herbst 2020 haben 44 Regionen aus ganz Österreich die Zusage zur Anpassung an den Klimawandel bekommen. Zwei Beispiele von KEM- und KLAR-Projekten, die auch einen Bezug zu Landnutzung haben, sind in Box 6.4 beschrieben.

Box 6.4 Beispiele für Klima- und Energiemodellregionen (KEM) als auch Klimawandelanpassungs-Modellregionen (KLAR)

KEM: 2007 hat die Ökoregion Kaindorf mit dem Projekt Humusaufbau (KLEM, 2021) auf 3 ha Ackerland begonnen. Um den Landwirten den Umstieg zu erleichtern, hat die Ökoregion Kaindorf einen freiwilligen Zertifikathandel ins Leben gerufen, der jedem Bauern bis zu 30,– Euro pro nachweislich gebundener Tonne CO_2 garantiert. Die gebundenen Tonnen CO_2 werden in Form von Humuszertifikaten Betrieben zum Kauf angeboten, die damit ihren nicht vermeidbaren CO_2-Ausstoß kompensieren können. Es wurden bisher auf einer Fläche von 338 Hektar 119 Folgeuntersuchungen durchgeführt und insgesamt 9453,92 Tonnen CO_2 gebunden. Seit Anfang des Projekts werden österreichweit mehr als 2400 ha nach diesem nachhaltigen System bewirtschaftet. Durchschnittlich werden im Boden mehr als zehn Tonnen CO_2 pro Hektar und Jahr gespeichert. Würde der Humusaufbau flächendeckend umgesetzt werden, könnten in der Steiermark jährlich mehr als 1,3 Mio. t CO_2 und in Österreich jährlich mehr als 13 Mio. t CO_2 in Ackerboden gebunden werden.

KLAR: In der KLAR! Bucklige Welt – Wechselland (KLAR, 2019) ist die Entwässerung von Güterwegen, Forst- und Bergstraßen durch die topografischen Gegebenheiten bzw. steilen Hanglagen bei Unwetterereignissen durch Verklausungen und daraus resultierende Überschwemmungen sowie Vermurungen eine Herausforderung. Diese KLAR-Initiative hat sich zum Ziel gesetzt, bewusstseinsbildende Maßnahmen in der Wasserrückhaltung der kleinstrukturierten Straßenentwässerung durchzuführen und Möglichkeiten aufzuzeigen, wie die künftigen Sanierungen und Neubauten von Güterwegen, Forst- u. Bergstraßen durchgeführt werden können. Die Kleinstrückhaltebecken sollen auch als

Trinkbrunnen für Tiere fungieren und deren Auswirkungen auf die Biodiversität aufgezeigt werden.

6.3.3.2 Landwirtschaft

Agrarpolitik fällt gemäß der österreichischen Bundesverfassung in das Aufgabengebiet der Länder (Holzer, 2018). Daher sind die Bundesländer betraut mit den Aufgaben in Zusammenhang mit dem Grundverkehr, dem Bodenschutz, den agrarischen Operationen (also Grundstückzusammenlegung), der Tiergesundheit und dem Pflanzenschutz. Regulierende Kompetenzen haben die Länder im Bereich des Umwelt- und Naturschutzes. Über diese regulativen Aufgaben hinaus sind die Länder auch zuständig für das landwirtschaftliche Schulwesen. Die Länder bieten auch Förderprogramme an für Zielstellungen, die von der Bundesebene bzw. der EU nicht adressiert werden.

Ungeachtet dieser Kompetenzzuordnung ist der Bund ein wichtiger Akteur in der österreichischen Agrarpolitik. Der Einfluss wird über das Vertragsrecht ausgeübt, indem der Bund mit Landwirten und Landwirtinnen Verträge abschließt und eigene Mittel einsetzt, um Förderungen zu gewähren, die nationalen Zielen dienen (z. B. Prämienzuschüsse für bestimmte Versicherungen). Der Bund (Art. 10 B-VG) ist auch für Veterinärwesen und Ernährungswesen (einschließlich der Nahrungsmittelkontrolle; Saat- und Pflanzgut, Futter-, Dünge- und Pflanzenschutzmittel) verantwortlich.

Der Bund beteiligt sich mit den Ländern gemeinsam an der Finanzierung des Programms der Ländlichen Entwicklung der EU, zu dessen wichtigen Elementen das ÖPUL und die Förderung der Berglandwirtschaft zählen. Im Bericht zur Lage der Landwirtschaft werden die Förderungen an die Land- und Forstwirtschaft im Umfang von 2,143 Mrd. Euro im Jahr 2019 folgendermaßen aufgeschlüsselt: 1,261 Mrd. Euro EU-Mittel, 378 Mio. Euro Bundesmittel, 504 Mio. Euro Landesmittel (BMLRT, 2020a). Davon wurden 1,596 Mrd. Euro direkt an land- und forstwirtschaftliche Betriebe ausbezahlt. Die EU-Mittel teilten sich auf in 713 Mio. Euro für Zahlungen zur Marktordnung und 547 Mio. für das Programm der Ländlichen Entwicklung. Dieses wurde von Bund (mit 303 Mio. Euro) und den Ländern (mit 241 Mio. Euro) kofinanziert (BMLRT, 2020a).

6.3.3.3 Wald

Das Österreichische Forstgesetz 1975 (in der geltenden Fassung) stellt die Grundlage für die nationale Waldpolitik dar. Darin wird definiert, dass Österreich den Prinzipien nachhaltiger Waldbewirtschaftung folgt und die Wirkungen des Waldes nach Nutz-, Schutz-, Wohlfahrts- und Erholungsfunktionen entsprechend einer multifunktionalen Waldbewirtschaftung versteht. Auf nationaler Ebene handelt es sich im Gegensatz zu z. B. Naturschutz oder Jagd um eine Bundeskompetenz. Obwohl die nationale Waldpolitik in Einklang mit dem Subsidiaritätsprinzip in nationaler Verantwortung liegt, gibt es gleichwohl eine Vielzahl an Instrumenten der EU-Politik (z. B. Landwirtschaft, Biodiversität, Klimaschutz), die in dieses Politikfeld hineinspielen und damit relevant sind.

Mit rund 48 % des österreichischen Staatsgebiets, d. h. 4 Mio. ha, zählt Österreich zu den waldreichen Ländern Europas. Diese Fläche besteht zu 81,1 % aus Privatwald (49,8 % Kleinwald, 21,7 % Großwald, 9,7 % Gemeinschaftswald) und 18,9 % öffentlichem Wald (15 % Österreichische Bundesforste AG; Linser, 2020). Aus der Vielzahl an Waldbesitzer_innen (ca. 145.000) und den vielfältigen Ansprüchen der Gesellschaft an den Wald ergibt sich eine komplexe Gemengelage hinsichtlich forstpolitischer Fragen. Dies kann sich in Interessenkonflikten äußern, sei es in der Frage des Eigentums vs. Interessen der Öffentlichkeit, in der Umsetzung von Naturschutzinstrumenten, z. B. im Rahmen der Natura-2000-Umsetzung, oder in der Wald-Wild-Debatte. Auch wenn klimapolitische Fragen vorerst auf übergeordneter Ebene diskutiert werden, sind Herausforderungen der Anpassung an den Klimawandel längst in der Praxis angekommen (z. B. Borkenkäfer, Windwurf, Waldsterben 2.0; BMNT, 2017b; Hoch & Steyrer, 2020).

Die wesentlichen Akteur_innen in der österreichischen Waldpolitik sind das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft (BML) und seine untergeordneten Einrichtungen in den Bundesländern sowie eine Vielzahl an Verbänden der Forst- und Holzwirtschaft und waldrelevante Interessenvertretungen: Austropapier, Bundesforschungszentrum für Wald, Kooperationsplattform Forst Holz Papier, Global 2000, Landwirtschaftskammer Österreich, Land&Forst Betriebe Österreich, Sägeindustrie, Umweltbundesamt, Umweltdachverband, World Wide Fund for Nature Österreich (WWF). Diese handeln im Rahmen der Sozialpartnerschaft, aber auch in anderen Kooperationsformen. Ein wichtiges Instrument der Koordination und des Austausches stellt das Österreichische Waldforum dar (BML, 2023), das sich auf die Österreichische Waldstrategie 2020+ (BMNT, 2018) bezieht. Jenes ist ein freiwilliges Instrument, das der Koordination unterschiedlicher Ansprüche an den Wald dient. Im Walddialog selbst werden in regelmäßigen Treffen aktuelle nationale und internationale forstpolitische Fragestellungen unter Einbeziehung interessierter Akteure behandelt und konsensorientiert diskutiert.

Klimapolitisch ergibt sich für die österreichische Forstpolitik wie auch in der gesamten EU eine cross-sektorale Situation (Wolfslehner et al., 2020). Das bedeutet, dass viele unterschiedliche Strategien und Gesetze aus anderen Politikbereichen waldrelevante Ziele formulieren und in die Umsetzung bringen und damit Zielkonflikte inhärent einhergehen können. Die Klimaziele durch eine Kohlenstoffspeicherung in situ und Außer-Nutzung-Stellung von Waldflächen ber-

gen hohes Konfliktpotenzial mit den Eigentümer_innen, da viele aus der Nutzung von forstlichen Ökosystemleistungen (z. B. Holz) ihr Einkommen bestreiten und bis dato keine umfassenden Kompensationsleistungen für die Nicht-Nutzung angeboten werden. Dem gegenüber stehen Konzepte zur Substitution von fossilen Stoffen durch nachwachsende Rohstoffe und Ansätze zur Anrechnung von Holz in der langlebigen materiellen Nutzung, z. B. im Bauwesen (Ludvig et al., 2021; Abschn. 5.2.1).

6.3.3.4 Naturschutz

Im Bereich Natur- und Biodiversitätsschutz mit der Unterstützung von Bund, Ländern und der Europäischen Union gibt es Projekte auf Ebene der Ministerien (z. B. Biodiversitäts-Strategie Österreich 2020+; Umweltbundesamt et al., 2014), in Zusammenarbeit von Ministerien und NGOs (z. B. zukunftsraumland, 2020) sowie privater Stiftungen (z. B. Blühendes Österreich, 2020), welche wiederum regionale und lokale Akteurinnen und Akteure sowie Organisationen bei der Umsetzung von Entwicklungsstrategien unterstützen. Es entsteht eine netzwerkartige und institutionell übergreifende Vernetzung mit den Zielen,

1. die Vielfalt an Pflanzen, Tieren und Lebensräumen als Grundlage zu sichern,
2. den ländlichen Raum in seiner Entwicklung zu fördern, und
3. landwirtschaftliche Produktivität nachhaltig sicherzustellen.

Kontrollmechanismen und Evaluierungen der gesetzten Maßnahmen und der erfolgreichen Implementation der Projekte sind jedoch weitgehend nicht publiziert. Als Best-practice-Beispiel, um die Glaubwürdigkeit der Akteure und der umgesetzten Maßnahmen und Entwicklungsstrategien zu erhöhen, gilt eine Selbstevaluierung, wie sie in der aktuellen Programmperiode von LEADER 14–20 erstmals durchgeführt wurde (Bergman et al., 2019). Die Ergebnisse zweier Begleitstudien (Ecker et al., 2019; Stoppacher, 2019) zeigen, dass nicht nur ländliche Regionen profitieren, sondern auch Gebiete mit nur wenigen direkt Begünstigten (u. a. urbane Räume).

Box 6.5 stellt Naturschutzgebiete in Österreich aus rechtlicher Sicht dar. Die Umweltanwaltschaften Österreichs (Umweltanwaltschaften Österreich, 2020; in jedem österreichischen Bundesland ist von den jeweiligen Landesregierungen eine Umweltanwaltschaft eingerichtet) vertreten die öffentlichen Interessen des Natur- und Umweltschutzes und unterstützen die Bürgerinnen und Bürger bei Umweltproblemen und Missständen. Neben länderspezifischen Agenden gibt es gemeinsame Positionspapiere und Stellungnahmen aller Umweltanwaltschaften, die klimawandelrelevante Strategien, Steuerungsinstrumente und Managementansätze bewerten.[1]

Box 6.5 Schutzgebiete aus rechtlicher Sicht

Naturschutz wird überwiegend von den Bundesländern geregelt und vollzogen (vgl. Abschn. 6.4.1). In den einzelnen Naturschutzgesetzen besteht daher beispielsweise die Möglichkeit, Schutzgebiete zu deklarieren. Allgemein kann festgehalten werden, dass Ziel und Zweck jeder Ausweisung eines Schutzgebietes darin liegen, das jeweilige Gebiet als Ganzes (Habitatschutz) oder besondere darin vorkommende Arten (Artenschutz) zu erhalten; oftmals wird auch bezweckt, den Zustand zu verbessern oder den ursprünglichen Zustand wiederherzustellen (für Natura-2000-Gebiete vgl. Götzl, 2017). Gesichert werden soll dies in der Regel über Nutzungsbeschränkungen, Verbote, Bewilligungspflichten und durch die Verhängung von Verwaltungsstrafen bei entsprechenden Zuwiderhandlungen. Da aber innerhalb eines Schutzgebietes besondere Umweltgüter, wie Biodiversität oder Boden, häufig anderen Interessen in Zusammenhang mit der Nutzung eben dieser Güter gegenüberstehen, bedarf es stets sorgfältiger Abwägungen zwischen diesen konfligierenden Interessen (z. B. Abwägung zwischen dem Schutz der Biodiversität und der Nutzung von Wasserkraft). Die Kehrseite des Schutzes bestimmter Areale liegt in dem durch die Unterschutzstellung bewirkten Eingriff in grundrechtlich geschützte Güter. Besonders betroffen ist das Eigentumsrecht durch die ausgelösten Benutzungsbeschränkungen. Ausgleichend statuieren daher viele Gesetze Entschädigungsleistungen für betroffene Eigentümer (für Natura-2000-Gebiete vgl. Prückner & Brenn 2012a).

Insofern ist die Vollziehung gefordert, bei Bewilligungsverfahren auf eine ausgewogene Gewichtung aller Interessen zu achten, wobei die monetäre Bewertung ökologischer Interessen aufgrund diverser Verfahren grundsätzlich möglich ist (Thöni, 2008). In der Praxis wird dem ökologischen Wert tendenziell ein zu geringer Wert beigemessen und häufig eine unzureichende Interessensabwägung vorgenommen (vgl. Bußjäger, 2001; Schulev-Steindl & Romirer, 2019 zum Vorarlberger Naturschutzrecht). Bei der Abwägungsentscheidung ist für ökologische Interessen weiters von Nachteil, dass diese nicht individualrechtsfähig sind; es gibt im Gegensatz zum subjektiven Recht

[1] http://www.umweltanwaltschaft.gv.at/de/publikationen/gemeinsame-publikationen und http://www.umweltanwaltschaft.gv.at/de/stellungnahmen-initiativen/gemeinsame-stellungnahmen.

des Projektwerbers kein entgegenstehendes subjektives Recht der Natur (Schulev-Steindl & Romirer, 2020).

Für den Aspekt der Biodiversität zentral ist das auf der FFH- und der VSch-RL basierende Schutzregime der Natura-2000-Gebiete, soll doch einerseits ein hoher Schutzstandard für die Erhaltung des Habitat- und Artenbestands im jeweiligen Gebiet sichergestellt und andererseits über die Vernetzung dieser Gebiete (Korridorwege) ein über den einzelnen Gebietsschutz hinausgehendes Gesamtschutzkonzept verwirklicht werden (Götzl, 2017). Eingriffe in Natura-2000-Gebiete sind einer verhältnismäßig strengen Verträglichkeitsprüfung zu unterziehen (Prückner & Brenn, 2012b).

Mit Stand 2017 war, wenngleich ein Aufwärtstrend verortet werden konnte, die Gebietsausweisung von Natura-2000-Gebieten (Schmelz, 2017) sowie die Herstellung der Korridore allerdings noch immer nicht abgeschlossen (Götzl, 2017). Eine ausreichende Gebietsausweisung und Vernetzung verspricht jedenfalls erhebliches Schutzpotenzial für die Belange der Biodiversität. Zur Überwindung der bundesstaatlichen Zersplitterung (Biodiversitätsschutz ist grundsätzlich Länderkompetenz) könnte auf Gliedstaatsverträge nach Art. 15a B-VG zwischen den Bundesländern und/oder dem Bund zurückgegriffen werden (Mauerhofer et al., 2018). Dies könnte wirkungsvoll – und ganz im Sinne der Ziele des Natura-2000-Regimes – zum übergreifenden Schutz der Biodiversität beitragen.

6.3.3.5 Österreichische Bioökonomiestrategie

Der Bioökonomie kommt im Zuge der Transformation des Wirtschaftssystems in Richtung zu mehr Nachhaltigkeit eine wichtige Rolle zu. Nachhaltig produzierte erneuerbare Biomasse ist notwendig, um Rohstoffe aus fossilen Quellen zu ersetzen und liefert die Grundlage der Nahrung für Mensch und Tier. Die Begriffe „bioeconomy“ oder „bio-based economy“ haben politische Konnotationen und stehen in Bezug zu einer Wirtschaft, die auf erneuerbare, biologische Ressourcen setzt (McCormick & Kautto, 2013; OECD, 2009, 2001; Zawojska & Siudek, 2016). Sie umfasst damit jene Bereiche, die bereits bevor sich diese Begriffe etabliert haben als „nachwachsende Rohstoffe“ oder „Biomasse“ Eingang in die politische Diskussion gefunden haben.

In Österreich wurde 2012 der Ressourceneffizienz Aktionsplan (BMLFUW, 2012b) veröffentlicht. Er weist viele Berührungspunkte mit der Bioökonomie auf, indem er eine Steigerung der Effizienz bei der Nutzung natürlicher Ressourcen verfolgt. Es folgte die FTI-Strategie für die biobasierte Industrie in Österreich (FTI für Forschung, Technologie und Innovation; Ganglberger & Strurm, 2014). Die 2015 gegründete Initiative Bioeconomy Austria bietet verschiedenen Akteuren aus Politik, Forschung und Industrie eine Plattform zum Austausch und informiert über aktuelle Entwicklungen. Auch die Österreichische Waldstrategie 2020+ nimmt Bezug auf bioökonomische Herausforderungen (BMNT, 2018). Im Rahmen der #mission2030 und der Österreichischen Klima- und Energiestrategie (BMNT & BMVIT, 2018) wurde der Ministerratsbeschluss zur Erarbeitung einer Bioökonomiestrategie gefasst. 2019 wurde die Bioökonomiestrategie für Österreich veröffentlicht, um fossile Energie und Materialien durch nachwachsende Rohstoffe langfristig zu ersetzen (BMNT et al., 2019). Sie beinhaltet folgende sechs Ziele: Erreichung der Klimaziele; Reduktion der Abhängigkeit von nicht erneuerbaren Rohstoffen; Förderung von Innovation; Förderung wirtschaftlicher Entwicklung; Sicherung und Schaffung von Arbeitsplätzen und Förderung nachhaltiger gesellschaftlicher Transformation; Land-, Forst- und Wasserwirtschaft. Die Strategie haben die Bundesministerien für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT), für Verkehr, Innovation und Technologie (BMVIT) und für Bildung, Wissenschaft und Forschung (BMBWF) als gleichrangige Akteure entwickelt. Dazu wurde eine Bioökonomieplattform gegründet, in der verschiedene Expertinnen und Experten über Workshops einbezogen wurden. Für die Umsetzung der Strategie wird ein Aktionsplan Bioökonomie ausgearbeitet. Dazu sind unter anderem rund 20 Workshops mit rund 450 Teilnehmenden geplant. Im Jahr 2020 wurde der Österreichische Waldfonds etabliert, ein Instrument zur Finanzierung einer nachhaltigen Waldwirtschaft und von Innovationen in der Holzverarbeitung. Dieser Fonds unterstützt den Aufbau des Netzwerkes „Bioeconomy-Austria“ (https://www.bioeconomy-austria.at/), eines Leuchtturmprojekts der nationalen Bioökonomiestrategie. Das Netzwerk wird von zehn Partnerorganisationen unterstützt, u. a. vom Umweltbundesamt, der Energieagentur und der „BioBase“ (https://www.biobase.at), einer Innovationsplattform für Bioökonomie und Kreislaufwirtschaft mit Finanzierung durch das BMK, die sich als Informationsdrehscheibe für Wirtschaft, Wissenschaft, Verwaltung und Politik versteht.

Eine Untersuchung zur Wahrnehmung und Bewertung der österreichischen Bioökonomie im Forst- und Holzsektor hat gezeigt, dass die Akteur_innen das Thema wahrnehmen, sich als Beteiligte sehen und das Thema als Chance begreifen. Weiters teilen sie die Idee, dass der Ersatz von fossilen durch erneuerbare Rohstoffe den Kern der Bioökonomie darstellt (Lehner, 2019). Eine ähnliche Studie unter Studierenden der Forstwirtschaft hat gezeigt, dass Bioökonomie als Chance für den Sektor begriffen wird, während österreichische Studierende trotz dessen besorgt über eine nachhaltige Waldbewirtschaftung sind (Masiero et al., 2020) und damit vorhergehende Ergebnisse (Stern et al., 2018) bestätigen.

6.4 Kompetenzverteilung in Österreich und staatliche Instrumente

6.4.1 Kompetenzverteilung

Da Österreich ein Bundesstaat ist (Art. 2 Bundes-Verfassungsgesetz [B-VG]), werden die unterschiedlichen Materien von verschiedenen Gebietskörperschaften behandelt. Dies gilt insbesondere für alle Bereiche der Landnutzung (für die Bodenfunktionen und Rechtsgrundlagen siehe BMLFUW, 2013). Die verfassungsrechtlich festgelegte Kompetenzverteilung beeinflusst die Wirksamkeit von staatlichen Landnutzungsentscheidungen, Strategien und entsprechende Maßnahmen.

Mit der Kompetenzverteilung ist die Aufteilung der Staatsfunktionen im Staatssystem gemeint (Öhlinger & Eberhard, 2019). Dabei werden die unterschiedlichen Materien nach Gesetzgebungs- und Vollziehungskompetenzen aufgeteilt. Hierbei sind vier Kategorien auszumachen:

1. Gesetzgebung und Vollziehung ist Bundessache (Bund darf Regelungen erlassen und durch eigene Organe bzw. im Rahmen der „mittelbaren Bundesverwaltung" mit Hilfe von Landesorganen vollziehen – Art. 10 B-VG [1930]: z. B. Forstrecht oder Wasserrecht).
2. Gesetzgebung ist Bundessache, Vollziehung hingegen Landessache (der Bund ist ermächtigt, gesetzlich tätig zu werden, Organe der Länder vollziehen – Art. 11 B-VG [1930] z. B. Umweltverträglichkeitsprüfung).
3. Grundsatzgesetzgebung ist Bundessache, Ausführungsgesetzgebung und Vollziehung ist Landessache (Art. 12 B-VG [1930]: z. B. Elektrizitätswesen).
4. Gesetzgebung und Vollziehung ist Landessache (die Erlassung von gesetzlichen Bestimmungen und deren Vollziehung liegen in der Hand der Bundesländer – Art. 15 Abs. 1 B-VG [1930]: z. B. Naturschutzrecht oder Bodenschutzrecht. Aber auch überwiegend Raumordnungsrecht – zur diesbezüglichen zersplitterten Kompetenzverteilung [Bund, Länder und Gemeinden] vgl. Abschn. 6.6 Kap. 7).

Daneben besteht gemäß Art. 13 Abs. 1 B-VG eine eigene Kompetenzverteilung im Bereich des Abgabenwesens.

Diese zersplitterte Kompetenzverteilung führt oftmals dazu, dass eine Sachmaterie nicht von einem einzigen Gesetzgeber einheitlich zu regeln ist. Daraus resultieren sodann häufig differenzierte Regelungssysteme. Von Bedeutung ist in diesem Zusammenhang die Gesichtspunktetheorie, wonach ein bestimmter Gegenstand nach verschiedenen Anknüpfungspunkten (Gesichtspunkten) geregelt werden kann (Öhlinger & Eberhard, 2019, Seite 137 f). Beispielhaft ist hier eine gewerbliche Betriebsanlage zu nennen, die einerseits aus gewerberechtlicher (Bundesangelegenheit) und andererseits aus baurechtlicher (Landesangelegenheit) Perspektive betrachtet werden kann.

Um dieser Zersplitterung zu begegnen, werden bestimmte Instrumente, insb. spezielle Interpretationstheorien, bereitgestellt. Eine koordinierende und daher bedeutsame Funktion kommt aber auch dem Berücksichtigungsprinzip zu (Bußjäger & Seeberger, 2011). Dieses verpflichtet die Gebietskörperschaften (Bund und Länder) einerseits zur wechselseitigen Rücksichtnahme bei der Ausübung ihrer Gesetzgebungskompetenzen (Berücksichtigungsgebot) und erlaubt ihnen andererseits auch, Zwecke oder Interessen, die in die Gesetzgebungskompetenz der jeweils anderen Gebietskörperschaft fallen, zu berücksichtigen (Berücksichtigungsbefugnis; Bachmann et al., 2018).

Insofern ist es dem Bund beispielsweise rechtlich möglich, die Beachtung und den Schutz der Biodiversität, die ansonsten über die Länderkompetenz in den Naturschutzgesetzen implementiert ist, in seine gesetzlichen Bestimmungen, insb. betreffend Abwägungsentscheidungen, aufzunehmen. Dies erfolgt etwa dann, wenn die Frage des Biodiversitätsschutzes in die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) miteinbezogen wird (vgl. § 1 Abs. 1 UVP-G, 2000) oder bei Abwägungsentscheidungen in wasserrechtlichen Bewilligungsverfahren (Bundeskompetenz) nach § 105 Abs. 1 lit. f WRG (1959) (wesentliche Beeinträchtigung oder Gefährdung des Tier- und Pflanzenbestandes – Landeskompetenz Naturschutz). Hierbei handelt es sich um Beispiele für die Berücksichtigungsbefugnis.

In Konflikt mit dem Berücksichtigungsgebot gerät etwa eine (landesgesetzliche) naturschutzrechtliche Regelung, die den Bundeskompetenzen unterliegende bedeutsame Vorhaben (z. B. Verkehrsprojekte) verhindert oder praktisch unmöglich macht. Es gilt, die gegenbeteiligten Interessen nicht zu negieren oder zu unterlaufen (Bußjäger & Seeberger, 2011). Dem VfGH (Verfassungsgerichtshof) zufolge kann das Berücksichtigungsgebot in Ausnahmefällen wegen der außergewöhnlichen Dimension bestimmter schutzwürdiger Interessen bzw. Güter aber außer Acht bleiben (Schmid, 2007).

Beispielhaft für das Berücksichtigungsgebot sind Bestimmungen in den Raumordnungsgesetzen der Länder anzuführen, die die Gemeinden verpflichten, bei der Erstellung von Flächenwidmungsplänen auf die Interessen der bundesgesetzlichen Planungsbereiche (etwa auf Gefahrenzonenpläne nach Forst- und Wasserrecht, vgl. dazu § 18 Abs. 7 OÖ Raumordnungsgesetz [LGBl 114, 1993]) Bedacht zu nehmen. Die Berücksichtigung eines Interesses darf allerdings nur so weit gehen, als dies nicht in eine „Regelung" der (anderen) Materie umschlägt und muss bloßen Ergänzungscharakter haben (Granner & Raschauer, 2012).

Die Gebietskörperschaften unterliegen aber auch aus finanzverfassungsrechtlicher Sicht einer Koordinierungs-

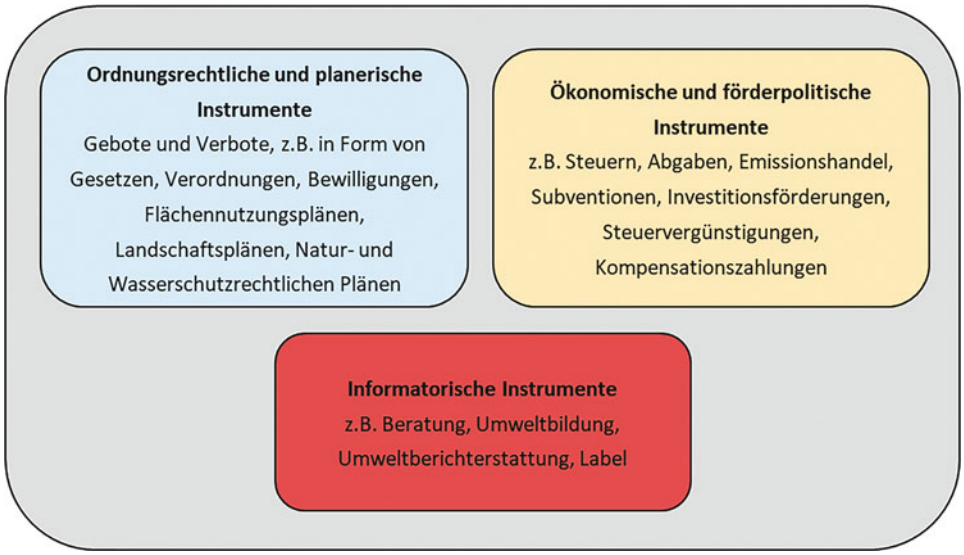


Abb. 6.1 Übersicht über umweltpolitische Instrumente. (In Anlehnung an SRU, 2015)

pflicht. So haben Bund, Länder und Gemeinden nach der Staatszielbestimmung des Art. 13 Abs. 2 B-VG (1930) bei ihrer Haushaltsführung die Sicherstellung des gesamtwirtschaftlichen Gleichgewichtes und nachhaltig geordnete Haushalte anzustreben; auch sind sie verpflichtet, ihre Haushaltsführung in Hinblick auf diese Ziele zu koordinieren (Baumgartner & Fister, 2017).

6.4.2 Staatliche Instrumente

Treibhausgasemissionen aus der Landnutzung spielen in Hinblick auf den Klimaschutz eine bedeutende Rolle (Abschn. 2.2). Dies betrifft sowohl den LULUCF-Bereich als auch den Sektor Landwirtschaft, deren Emissionen zu den energiebedingten Treibhausgasemissionen zählen und bisher im Effort-Sharing-Bereich bilanziert werden. Mit Hilfe einer Bandbreite an umweltpolitischen Instrumenten kann der Staat (oder eine überstaatliche Institution) Anreize und Rahmenbedingungen schaffen, die konkrete klimafreundliche technische oder organisatorische Anpassungen in der Produktions- und Wirtschaftsweise sowie im Konsumverhalten herbeiführen. Im Allgemeinen werden dabei fünf Kategorien von Instrumenten unterschieden (Abb. 6.1).

6.4.2.1 Klassisches Ordnungsrecht

Dem österreichischen Staat steht ein breites Spektrum rechtlicher Instrumente zur Mitgestaltung aller Lebensbereiche zur Verfügung. Dabei beeinflussen staatliche Akte oder Handlungen, aber auch Unterlassungen, menschliches Verhalten mehr oder weniger stark. Zunächst kann der Staat Regelungen erlassen, die die betroffenen Menschen durch Ge- oder Verbote zu verschiedenen Handlungen oder Unterlassungen zu bewegen suchen. Dies kann entweder in generalisierender Form durch Gesetze oder Verordnungen oder durch individuelle Normen, wie Bescheide oder gerichtliche Entscheidungen, bewirkt werden.

Im Bereich der Landnutzung sind dabei unzählige umwelt- und wirtschaftsrechtliche Regelungen, wie sie beispielsweise im Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz (UVP-G), Wasserrechtsgesetz (WRG), Abfallwirtschaftsgesetz (AWG), in der Gewerbeordnung (GewO), im Forstgesetz (ForstG), in den Raumordnungs- und Baugesetzen, aber auch in den Naturschutzgesetzen sowie in etlichen konkretisierenden Verordnungen statuiert sind, einschlägig. Ist demnach ein bestimmtes klimaschädliches Verhalten nicht gewollt, kann dem mit entsprechenden (sanktionsbewehrten) Verboten begegnet werden. Ist hingegen klimafreundliches Verhalten erwünscht, kann auf dieser Ebene mit Geboten reagiert werden. In der Regel sieht die Rechtsordnung dabei zwangsbewehrte Mechanismen zur Durchsetzung dieser rechtlichen Vorgaben vor. Hervorzuheben ist in diesem Zusammenhang, dass in den einzelnen Materiengesetzen Aufsichtspflichten unterschiedlichen Ausmaßes vorgesehen sind (z. B. Forstaufsicht gem. § 172 ForstG; Gewässeraufsicht gem. §§ 130 ff. WRG; Amtliche Kontrolle gem. §§ 11 ff. Düngemittelgesetz). In diesem Rahmen ist es möglich, Verletzungen von Rechtsvorschriften aufzuzeigen und diesen behördlich zu begegnen (sei es durch bescheidförmige Aufträge, Zwangsakte oder durch die Einleitung von Verwaltungsstrafverfahren). An dieser Stelle ist wichtig zu betonen, dass die Qualität und Quantität des „Monitorings" dabei von der personellen (und damit verbunden auch von der finanziellen) Ausstattung der zuständigen Behörden abhängen wird.

Ein Beispiel für klassisches Ordnungsrecht im Bereich der Landnutzung ist das grundsätzliche Verbot einer Rodung (vgl. § 17 Abs. 1 ForstG; BGBl 440 1975); eine solche kann daher nur nach erteilter Bewilligung vorgenommen werden (vgl. § 17 Abs. 2 ForstG; BGBl 440 1975). Ebenso stehen die Errichtung und der Betrieb landnutzender Anlagen, wie

etwa Kraftwerke, unter dem Vorbehalt zahlreicher weiterer materiengesetzlicher Bewilligungstatbestände (vgl. nur § 3 UVP-G, 2000, oder §§ 9 und 10 WRG, 1959) Zu den landnutzungsbezogenen Regelungen zählen weiters auch solche über die Art der Düngung (vgl. § 4 des Steiermärkischen landwirtschaftlichen Bodenschutzgesetzes) und die Vermeidung von Bodenerosion und Bodenverdichtung (vgl. § 6 des Steiermärkischen landwirtschaftlichen Bodenschutzgesetzes; LGBl 66, 1987). Auch die gesetzliche Implementierung technologischer Standards ist auf dieser Ebene möglich (vgl. § 6 Düngemittelgesetz; BGBl 103, 2021).

6.4.2.2 Ökonomische und förderpolitische Instrumente

In den 1980er-Jahren wurde das Interesse der politischen Entscheidungsträger an Umweltsteuern und anderen ökonomischen Instrumenten der Umweltpolitik geweckt. Es wurde argumentiert, dass die traditionelle regulative Umweltpolitik nicht in der Lage sei, weitere inakzeptable Umweltschäden zu verhindern. Die Erweiterung des umweltpolitischen Instrumentariums wird als eine der wichtigsten Prioritäten im Fünften Umweltaktionsprogramm der Europäischen Gemeinschaft genannt (EU, 1993).

Da im Bereich der Marktkräfte die Preise nicht die vollen Kosten widerspiegeln, die der Gesellschaft durch Produktion und Verbrauch entstehen, einschließlich der Umweltkosten, kann der Staat – innerhalb eines umweltpolitischen Instrumentenmixes – Steuern vorschreiben, die Betroffene durch drohende Mehrkosten zu alternativen, umweltfreundlichen Handlungsweisen animieren sollen. Über diesen Weg kann er auch zu als positiv erachteten Handlungen anreizen, wenn er etwa das gewünschte Verhalten mit steuerlichen Begünstigungen versieht. Daneben steht dem Staat das förderpolitische Instrument der Subvention zur Verfügung. Hierbei verpflichtet sich der Subventionsempfänger in der Regel zu einem entsprechenden (ökologischen bzw. klimafreundlichen) Verhalten und erhält dafür eine meist geldwerte Gegenleistung vom Staat (z. B. Umweltförderungsgesetz, ÖPUL).

Ökonomische Instrumente zielen darauf ab, wirtschaftliche Anreize für umweltfreundliches Verhalten zu setzen. Hierbei geht es vor allem um eine Annäherung an die sogenannte „Internalisierung“ von Umweltkosten (externe Kosten) zur Behebung von Marktversagen und negativen externen Effekten (Pigou, 1920). Dies geschieht beispielsweise durch eine steuerliche Belastung des Einsatzes oder der Emission umweltschädlicher Stoffe (Preislösung). Eine weitere Möglichkeit ist der Emissionsrechtehandel, etwa der EU-Emissionshandel oder der unternehmensinterne Emissionszertifikatehandel. Hier gibt die Politik direkt das Umweltziel vor (Mengenlösung), der Preis für die Emissionszertifikate wird auf dem Markt gebildet. Subventionen oder Steuerabschreibungen können als Finanzierungsinstrumente für positive Anreize genutzt werden. Sie werden vor allem dann vorgeschlagen, wenn es um die Sanierung von Altlasten oder um den Ausgleich von Schäden geht, deren Verursacher nicht mehr feststellbar sind. So verfügt die EU mit LIFE seit 1991 über ein gemeinschaftliches Finanzierungsinstrument für vorrangige Umweltmaßnahmen.

Besteuerung der Emissionen von Treibhausgasen, der EU-Emissionshandel und der CO_2-Grenzausgleichsmechanismus zur Reduktion von Treibhausgasemissionen

CO_2-Steuern werden seit den 1990er-Jahren zunehmend zur Erreichung klimapolitischer Ziele eingesetzt (z. B. Worldbank, 2019). Durch die Einführung einer CO_2-Steuer erhöhen sich die Kosten für die Nutzung fossiler Rohstoffe, was einen Anreiz zur Verminderung der Emissionen darstellt (z. B. durch Veränderungen des Verhaltens oder durch einen Shift zu emissionsärmeren oder energieeffizienteren Technologien wie erneuerbaren Energien). Die empirische Evidenz zeigt, dass Emissionen in Folge der Einführung von CO_2-Steuern reduziert werden (z. B. Brännlund et al., 2014; Rivers & Schaufele, 2015, 2017). Der Rückgang ist dabei tendenziell höher als bei einer reinen Preiserhöhung fossiler Energieträger aufgrund der höheren Stabilität und Sichtbarkeit der Preisänderung („Tax Salience“; siehe z. B. Andersson, 2019; Antweiler & Gulati, 2016; Bernard & Kichian, 2019; Rivers & Schaufele, 2017, 2015). Neben einer Reduktion von Emissionen kann eine höhere Besteuerung von Treibstoffen auch zu einer Eindämmung der Zersiedelung beitragen, indem durch die höheren Kosten ein Anreiz gegen lange Wegstrecken gesetzt wird (OECD, 2018; Tanguay & Gingras, 2012). Insofern gehen von der CO_2-Bepreisung auch Effekte auf die Landnutzung aus. Zu den Effekten der in 2022 in Österreich eingeführten CO_2-Bepreisung liegen noch keine umfassenden Analysen vor. Aufgrund des niedrigen Preisniveaus ist von relativ geringen Lenkungseffekten auszugehen.

Der Emissionshandel funktioniert nach dem Prinzip „Cap and Trade“. Das bedeutet, dass seitens der EU eine Obergrenze oder ein Grenzwert für die Gesamtmenge bestimmter Treibhausgase vorgeschrieben wird („Cap“), die von der Industrie emittiert werden dürfen, wobei diese Obergrenze kontinuierlich gesenkt wird. Im Rahmen der Obergrenze erhalten oder kaufen die Unternehmen Emissionszertifikate, die sie je nach Bedarf untereinander handeln können, um so eine kosteneffiziente Verringerung von Treibhausgasen zu ermöglichen. Die Düngemittelindustrie in der EU ist durch dieses System mit erhöhten Kosten konfrontiert. Da die europäische Düngemittelindustrie im internationalen Wettbewerb steht und weltweit wohl fast die einzige Düngemittelindustrie ist, die Treibhausgaskosten zu tragen hat, besteht jedoch das Risiko, dass sie ihre Produktion und damit ihre CO_2-Emissionen in Nicht-EU-Länder mit feh-

lenden klimapolitischen Marktanreizen verlagert, was als „Carbon Leakage“ bezeichnet wird (Dröge, 2021). Um in dieser und anderen Industrien, wie z. B. der Stahlindustrie, gleiche Wettbewerbsbedingungen zu gewähren und dem Carbon Leakage zu begegnen, schlägt die EU-Kommission in ihrem Green Deal vor, ein neues Instrument einzuführen: einen CO_2-Grenzausgleichsmechanismus („Carbon Border Adjustment Mechanism“ – CBAM), der Einfuhren in die EU mit einer Abgabe belastet, die ihrem CO_2-Gehalt entspricht (Dröge, 2021). Die Einführung eines solchen Mechanismus würde die Landwirte weltweit mit höheren Kosten für Mineraldünger konfrontieren und so zu einem effizienteren, sparsameren Umgang mit Mineraldünger anreizen. Eine andere Möglichkeit, den Einsatz von Mineraldünger zu begrenzen, stellt eine Düngemittel- bzw. Stickstoffsteuer dar (Box 6.6).

Box 6.6 Beispiel Düngemittel- oder Stickstoffsteuer

Ein Beispiel für eine Abgabe, die direkt die Art des Landmanagements im Agrarbereich betrifft, ist die Düngemittel- oder Stickstoffsteuer (Rougoor et al., 2001). Vor ihrem Beitritt zur EU hatten Österreich (1986–1994), Finnland und Schweden eine Düngemittelabgabe eingeführt. Eine Düngemittelsteuer erhöht den Preis des Stickstoffeinsatzes und soll dadurch den übermäßigen Einsatz dieses Inputs sowie die diffusen Stickstoffemissionen in die Umwelt verringern. Die Erhöhung des Stickstoffpreises führt durch einen reduzierten Einsatz entweder zu einer geringeren Produktivität des landwirtschaftlichen Outputs oder zu verbesserten und effizienteren Methoden/Technologien des Düngemitteleinsatzes.

In Österreich betrug der damalige Preis pro kg Stickstoff zwischen 0,24 Euro und 0,47 Euro. Im Jahr 1986 betrug die Abgabe etwa 24 % des ursprünglichen Düngemittelpreises, aber zunächst trugen die Düngemittelindustrie und die Händler die zusätzlichen Kosten und gaben diese nicht an die Landwirte weiter. Zwischen 1987 und 1989 stiegen die Preise dann aufgrund der Abgabe um 10–20 %. Da nach der Einführung der Abgabe im Jahr 1986 der Preis für Düngemittel nicht sofort anstieg, gab es keinen zusätzlichen wirtschaftlichen Anreiz für die Landwirte, den Düngemitteleinsatz zu reduzieren. Dennoch kam es 1986 zu einem starken Rückgang des Einsatzes von Stickstoffdüngern um 17 %. Hofreither und Sinabell (1998) stellten fest, dass die Abgabe an die Tatsache erinnerte, dass Stickstoff ein Kostenfaktor ist, und zugleich an die Umweltmotivation eines Teils der österreichischen Landwirte appellierte. Sie hatte somit eine Signalwirkung.

Ökonomische Bewertung von Ökosystemleistungen und Payments for Ecosystem Services (PES)

Das Konzept der ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen kann für die Entscheidungsfindung über Landnutzung und Landmanagement im Sinne der ökonomischen Effizienz, aber auch der Wohlfahrtswirkungen in einem weiteren Sinn sowie sozialer Verteilungswirkungen verwendet werden. Ökosystemleistungen entstehen in Ökosystemen mit ihren Elementen, durch ökologische Prozesse und Funktionen, und stellen jene wahrgenommenen und für das menschliche Wohlbefinden wesentlichen Leistungen der Natur dar (Potschin et al., 2016; Díaz et al., 2018, Box 1.2).

Das europäische TEEB-Programm („The Economics of Ecosystems & Biodiversity“ – TEEB, 2010) hat die in der Wissenschaft unbestrittene Bedeutung von Ökosystemleistungen ökonomisch bewertet (Kumar, 2010; Hansjürgens et al., 2019). Jedenfalls ergibt sich sowohl aufgrund der vielfältigen (ökonomischen) Bewertungsmethoden als auch der der Bewertung innewohnenden gesellschaftlichen, rechtlichen und ökonomischen Kontexte (Hanemann, 1995) sowie der den einzelnen Bewertungsuntersuchungen zugrundliegenden Ausgangs- und Veränderungsszenarien eine enorme Bandbreite an Bewertungsergebnissen (in TEEB beispielsweise dargestellt als Ökosystemleistungen in USD pro Hektar und Jahr für verschiedene Ökosysteme, z. B. Flüsse und Seen, Feuchtgebiete, Wälder in gemäßigten Klimazonen); dies zeigt auch die Grenzen der ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen auf. Die monetäre Bewertung von Umwelt und Natur wird auch aus einer nicht anthropozentrischen Sichtweise kritisiert (z. B. Mace, 2014; Box 1.4).

Für Österreich liegen wenige Untersuchungen vor, die sich mit der ökonomischen (i. S. von monetären) Bewertung von Ökosystemleistungen befassen. Eine naturnähere Bewirtschaftung von Wäldern und Ausweitung von Schutzgebieten kann ökonomisch deutlich vorteilhaft sein bezogen auf den Gesamt-Wohlfahrtseffekt, und zwar durch die Verbesserung von folgenden Ökosystemleistungen [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]: regulierende Leistungen (z. B. Schutzwald; Getzner, 2017); Klimaschutz durch Aufbau des Kohlenstoffspeichers in Wäldern (inkl. des Aufbaus von Speichern durch verringerte Entnahme von Biomasse; Getzner & Kirchmeir, 2019); sowie kulturelle Leistungen (z. B. Erholungswert; Getzner & Meyerhoff, 2020); Schutz der Biodiversität (Getzner et al., 2018); Landschaftsbild (Getzner & Meyerhoff, 2020; Schirpke et al., 2016). Aus den angeführten Untersuchungen ergibt sich eine robuste Evidenz, dass aus Sicht einer gesamtwirtschaftlichen, wohlfahrtsorientierten Betrachtung die nicht marktgängigen Ökosystemleistungen von gewichtiger, im generellen die marktgängigen Ökosystemleistungen von überragender Bedeutung sind (Abschn. 8.4.6).

Ökonomische Anreizinstrumente im Sinne von Zahlungen für Ökosystemleistungen, wie die sogenannten „Pay-

ments for Ecosystem Services“ (PES), werden in Wissenschaft und Praxis als ein ökonomisches Instrument zur Bewältigung von Umweltproblemen, zur Vermeidung von Risiken für Ökosystemleistungen sowie für die Bereitstellung von Ökosystemleistungen diskutiert (Kemkes et al. 2010; Wunder 2015; Ezzine-de-Blas et al. 2016; Illes et al. 2017; Matzdorf et al. 2019; Tasser et al. 2020; Box 1.4). Demnach wird ein monetärer Anreiz für die Vermeidung von (prinzipiell zulässigen) negativen (externen) Umwelteffekten auf Ökosystemleistungen bzw. ein finanzieller Ausgleich für Maßnahmen zur Erhaltung oder Wiederherstellung von Ökosystemleistungen entrichtet. Die Preissetzung erfolgt dabei oft auf heuristische Weise und nicht entsprechend einer strikten ökonomischen Bewertung der Kosten oder Nutzen der jeweiligen Naturinanspruchnahme bzw. der entsprechenden Ökosystemleistungen (Pirard, 2012). Agrarumweltprogramme können als Zahlungen für Ökosystemleistungen (PES) betrachtet werden, bei denen die Regierungen öffentliche Güter bzw. die Bereitstellung von Ökosystemleistungen kaufen. In der Praxis leisten Regierungen nur selten Zahlungen auf der Grundlage einer monetären Bewertung von bereitgestellten Ökosystemleistungen. Vielmehr stellen die Zahlungen generell Anreize für Landwirte und Landwirtinnen dar, Praktiken anzuwenden, die die biologische Vielfalt und die Ökosystemleistungen fördern, etwa Anreize für extensivere Bewirtschaftung von Flächen oder Flächenstilllegungen in Form von Blühstreifen. Die Regelungen für die Zahlungen der Europäischen Union basieren beispielsweise auf dem Einkommensverzicht, den die Landwirte und Landwirtinnen durch diese Maßnahmen erleiden. Die Agrarumweltprogramme sind von Land zu Land sehr unterschiedlich ausgestaltet, selbst innerhalb der Europäischen Union. Zu den wichtigsten Zielen solcher Programme gehören die Verringerung der Nährstoff- und Pestizidemissionen, der Schutz der biologischen Vielfalt, die Wiederherstellung von Landschaften und die Verhinderung der Landflucht (Dasgupta, 2021).

Obwohl der PES-Ansatz ursprünglich als Alternative zu staatlichen Eingriffen konzipiert wurde, spielen Regierungen bei den meisten bisher umgesetzten PES-Programmen eine Schlüsselrolle, etwa im Bereich der Europäischen Agrarpolitik. Zusätzlich zu der Tatsache, dass viele Ökosystemleistungen Eigenschaften eines öffentlichen Gutes (Abschn. 8.4.6) aufweisen, liegt die Beteiligung von staatlichen Stellen in der Herausforderung der Entwicklung und Umsetzung von an Bedingungen geknüpften PES begründet. Die hohen Transaktionskosten sowie die Risiken für die Nichterbringung von Ökosystemleistungen sind weitere Gründe für staatliches Handeln im Bereich der Finanzierung von öffentlichen Gütern und Ökosystemleistungen.

Es gibt eine umfangreiche Literatur über die Gestaltung, Effizienz und Wirksamkeit von Agrarumweltprogrammen und die Frage, ob die entsprechenden Zahlungen zu einer langfristigen Nachhaltigkeit führen oder nicht (Ansell et al., 2016; Kleijn et al., 2006; Kleijn & Sutherland, 2003). Zu den zentralen Forschungsfragen gehören, ob Agrarumweltprogramme die Ökosystemleistungen verbessern, ob sie in landwirtschaftlichen Randgebieten effektiver sind als in intensiv bewirtschafteten Gebieten, ob sie mehr oder weniger kosteneffizient für die biologische Vielfalt in der Landwirtschaft sind als in Schutzgebieten und inwieweit ihre Wirksamkeit durch die Ausbildung und Beratung der Landwirte und Landwirtinnen beeinflusst wird. Die Erfahrungen aus europäischen Agrarumweltprogrammen zeigen, dass diese für die Erhaltung der Biodiversität auf landwirtschaftlichen Flächen wirksam sein können, aber sie müssen sorgfältig konzipiert, geplant und ausgerichtet werden (Ansell et al., 2016; Batáry et al., 2015; vgl. auch Box 6.7).

Box 6.7 Neue „Environmental Land Management Schemes“ im Vereinigten Königreich

In England wird derzeit eine neue Politik für Landnutzungsentscheidungen entwickelt, die darauf abzielt, die Bereitstellung und den Wert von Ökosystemleistungen aus einer nachhaltigen Landbewirtschaftung anzuerkennen und zu vergüten. Das Programm „Environmental Land Management (ELM)“ ist ein neues Agrarumweltprogramm, das einem nationalen Mechanismus zur Bezahlung von Ökosystemleistungen (PES) ähnelt (DEFRA, 2020a, 2020b). Es zielt darauf ab, die Bereitstellung von öffentlichen Umweltgütern und -dienstleistungen zu entlohnen, im Gegensatz zu anderen Ansätzen, die Einkommensverluste oder die Landfläche als Grundlage für Zahlungen für Ökosystemleistungen verwenden. Durch ELM werden somit Landwirte, Förster und andere Landbewirtschafter und -bewirtschafterinnen für die Bereitstellung von Ökosystemleistungen bezahlt. Zu den bezahlten öffentlichen Gütern gehören: saubere Luft, sauberes und ausreichend vorhandenes Wasser, gesunde Pflanzen und wildlebende Tiere, Schutz vor und Abschwächung von Umweltgefahren, landschaftliche Ästhetik, kulturelles Erbe und Engagement für die Umwelt, Abschwächung des Klimawandels und Anpassung an den Klimawandel. Die geplanten Reformen im Rahmen von ELM unterstützen die Verwirklichung der im 25-Jahres-Umweltplan der britischen Regierung festgelegten Ziele und die Verpflichtung, bis 2050 Netto-Null-Emissionen zu erreichen, und tragen gleichzeitig zu einem produktiven, wettbewerbsfähigen und widerstandsfähigen Agrarsektor bei (DEFRA, 2018).

ELM setzt sich aus drei Teilprogrammen zusammen:

1. „Sustainable Farming Initiative“,
2. „Local Nature Recovery“,
3. „Landscape Recovery“.

Der Schwerpunkt der „Sustainable Farming Initiative" liegt auf einer nachhaltigen Landwirtschaft. Es werden Maßnahmen vergütet, an denen sich alle Landwirte und Landwirtinnen beteiligen können (aber nicht müssen) und die neben der Lebensmittelproduktion zur Verringerung des Einsatzes von anorganischen Düngemitteln und Pestiziden, zur Pflege der Böden, zur Verbesserung der Artenvielfalt, der Wasserqualität, der Luftqualität und der Kohlenstoffbindung in der Landwirtschaft beitragen (DEFRA, 2021). Das Programm „Local Nature Recovery" wird ab 2023 schrittweise eingeführt und dient der Finanzierung von Maßnahmen, mit denen Umweltprioritäten auf lokaler Ebene erreicht werden sollen (DEFRA, 2022a). Das Programm „Landscape Recovery" wird 2023 als Pilotprojekte beginnen und langfristige, groß angelegte Projekte zur Änderung der Landnutzung und zur Wiederherstellung von Lebensräumen unterstützen (DEFRA, 2022b).

Zusätzlich zu den staatlichen Zahlungen für Ökosystemleistungen existieren auch rein private PES, also Projekte auf dem freiwilligen Markt (Box 6.8). In Europa sind PES-Schemata bisher am häufigsten in der Landwirtschaft und/oder im Wassermanagement vorzufinden, wobei einige Programme auch auf Wälder, Torfgebiete/Moore sowie Grasland und Überschwemmungsgebiete abzielen (Illes et al., 2017).

Box 6.8 Beispiele für private PES

Ein Beispiel für eine klimarelevante PES ist die in Deutschland entwickelten MoorFutures®, ein Instrument des freiwilligen Kohlenstoffmarktes, das es Unternehmen und Privatpersonen ermöglicht, durch den Erwerb von Zertifikaten die eigenen CO_2-Emissionen zu kompensieren. Die Zertifikate werden generiert, indem die Moorflächen in den beteiligten Bundesländern wieder vernässt und damit Emissionen deutlich reduziert werden. Aktuell kostet ein Zertifikat für die Vermeidung einer Tonne CO_2 zwischen 35 Euro und 80 Euro (Matzdorf et al., 2014).

Ein weiteres internationales Beispiel für ein CO_2-minderndes PES ist der „Woodland Carbon Code", der in Großbritannien einen Standard für CO_2-Zertifikate im freiwilligen Kohlenstoffmarkt darstellt und durch Aufforstungsprojekte generiert wird.

Für Österreich bietet die BOKU Kompetenzstelle für Klimaneutralität die Möglichkeit der freiwilligen und privaten Kompensation von CO_2-Emissionen durch den Erwerb von Zertifikaten an, die auf der Basis von internationalen Klimaschutzprojekten generiert werden. Die BOKU-Klimaschutzprojekte sind kleine Projekte, die nicht in die nationale Berichterstattung eingehen. Sie werden über eine eigene wissenschaftliche Begutachtung und einen wissenschaftlichen Beirat durchgeführt.

Zahlungen für Ökosystemleistungen

Im Programm der Ländlichen Entwicklung finden sich politische Ansätze, die als öffentliche PES in Österreich interpretiert werden können. Hier werden von der EU, dem Bund und den Bundesländern gemeinsam Maßnahmen finanziert, die in dem Teilprogramm ÖPUL u. a. folgende Agrar-Umweltziele verfolgen:

- Extensivierung der Nutzung von Grünland und Ackerland
- breiterer Einsatz von bodenschonenden Produktionsverfahren (z. B. Bodenbedeckung, vielfältigere Fruchtfolgen, biologische Wirtschaftsweise, bodenschonende Bearbeitungsverfahren)
- Vermehrung von Wissen und Verbesserung der Fertigkeiten von Landwirtinnen und Landwirten im Bereich Ressourcenschutz

Zur Erreichung dieser Ziele werden jenen Betrieben Förderungen gewährt, die an entsprechenden Maßnahmen teilnehmen, die über das in der Guten Landwirtschaftlichen Praxis definierte Mindestniveau hinausgehen. Die Umsetzung des Programms und die Wirksamkeit der Maßnahmen werden regelmäßig evaluiert. Zu den entsprechenden Studien neueren Datums zählen Anderl et al., 2017; Dersch et al., 2017; Foldal et al., 2019; Handler, 2017; HBLFA Raumberg Gumpenstein, 2017; Strauss et al., 2020; Suske, 2019. Die Studien liefern Anhaltspunkte über die Wirksamkeit der Maßnahmen und schlagen Verbesserungsmöglichkeiten vor. Ein wesentliches Defizit, welches die Programmwirksamkeit potenziell stark mindert, sind die großen Wissensdefizite in Hinblick auf den aktuellen Zustand der Böden in Österreichs Landwirtschaft.

Der größte Teil der Ökosystemleistungen und Werte, die durch Naturkapital zur Verfügung gestellt werden, werden bei politischen oder privaten Planungs- und Investitionsentscheidungen jedoch nach wie vor nicht angemessen berücksichtigt, weder monetär noch qualitativ. Dies führt auch dazu, dass naturbasierte und potenziell kosteneffiziente Lösungen, etwa im Bereich Klima- und Biodiversitätsschutz sowie Adaption, einen zu geringen Stellenwert erhalten. Dies führt wiederum generell zu Übernutzung und Erosion des Naturkapitals und schließlich zu Kosten und Risiken für Wirtschaft und Gesellschaft [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. So sind Ökosystemleistungen und biologische Vielfalt auch

für die Gewährleistung der Ernährungssicherheit von entscheidender Bedeutung – bei Verlust der Integrität der Ökosysteme steht u. a. die Ernährungssicherheit auf dem Spiel (World Economic Forum, 2020).

Ökosystemleistungen der Landwirtschaft und Agrarumweltprogramme

In der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts wurden in allen europäischen Ländern große Anstrengungen unternommen, um die Versorgung mit Agrargütern zu steigern. In den Ländern der EWG (Vousden, 1990) und in Österreich (Schneider, 1967) wurde dies vorrangig über Marktpreisstützung und Kontrolle des Außenhandels bewerkstelligt. Begleitend dazu wurden ertragssteigernde Betriebsmittel forciert und die Trockenlegung von Feuchtgebieten finanziell unterstützt. Die Schattenseiten der Intensivierung waren gegen Ende des 20. Jahrhunderts bereits gut bekannt und wurden systematisch untersucht (vgl. Hofreither & Sinabell, 1994). In der GAP wurde 1992 eine radikale Wende eingeleitet, die eine Annäherung der Preise des Inlands gegenüber dem Weltmarkt vorsah. Als „begleitende Maßnahmen" wurden unter anderem Agrarumweltprogramme etabliert. Im Zuge des Beitritts Österreichs zur EU wurden diese Elemente der GAP zu einer tragenden Säule. Zahlreiche, vor dem EU-Beitritt bereits in kleinem Rahmen angebotene Förderungen, etwa zur biologischen Landwirtschaft, wurden ab 1995 im „Österreichischen Programm einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft" als zentrales Element der neuen Agrarpolitik etabliert (Knöbl, 2005). Ein Indiz für den Erfolg dieses Programms ist die Tatsache, dass es bis 2022 definitiv (BMLRT, 2021a) und wahrscheinlich darüber hinaus verlängert wird. In diesem Programm werden mehrere Ziele verfolgt. Darunter fallen die Förderung der biologischen Landwirtschaft, extensiver Produktionsformen (Verringerung von Düngern und Pflanzenschutzmittel, von Erosion und Einengung von Fruchtfolgen), der Förderung der Bodenbedeckung (Fruchtfolgemaßnahmen, den Winter überdauernde Bodendeckung, Herbstbegrünung) und des Wasserschutzes (Umfang der Förderung und Ausmaß der Fläche sind verfügbar in BMLRT, 2020a). In der wissenschaftlichen Literatur gibt es eine große Anzahl an Untersuchungen, die sich mit (Teil-)Aspekten dieses Programms im Inland und im Vergleich zum Ausland beschäftigten (Batáry et al., 2015; Berendse et al., 2004; Darnhofer et al., 2017; Darnhofer & Schneeberger, 2007; Kleijn & Sutherland, 2003; Schmid, 2004; Schmid et al., 2007, 2004; Schmid & Sinabell, 2007, 2005, 2003; Schneeberger et al., 2002; Schönhart et al., 2011b, 2011c, 2011a; Van Herzele et al., 2013; Vogl et al., 2004). Eine umfassende Evaluierung der Agrar-Umweltmaßnahmen des Programms 2014–2020 wurde von BAB (2019) vorgelegt. In diesem Bericht wurden die Wirkungen der einzelnen Maßnahmen im Detail untersucht, und es wurden auch Vorschläge zur Erhöhung der Wirksamkeit festgehalten. In der Stärken- und Schwächenanalyse der aktuellen Agrarpolitik (BMLRT, 2021a) wurde darauf unmittelbar Bezug genommen, und die Bedarfsanalyse zeigt einen konkreten Ausblick auf künftige Anpassungen im Agrarumweltprogramm (BMLRT, 2021b).

Abschaffung von umweltkontraproduktiven Subventionen

Auch eine Reduktion von umweltkontraproduktiven Subventionen im Bereich fossiler Energieträger kann zu einer Reduktion der Treibhausgasemissionen beitragen. Zu diesen zählen u. a. niedrigere Steuersätze oder Steuerbefreiungen und -ermäßigungen für bestimmte Nutzergruppen (z. B. bei der Verwendung von Dieselkraftstoff in der Landwirtschaft oder der Fischerei, Flugverkehr) und bestimmte Produktgruppen wie Fleisch- oder Milcherzeugnisse (stickstoffintensive landwirtschaftliche Erzeugnisse) oder für bestimmte Kraftstoffarten (z. B. eine niedrigere Besteuerung von Diesel im Vergleich zu Benzin). Die OECD schätzt den Gesamtwert dieser Subventionen zwischen 2010 und 2014 in den OECD-Mitgliedsstaaten und den BRICS-Staaten auf jährlich 160–200 Mrd. USD (OECD, 2015). Kletzan-Slamanig & Köppl (2016) berechneten für Österreich für die Periode 2010–2013 in den Bereichen Energieerzeugung, Energienutzung und Verkehr auf Bundesebene ein durchschnittliches jährliches umweltkontraproduktives Fördervolumen von 3,8 bis 4,7 Mrd. Euro; das BMNT (2019b) ein jährliches Volumen von rund 3,25 Mrd. Euro.

Die Abschaffung von Subventionen für fossile Brennstoffe hat wirtschaftliche, ökologische und soziale Vorteile; Coady et al. (2017) schätzten den wirtschaftlichen und ökologischen Nutzen einer Reform der Subventionen für fossile Brennstoffe weltweit auf 4,9 Billionen USD im Jahr 2013 bzw. 5,3 Billionen USD im Jahr 2015. Eine Abschaffung der Subventionen könnte laut Coady et al. (2017) die globalen Emissionen um 21 % reduzieren und Mittel in Höhe von 4 % des globalen BIP (bezogen auf das Jahr 2013) frei machen.

Ökonomische Instrumente, die den Konsum von Nahrungsmitteln steuern

Auf Ebene der individuellen Konsument_innen und Haushalte zielen staatliche Steuerungsmaßnahmen insbesondere auf

- die Verbrauchsreduktion von Fleisch und anderen tierischen Produkten, die maßgeblich zur Reduktion von konsumbasierten Treibhausgasemissionen beitragen, sowie
- die Reduktion und Vermeidung von Lebensmittelabfällen ab (siehe auch Abschn. 5.3).

Geht man davon aus, dass veränderte Konsummuster (Nachfrage) auch auf Produktionsweisen (Angebot) wirken, können Maßnahmen auf Konsum- und Haushaltsebene somit

(indirekt) die Landnutzung beeinflussen (Ivanova et al., 2020). Umgekehrt können Änderungen in Produktionsweisen die Nachfrage beeinflussen (Frehner et al., 2022). Eine Verbrauchsreduktion steht in Einklang mit nationalen Ernährungsempfehlungen; somit wäre auch mit positiven Effekten auf die öffentliche Gesundheit zu rechnen (Behrens et al., 2017). Im Vergleich zur Diskussion um die Reduzierung des Fleischverzehrs durch den Menschen wurde dem Fleischverzehr durch Heimtiere nur begrenzt Aufmerksamkeit geschenkt (Leenstra et al., 2018). Es wird geschätzt, dass in den USA und Europa die Landfläche, die für die Produktion von Futtermitteln für Katzen und Hunde benötigt wird, zwischen 10 und 20 % der nationalen Landressourcen beträgt (Leenstra et al., 2018).

Im Bereich Ernährung könnte der Staat das Konsumverhalten von Bürger_innen z. B. durch eine sogenannte Fleischsteuer („Meat Tax“) beeinflussen. Darunter wird ein höherer Umsatzsteuersatz für tierische Lebensmittel (wie etwa Fleisch, aber auch andere tierische Produkte wie Käse) verstanden. Je nachdem, wie hoch die Preissteigerung durch die Fleischsteuer ausfallen würde, ist davon auszugehen, dass sich höhere Fleischpreise auf das Kaufverhalten auswirken würden (Reisch et al., 2013; Tukker et al., 2009). Zu bedenken ist, dass eine Fleischsteuer unterschiedliche Einkommensschichten unterschiedlich stark belastet und tendenziell Billigfleisch (auch: importiertes Fleisch) weniger stark betreffen würde. In diesem Zusammenhang kann auch die auch in Österreich stärker werdende Debatte um das Tierwohl die Kosten der Fleischerzeugung erhöhen und auf diesem Wege Konsum reduzieren und klimarelevante Effekte haben (siehe Novellierung der Tierhaltungsverordnung 2022).

Die Wirksamkeit von konsumbasierten Instrumenten wird von einer Reihe von Faktoren beeinflusst, wie etwa die Erreichbarkeit der Konsument_innen, aber auch deren Normen, Werte und Präferenzen sowie ökonomische Faktoren (Brunner, 2014; Münster et al., 2009), z. B. die oft fehlende Zweckbindung der Steuermittel. Auch infrastrukturelle Faktoren, wie etwa die Einzelhandelsdichte und damit die Zugänglichkeit zu Lebensmitteln, spielen eine wichtige Rolle (Creutzig et al., 2016; Nyborg et al., 2016).

Um Lebensmittelabfälle in Haushalten zu reduzieren, wurde in einigen Ländern (z. B. Schweden, Kanada, Japan; UNEP, 2014) ein volumen- bzw. gewichtsbezogenes Gebührensystem für Haushaltsabfälle („Pay-As-You-Throw“ – PAYT) umgesetzt. Dies scheint ein effektives Instrument zu sein, um Lebensmittelabfälle auf der Haushaltsebene zu reduzieren (Chalak et al., 2016; Dahlén & Lagerkvist, 2010; EEA, 2009). Allerdings ist nicht klar, ob die berichtete Abfallreduktion auf einen tatsächlichen Lebenswandel seitens der Haushaltsbewohner_innen zurückzuführen ist, oder ob verstärkt alternative Entsorgungswege (z. B. Eigenkompostierung) gewählt werden (Dahlén & Lagerkvist, 2010).

Informationsverbreitung und bewusstseinsbildende Maßnahmen

Dem Staat stehen zahlreiche weniger eingriffsintensive Instrumente zur Verfügung, die eine Auswirkung auf die Landnutzung haben können. So kann er durch gezielte Informationsverbreitung und bewusstseinsbildende Maßnahmen versuchen, die Sensibilität der Bevölkerung, aber auch der vollziehenden Organe für bestimmte Probleme zu schärfen. Daneben ist auch die Vorbildwirkung staatlichen Handelns nicht zu unterschätzen (vgl. § 12 EEffG, 2014). Man denke an die Vorgaben für den Bund in Hinblick auf die Energieeffizienz beim Erwerb oder bei der Anmietung von unbeweglichem Vermögen (vgl. § 15 Abs. 1 EEffG [2014]).

Informations- und Bewusstseinskampagnen Dies sind auf Ebene der Konsument_innen das am häufigsten eingesetzte Instrument, um die Änderung von Ernährungsstilen (Reisch et al., 2013) oder die Reduktion von Lebensmittelabfällen zu fördern (Berndsen & Van Der Pligt, 2004; Bertolotti et al., 2016; Cordts et al., 2014; Graham & Abrahamse, 2017; Palomo-Vélez et al., 2018; Schanes et al., 2018; Vainio et al., 2018). Es zeigte sich jedoch, dass die reine Bereitstellung von Information kaum ausreicht, um Fleischkonsum (Downs et al., 2009; Marteau, 2017) oder Lebensmittelabfälle (Stöckli et al., 2018) zu reduzieren.

Kwasny et al. (2022) haben in einer systematischen Literaturanalyse die Wirksamkeit von konsumbasierten Maßnahmen zur Reduktion von Fleischkonsum herausgearbeitet. Zielgruppenspezifische Information, also Botschaften, die an die Werte oder Ziele der Empfängergruppe angepasst sind, sind effektiver als allgemeine Botschaften z. B. was die Änderungen von Einstellungen der Empfänger_innen zu Fleischkonsum angeht (Graham & Abrahamse, 2017; Klöckner & Ofstad, 2017). Im Bereich Ernährung zeigen Studien, dass Botschaften, die gesundheitliche Argumente enthalten, einen stärkeren Effekt auf die Bereitschaft, den Fleischkonsum zu reduzieren, haben als Botschaften, die ausschließlich ökologische Argumente beinhalten (Bertolotti et al., 2016; Cordts et al., 2014). Auch im Bereich Lebensmittelabfälle sind personalisierte, zielgruppenspezifische Informationen bzw. Botschaften (z. B. zu Verhaltensweisen, die helfen, Lebensmittelabfälle zu reduzieren) wirksamer als allgemeine Botschaften (Schmidt, 2016). Besonders relevant sind Informationsmaßnahmen, die spezifische Wissenslücken ansprechen, z. B. hinsichtlich der richtigen Lagerung von Lebensmitteln (WRAP, 2017), der Haltbarkeit von Produkten (Farr-Wharton et al. 2014; Jörissen et al. 2015) oder der Bedeutung des Mindesthaltbarkeitsdatums (Newsome et al., 2014).

Forschung und partizipative Ansätze Der Staat kann durch Förderung entsprechender Forschung dazu beitragen, dass Wissen über klimafreundliche Produktionsmethoden

erarbeitet wird. Dabei ist es zielführend, vom herkömmlichen linearen Modell der „Informationsweitergabe“ (z. B. von Wissenschaft über Beratung zum/zur Landwirt_in) hin zu partizipativen Ansätzen zu wechseln. Diese Ansätze sind jedoch zeitintensiv. In der Landwirtschaft ist dieser Zeitaufwand problematisch, in Anbetracht des Stellenabbaus in vielen Landwirtschaftskammern, da viele Berater_innen, jenseits der Beratung zum Mehrfachantrag, nur noch wenig Zeit haben (Darnhofer, 2016). Bei partizipativen Ansätzen werden landwirtschaftliche Berater_innen zu Netzwerker_innen, wodurch eine regionale Vernetzung der Akteure sowie ein gezieltes Einbringen von Expert_innen als langfristiger Prozess gestaltet wird (Darnhofer et al., 2017; de Snoo et al., 2013; Klerkx & Leeuwis, 2009; Lacombe et al., 2018; Seuneke et al., 2013). Dieser Ansatz wird u. a. in den operationellen Europäischen Innovationspartnerschaften (EIP-Agri-Gruppen) erfolgreich umgesetzt. Solche partizipativen Ansätze zeigen – geeignete Beteiligungsformen vorausgesetzt – eine hohe Wirksamkeit.

Labels und Auszeichnungen Die Sichtbarkeit von extensiver Landnutzung wird durch Labels erhöht. Dazu gehören Qualitätssiegel, Gütezeichen und Ökolabels für Lebensmittel wie z. B. die EU-geografischen Angaben „geschützte Ursprungsbezeichnung“ (g. U.) und „geschützte geografische Angabe“ (g. g. A.), das Bio-Logo, oder österreichische Initiativen wie die „Genußregionen“ (Groier, 2007). Ähnliche Labels gibt es auch für die Gastronomie, z. B. Österr. Umweltzeichen, Green Event. Diese Labels können extensive, standortangepasste Produktionsweisen ermöglichen, die Kulturartenvielfalt und damit Biodiversität erhalten und die Akzeptanz extensiver Produktionsmethoden bei Landwirt_innen erhöhen. Mit Hilfe dieser Labels können sich Unternehmen am Markt positionieren und Konsument_innen Produkte und Dienstleistungen gezielt wählen (Feucht & Zander, 2018; Riefler, 2020). Während Labels wichtige Informationen an Konsument_innen vermitteln, kann die Anzahl und Bandbreite an verschiedenen Labels (d. h. Eigenmarken sowie drittzertifizierte Gütezeichen), die derzeit auf Lebensmittel zu finden sind, auch verwirrend sein. Auch ist zu berücksichtigen, dass staatliche Stellen häufig ein wesentlich geringeres Budget als privatwirtschaftliche Unternehmen zur Verfügung haben (z. B. hat die AgrarMarkt-Austria [AMA] ein Werbebudget von weniger als 20 Mio. Euro, im Vergleich dazu hat der Rewe-Konzern ein Werbebudget von 181 Mio. Euro). Es ist daher wenig überraschend, dass bei Bio-Lebensmitteln die Handelsmarke „Ja! Natürlich“ bekannter ist als das offizielle AMA-Biosiegel (Gruber & Holler, 2017). Die Beweislage zum Effekt von produktbasierter Information (wie etwa Labels) auf Fleischkonsum ist begrenzt (Kwasny et al., 2022). Lediglich eine experimentelle Studie hat den Effekt eines Carbon Labels auf Konsumentscheidungen in einem Restaurant untersucht. Die Ergebnisse zeigen, dass grüne Labels zwar die Wahl von klimafreundlichen Produkten erhöhen; jedoch gelbe und rote Labels die Wahl von Fleischprodukten nicht signifikant reduzieren (Brunner et al., 2018). Eine weitere Möglichkeit für die öffentliche Hand, extensive Landnutzung sichtbar zu machen und öffentliche Anerkennung zu vermitteln, sind Preise und Auszeichnungen für Landwirt_innen (z. B. Agrarpreis, Innovationspreis, Kulturlandschaftspreis).

Neue Medien und Technologien Diese können innovative Ansätze stärken. Das Breitband-Internet ermöglicht eine direkte Kommunikation zwischen Landwirt_innen, Konsument_innen und interessierten Bürger_innen (soziale Medien, Crowdfunding, WebShops für Direktvermarktung). Es bietet auch eine direkte Unterstützung für extensive Bewirtschaftungsmaßnahmen, insb. durch Informationsaustausch (Tamme, 2018; zukunftsraumland, 2020). Entsprechend wichtig ist die Erweiterung der geografischen Ausdehnung von Hochleistungsbreitbandnetzen im Rahmen der Digitalen Strategie der österr. Bundesregierung.

Freiräume schaffen Um klimafreundliche Maßnahmen zu fördern, ist es wesentlich, zu berücksichtigen, dass die Landwirt_innen, Unternehmer_innen und Bürger_innen nicht nur auf Anreize des Staates reagieren. Sie werden auch selbstständig initiativ und entwickeln eigenständig neue Maßnahmen, die zum Klimaschutz beitragen. Daher ist es wesentlich, durch rechtliche Rahmenbedingungen ausreichend Freiräume zu sichern. So hat z. B. das Alternativfinanzierungsgesetz die Finanzierung von Initiativen durch Crowdfunding ermöglicht. Öffentliche Fördertöpfe, die kleine Beträge als „Risikokapital“ für neue Initiativen und Vernetzungsprojekte zur Verfügung stellen, können eine wichtige Unterstützung anbieten. Derzeit werden in der Landwirtschaft primär standardisierte Investitionen (z. B. Stallneubau) gefördert. Für innovative Projekte, die Vorreiter_innen unterstützen würden, gibt es kaum finanzielle Unterstützung (Darnhofer, 2016). Dies hängt auch mit den Kriterien zusammen, die herangezogen werden, um sicherzustellen, dass öffentliche Mittel „effizient“ eingesetzt werden, und der Notwendigkeit, dies sowohl vor der Vergabe zu prüfen als auch bei Evaluierungen belegen zu können (Darnhofer et al., 2017).

Green public procurement Der Staat kann auch direkt wirksam werden, insbesondere, indem er die Nachfrage nach Produkten aus klimafreundlicher Produktion durch „Green Public Procurement“ erhöht. Dabei werden Küchen in der Gemeinschaftsverpflegung (Schulen, Spitäler, Pflege- und Seniorenheime, . . .), sowie Lieferant_innen bei „Green Events“ angehalten (einen Teil) ihrer Lebensmittel nach Kriterien wie „pflanzlich, biologisch, regional, und saisonal, biologisch“ (siehe Abschn. 5.3) einzukaufen. Dies muss in

den Beschaffungs- und Vergaberichtlinien entsprechend berücksichtigt werden, wie z. B. in der Aktion „Österreich isst regional“ (BMLRT, 2020b), oder der von der Stadt Wien verbindlich verankerten Bioquote, nach welcher 30 % der eingekauften Lebensmittel aus biologischer Landwirtschaft stammen müssen (Schlatzer et al., 2016). Die Gemeinschaftsverpflegung trägt dann dazu bei, den Absatz an heimischen (Bio-)Lebensmitteln zu sichern (Gusenbauer et al., 2018), was auch den Prioritäten der Konsument_innen entspricht (Riefler, 2020).

6.5 Nichtstaatliche Ansätze, um Adaptations- und Mitigationsmaßnahmen zu unterstützen

Nicht nur der Staat, auch andere gesellschaftliche Akteure können Maßnahmen setzen, die die Landnutzung (direkt oder indirekt) beeinflussen. Dies ist in allen wirtschaftlichen Sektoren der Fall (für Energie siehe Kap. 7). Hier werden diese Ansätze anhand von Beispielen entlang der Lebensmittelwertschöpfungskette illustriert.

Kooperation privatwirtschaftlicher Unternehmen entlang der Wertschöpfungskette

Landwirt_innen können eine Reihe von Maßnahmen in der Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Böden setzen (u. a. Bodenbearbeitungsintensität und -verfahren, Reduktion des Mineraldüngerstickstoffeinsatzes, Fruchtfolgediversifizierung, standortangepasste Grünlandbewirtschaftung). Allerdings führt eine Änderung der Bewirtschaftung bzw. der Bewirtschaftungsintensität auch zu einer Änderung der produzierten Waren (Fruchtfolge) und Qualitäten, deren Vermarktung gesichert werden muss. So hängt eine Extensivierung auch mit der Sortenwahl zusammen. Der Anbau von alten Getreidesorten erfordert jedoch die Entwicklung von neuen Rezepten durch Bäcker_innen, damit trotz des geringeren Klebergehaltes Gebäck angeboten werden kann, das den Anforderungen der Konsument_innen entspricht (Darnhofer, 2016). Die Kooperation zwischen Landwirt_innen, Molkereien und Lebensmitteleinzelhandel bei (Bio-)Heumilch ist auch ein erfolgreiches Beispiel für die Bereitschaft von Landwirt_innen, Änderungen bei der Nutzung von Dauergrünland und standortangepasste Fütterung von Milchkühen umzusetzen, sofern Vermarktungsmöglichkeiten erschlossen werden können. Die Vermarktung von Kräutern durch die Firma Sonnentor ist wesentlich dafür, dass die Landwirt_innen Biokräuter anbauen (Gusenbauer, 2014). Für eine Änderung in der Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Böden ist es daher wesentlich, dass Kooperationen entlang der Wertschöpfungskette (Agrarhandel, Landwirt_innen, Lager, Verarbeitungsbetriebe, Lebensmitteleinzelhandel) aufgebaut werden (Meynard et al., 2017; Milestad et al., 2010; Poore & Nemecek, 2018). Dabei spielen Qualitätssicherung, eine gute Kommunikation (um den – in der Regel höheren – Preis nachvollziehbar zu machen) sowie Fairness entlang der gesamten Wertschöpfungskette (u. a., indem auch Landwirt_innen einen höheren Preis geboten wird) eine wichtige Rolle.

Kooperationen zwischen Landwirt_innen und Konsument_innen, die dem dominanten Agrar- und Lebensmittelsystem kritisch gegenüberstehen

Diese können die Landnutzung ebenfalls beeinflussen, nicht zuletzt, indem sie die Bewirtschaftungsintensität reduzieren. Alternative Produktions- und Vermarktungsinitiativen, wie z. B. die „solidarische Landwirtschaft“ (Krall, 2017; Pabst, 2015; Rappersberger, 2016; Wohlmacher, 2018), FoodCoops (Strobach, 2017), Nachbarschafts- und Gemeinschaftsgärten oder auch Selbsterntefelder (Pech, 2018) können als Beiträge zur Transformation des Lebensmittelsystems gesehen werden (siehe Österr. Forum für Ernährungssouveränität – Transition Graz 2021). Solche Initiativen sind häufig klein und agieren vorwiegend lokal. Auch wenn es schwer ist, zu belegen, inwiefern solche zivilgesellschaftlichen Initiativen zum Klimaschutz beitragen, können sie zum Problembewusstsein beitragen und auch Lösungsansätze aufzeigen (zukunftsraumland, 2020). Indem sie mit alternativen Organisationsformen und Kooperationsmodellen sowie mit umwelt- und klimafreundlichen Produktions- und Vermarktungsalternativen experimentieren, stellen sie Erfahrungswerte bereit, auf die zurückgegriffen werden kann. Studien zur gesellschaftlichen Transformation, die die Multi-Level-Perspektive anwenden, zeigen jedoch, wie schwer es für solche Nischen ist, den etablierten Mainstream zu verändern (Diaz et al., 2013; Hassink et al., 2018; Vermunt et al., 2020).

Maßnahmen zur Reduktion bzw. Vermeidung von Lebensmittelabfällen entlang der gesamten Wertschöpfungskette

Derartige Maßnahmen können sich auf die Landnutzung auswirken: Wird weniger eingekauft, kann dies die verarbeitete bzw. produzierte Menge reduzieren. Damit entsteht ein Potenzial zur Reduktion des Ressourcenverbrauchs und der CO_2-Emissionen in der Produktions- und Lieferkette. Im Bereich Lebensmittelabfälle können gezielte Bildungsmaßnahmen und Trainings (wie beispielsweise „Restl-Kochen“) Haushalte dabei unterstützen, Lebensmittelabfälle zu reduzieren (Mondéjar-Jiménez et al., 2016). Es gibt eine Bandbreite von Basisbewegungen und Initiativen von Bürger_innen und Kleinunternehmen, die zum Ziel haben, Lebensmittelabfälle zu reduzieren und zu vermeiden und damit zum Klimaschutz beizutragen, wie beispielsweise „foodsharing.at“; „Iss mich!“; „Unverschwendet“ oder „Too Good To Go“. Bewusstseinskampagnen durch den Lebensmitteleinzelhandel können dazu beitragen, die Akzeptanz von „unvollkommenen Lebensmitteln“ (d. h. Lebensmittel,

die optisch nicht der (Handels-)Norm entsprechen, wie etwa krumme Gurken oder fleckige Äpfel) zu erhöhen (Neff et al., 2015) und damit die Lebensmittelabfälle zu reduzieren. Ein Beispiel aus dem österreichischen Einzelhandel ist die Einführung des Produktsortiments „Wunderlinge" bei Billa, BillaPlus und Adeg. Die Beweislage zur Wirksamkeit bzw. Beitrag dieser Initiativen ist jedoch schwach bzw. nicht vorhanden. Während es vermehrt qualitative Studien gibt, die sich mit dem Thema beschäftigen, fehlt es an robuster Wirkungsmessung, um den Beitrag von Graswurzelbewegungen zum Klimaschutz (durch die Reduktion und das Vermeiden von Lebensmittelabfällen) einschätzen zu können (Nikravech et al., 2020).

Konkrete Maßnahmen zur Reduktion von Treibhausgasen im urbanen Raum sind auch Initiativen wie das Zustellservice durch stadtnahe landwirtschaftliche Betriebe. Durch den regionalen Anbau werden die Transportwege kürzer, und das Zustellservice reduziert die „Last Mile" vom Supermarkt nach Hause (Abschn. 5.3.1; Tab. 5.2 geringes GHG-Mitigationspotenzial). Dies weist darauf hin, dass es zielführend ist, gesamte Logistikketten bezüglich ihrer Treibhausgase zu vergleichen und nicht nur einzelne Abschnitte (Rizet et al., 2010).

Angebotsstruktur, Produktsortiment, Preisgestaltung und Werbemaßnahmen

Im europäischen Vergleich besteht in Österreich eine sehr hohe Konzentration im Lebensmitteleinzelhandel, da die drei größten Unternehmen (Rewe, Spar und Hofer) knapp 84 % des Gesamtumsatzes abdecken (RegioData Research, 2018). Aufgrund dieser Marktkonzentration und des hohen Anteils an Eigenmarken (Böheim et al., 2016) haben sie einen großen Einfluss auf die Vermarktungsmöglichkeiten für österreichische Lebensmittel und beeinflussen wesentlich die Produktpalette, aus der die Konsument_innen wählen können. Maßnahmen im Lebensmitteleinzelhandel, z. B. die Angebotsstruktur, das Produktsortiment, die Preisgestaltung und Werbemaßnahmen, beeinflussen das Konsumverhalten, u. a. Kauf von Fleischprodukten, regionalen Lebensmitteln und Biolebensmitteln. Der Lebensmitteleinzelhandel entscheidet nicht nur, welche Produkte angeboten werden, sondern auch, wie diese verpackt werden, insbesondere bei den Eigenmarken und dem Angebot an frischem Obst und Gemüse (Verwendung von nachwachsenden Rohstoffen in den Verpackungen, kompostierbare Verpackungen, Reduktion bei den Verpackungen). Auch die Packungsgrößen wirken sich auf den Anfall von Lebensmittelabfällen aus (Haushaltsgröße). Der Lebensmitteleinzelhandel und die Unternehmen der Lebensmittelverarbeitung beeinflussen auch wesentlich, wie Lebensmittel produziert werden, da sie die Qualitätskriterien vorgeben (z. B. einheitliche Größe, Farbe, Form bei Gemüse und Obst) und häufig große Mengen von einheitlicher Rohware für die industrielle Verarbeitung fordern (Green & Foster, 2005). Diese Forderung kann am ehesten von „modernisierten" Betrieben (d. h. große, spezialisierte, intensiv wirtschaftende Betriebe) erfüllt werden. Eine Änderung der Qualitätskriterien oder der Liefervorgaben kann daher auch die Landbewirtschaftung beeinflussen.

Verhaltensökonomische Maßnahmen

Sogenannte „Nudges" können zu Verhaltensänderungen beitragen, wenn diese an den Motiven und Zielsetzungen der spezifischen Landnutzergruppen ausgerichtet sind. Mostegl (2020) betonte auch, dass für die Umsetzung der Klimawandelanpassung in Bezug auf die Landnutzung die genannten moderierenden „weichen" Ansätze in Verbindung mit harten (gesetzlichen/verordneten) Instrumenten den höchsten Wirkungsgrad erzielen. Studien haben auch untersucht, welche Nudging-Instrumente eingesetzt werden können, um den Fleischkonsum zu reduzieren (Kwasny et al., 2022). Diese Studien wurden vorwiegend in industrialisierten Ländern durchgeführt, ihre Ergebnisse sind daher auch für Österreich relevant. Die empirische Beweislage zu den Effekten dieser Nudges ist gemischt bzw. mittel bis schwach. Die Varietät, die Sichtbarkeit und die Portionsgrößen von vegetarischen Menüs (z. B. in Schulkantinen) zu verbessern führt zu einem erhöhten Konsum von vegetarischen Speisen und reduziert damit Fleischkonsum (Garnett et al., 2019; Kurz, 2018; Reinders et al., 2017; Rolls et al., 2010). Generell führt eine Erhöhung der Portionsgröße zu höherem Nahrungsmittelkonsum, und vice versa (Steenhuis & Poelman, 2017). Eine Studie zeigt, dass die Bezeichnung „Tagesteller" die Wahl dieses Gerichts erhöht, insbesondere, wenn die Anzahl der alternativen Optionen zunimmt (Saulais et al., 2019). Andere Studien finden keinen Effekt (dos Santos et al., 2018; Zhou et al., 2019). Nur zwei experimentelle Studien haben den sogenannten Default-Effekt auf Fleischkonsum untersucht. Der Default-Effekt beschreibt die Tendenz von Akteur_innen, jene Option in einer Entscheidungssituation zu bevorzugen, die als Default (oder Standard) gesetzt ist (Jachimowicz et al., 2019). Beide Studien finden einen positiven Default-Effekt im Kontext von Fleischkonsum; wichtig ist allerdings, dass nicht nur die vegetarische Option als Standard gesetzt wird, sondern dass auch der Aufwand, die fleischbasierte Option zu wählen, erhöht wird (Campbell-Arvai et al., 2014; Friis et al., 2017).

Bildungsmaßnahmen

Auch private Unternehmen und Vereine bieten Bildungsmaßnahmen an. Informationen zu einem gesunden Lebensstil (wie etwa Ernährungsempfehlungen, Rezepte oder Übungen, etc.), die mit persönlichen Ernährungsberatungen kombiniert werden, sind wirksam, um Fleischkonsum zu reduzieren (Grimmett et al., 2015; Hawkes et al., 2012). Bildungsprogramme wie etwa Kochkurse, in denen Teilnehmer_innen vermittelt wird, wie pflanzenbasierte Lebensmittel einge-

kauft und zubereitet werden können, wirken sich positiv auf den Konsum von pflanzenbasierter Ernährung aus und reduzieren den Fleischkonsum (Carmody et al., 2008; Flynn et al., 2013).

6.6 Raumplanung und Verkehrsplanung

6.6.1 Potenziale und Ziele der Raumplanung

Raumplanung ist die Strategie der öffentlichen Hand, „die planmäßige, vorausschauende Gestaltung eines Gebietes, um die nachhaltige und bestmögliche Nutzung und Sicherung des Lebensraumes im Interesse des Gemeinwohles zu gewährleisten“ (§ 1 Abs 2 1. Satz StROG (LGBl 49, 2010)). Zuständigkeiten und Planungsinstrumente sind in Kap. 7 beschrieben. Einer der zentralen Aufgabenbereiche der Raumplanung ist, sowohl auf überörtlicher als auf örtlicher Ebene die zukünftige Siedlungsentwicklung zu steuern. Das heißt, insbesondere eine verbindliche Trennung von zukünftigem Baugebiet zu unbebautem Gebiet vorzunehmen. Mit dieser, den Ländern und den Gemeinden verfassungsrechtlich garantierten Zuschreibung an Entscheidungskompetenz hinsichtlich vorsorgender Landnutzungen trägt die Raumplanung grundsätzlich ein hohes Maß an Mitverantwortung sowohl im Klimaschutz als auch bei der Klimawandelanpassung, und zwar insbesondere aufgrund folgender Überlegungen:

- **Hohe Klimarelevanz der Entscheidungen.** Stoffstromanalysen (siehe Glossar) ergaben, dass in hochentwickelten Volkswirtschaften wie Österreich 70–80 % der Material-, Energie- und Stoffströme (Payer, 1996) durch Landnutzungen in Gang gesetzt werden. Mit dem Vorantreiben der Siedlungsentwicklung und dem Ausbau des Straßennetzes wird die Treibhausgasspeicherfähigkeit des Bodens zerstört sowie die Hitzebildung vorangetrieben. Die spätere Nutzung einer wachsenden Zahl an Hoch- und Tiefbauten führt zu vermehrten Treibhausgasemissionen.
- **Persistenz der anthropogenen materiellen Raumstrukturen.** Die durch Raumplanung lancierten baulichen Entwicklungen haben eine in der Regel über Generationen hinwegreichende Beständigkeit (ÖROK, 2021). Nötige spätere Landnutzungskorrekturen können, quantitativ gemessen, nur in äußerst beschränktem Umfang vorgenommen werden. Die einst unverbaute „grüne Wiese“ ist nach Verbauung mit vertretbarem Aufwand so gut wie nicht wiederherstellbar. Ein Umstand, der die Effektivität von raumgebundenen Klimaschutzmaßnahmen generell herabsetzt (ÖROK, 2021).
- **Komplementarität.** Die Raumplanung bietet sich an, insbesondere in regionalem und lokalem Rahmen einschlägige Veränderungen zu erfassen und raumrelevante Klimaschutz- und Anpassungsmaßnahmen zu entwickeln und umzusetzen. Sie hat somit das Potenzial, eine in der allgemeinen Wahrnehmung übergroße Bedrohung in deren überschaubare Raumwirkungen zu transformieren und daraus operable Anpassungs- und Gegenstrategien zu entwickeln und diese auch durchzusetzen.

6.6.2 Probleme und Barrieren in und für die Raumplanung

6.6.2.1 Einzelfallentscheidungen statt systemisch-integrativer Vorgangsweise

Die Raumplanung als öffentliche Aufgabe leidet teilweise an drei Mängeln, die ihren Niederschlag in jahrzehntelang anschwellenden chaotischen Siedlungsmustern in allen Bundesländern Österreichs findet (Dollinger, 2021; Umweltbundesamt, 2020a). Dieses „Bauen am falschen Platz“ (Box 6.9) kam und kommt vor allem durch drei Umstände zustande: jahrzehntelanger Verzicht auf Realisierungsanweisungen, Schweigen auf Vermögenswertgewinne durch die Baulandwidmung sowie keine Lösungen für die in weiten Teilen Österreichs vorherrschende Streusiedlungstradition (Weber, 2016).

Das heißt zum einen, man hat eine unrealistische Grenze zwischen öffentlicher Zielsetzung und privater Umsetzung gezogen (Danielzyk, 2003), indem die Baulandwidmung als Nutzungschance und nicht als Nutzungsverpflichtung in den seit den späten 1950er-bis in die frühen 1970er-Jahre erstmals erlassenen Landesraumordnungsgesetzen ausgestaltet wurde, und zum anderen, dass das einschlägige Recht nicht auf den Umstand einging, dass mit der Baulandwidmung sich in den meisten Fällen enorme Vermögenszugewinne verbinden. Die Kombination von beiden führte in der Vollziehung zu folgendem die Zersiedelung begünstigenden Handlungsmuster, das heute unter dem Begriff „Legalzersiedelung“ firmiert: Die Grundeigentümer_innen drängten und drängen aus persönlichen Motiven auf eine Baulandwidmung, und sobald sie eine Umwidmung erwirkt haben, wird von ihnen aber ein erheblicher Teil des gewidmeten Baulandes als „eiserne Reserve“ zurückgehalten. Das geschieht in der Erwartung auf laufend steigende Baulandpreise (Weber, 1984, 1983). Als Folge mangelnder Verfügbarkeit von Bauland wurde und wird die öffentliche Hand zu weiteren Umwidmungen von Grünland in Bauland veranlasst. Mit der Zeit baute sich so in allen Flächenbundesländern ein Baulandüberhang auf (Dollinger, 2017; Umweltbundesamt, 2020b), der wesensgemäß keine geordnete Siedlungsentwicklung mehr gewährleisten kann. Die unbebauten Baulandreserven betragen derzeit österreichweit 26 % des gewidmeten Baulandes (Umweltbundesamt, 2020b).

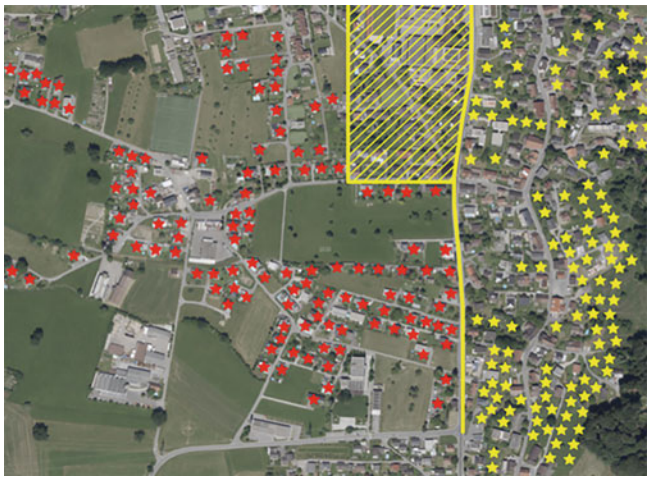


Abb. 6.2 Beispiel für „Zersiedelung". (Bildquelle: eigene Darstellung auf Basis von basemap.at)

Box 6.9 Zersiedelung: „Das Bauen am falschen Platz" – ein Beispiel

Die roten Sternchen in Abb. 6.2 machen die ungeordnete Siedlungsentwicklung durch die existierenden Einfamilienhäuser sichtbar. Sie zeigen, wie tief damit in die Agrarstruktur eingegriffen wurde und neue Erschließungsstraßen sowie lange Leitungswege erforderlich gemacht haben. Die damit verbundenen längeren Wegstrecken führen zur verstärkten Nutzung des motorisierten Verkehrs.

Der gelbe Strich kennzeichnet eine nie gezogene fiktive Siedlungsgrenze für den Einfamilienhausbau. Das gelbe schraffierte Feld am oberen Bildrand kennzeichnet die fiktive Konzentration aller gewerblichen Aktivitäten in diesem Bildausschnitt.

Die gelben Sternchen zeigen, dass, dem Leitbild der kompakten Siedlungsentwicklung folgend, die achtzig rot gekennzeichneten Einfamilienhäuser linksseitig der fiktiven Siedlungsgrenze auch rechtsseitig hätten gebaut werden können. Durch Lückenfüllung und Siedlungserweiterung hätte so einerseits ein kompakter, bodensparender Siedlungsteil mit kürzeren, fußläufigen Wegen entstehen können und andererseits eine rationellere Landbewirtschaftung ermöglicht werden. Beides wären Voraussetzungen, um den Energieeinsatz bei Nutzung des Raummusters zu minimieren.

6.6.2.2 Darstellung der Klimaschutzmaßnahmen als „gutes Geschäft"

Für die öffentliche Wahrnehmung wird Klimaschutz als „gutes Geschäft" dargestellt, das sich mit dem Einsatz neuer Technologien und klimaverträglicher Rohstoffe abzeichnet. Insbesondere wird hier auf die Umstellung der gesamten Kraftfahrzeugflotte auf neue Antriebstechniken, die thermische Sanierung des Altgebäudebestands, den Austausch von fossilen Brennstoffen auf erneuerbare oder den Aufbau neuer Infrastruktursysteme und Verkehrsangebote verwiesen (EC, 2019c).

Studien wie von Salmhofer (2019) für den österreichweiten Verkehr haben aber nachgewiesen, dass das damals noch geltende EU-Ziel, nämlich bis 2030 −35 % der Treibhausgase auf Basis der Ausstoßmenge von 2005 einzusparen, nur zur Hälfte durch technologische Transformation erreicht werden kann, die andere Hälfte müsste durch Reduktion des Verkehrsaufkommens erzielt werden. Die „Zersiedelung" (Abb. 6.2) hat nicht nur den Verlust von landwirtschaftlicher Fläche zur Folge, sondern steht auch einer Reduktion des Verkehrsaufkommens entgegen. Eine darauf ausgerichtete Raumorganisation (Beckmann et al., 2011) wird als wirksames Mittel gesehen, die Wege im motorisierten Individualverkehr (MIV) zu sparen, indem sie ermöglicht, die mit diesen Wegen in Verbindung stehenden Aktivitäten durch Fuß- und Radverkehr in der Nahmobilität bzw. durch die Nutzung des öffentlichen Verkehrs zu realisieren und im Zusammenspiel mit der Verkehrsplanung entsprechende Infrastrukturen und Angebote für die Verkehrsarten schafft. Die fortschreitende Zersiedelung geht oft mit einem unnötig weitläufigen Straßennetz einher (Box 6.10).

6.6.2.3 Wachstumsgetriebenheit der Raumplanung

Die Wachstumsgetriebenheit der Raumplanung kann am Beispiel der Flächenwidmungsplanung demonstriert werden:

- Beispielsweise sind in Oberösterreich 20 % des gewidmeten Baulandes noch unbebaut, und dennoch werden pro Jahr in diesem Bundesland 400 ha Grünland in Bauland umgewidmet (Land OÖ, 2020).
- Kreuzer, Fischer & Partner (2011) haben errechnet, dass allein durch die in den Jahren 2007–2010 österreichweit vorgenommenen Umwidmungen von Grünland in Bauland jährlich ein Mehrwert von 2,7 Mrd. Euro geschaffen wurde.
- Etwa 40 % aller Gemeinden Österreichs haben derzeit (2020) eine rückläufige Bevölkerungsentwicklung. Der Flächenwidmungsplan ist machtlos gegenüber den damit einhergehenden Schrumpfungserscheinungen und den daraus erwachsenden Reduktionserfordernissen im bereits bestehenden Siedlungsraum (Weber et al., 2013).
- Rückwidmungen von Bauland in Grünland sind gegebenenfalls mit Entschädigungszahlungen (vgl. § 38 OÖ Raumordnungsgesetz; LGBl 114, 1993) verbunden und werden daher tendenziell von der öffentlichen Hand gemieden.



Abb. 6.3 **a** Das Straßen- und ländliche Wegenetz 1950. (Quelle: Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen); **b** das Straßennetz 2010. (Quelle: eigene Darstellung auf Basis von basemap.at)

- Der sukzessive Verlust der Gesamtlogik des Flächenwidmungsplans durch sporadische, aus dem Zusammenhang gerissene Baulandwidmungen wird kaum thematisiert.

Box 6.10 Das Straßen- und ländliche Wegenetz 1950 im Vergleich zum Straßennetz 2010

Die Erschließungsleistungen, die vom ländlichen Wegenetz ausgingen (Abb. 6.3a), wurden für den Siedlungs- und Gewerbebau umgedeutet, ausgebaut und sukzessive – meist durch Stichstraßen – ergänzt (Abb. 6.3b). Die Folge ist ein extrem ausladendes, bodenbeanspruchendes Straßennetz, das zumeist auch nicht den Anforderungen der aktiven Mobilität nach attraktiven, sicheren und möglichst kurzen, direkten Wegeverbindungen entspricht.

6.6.2.4 Wachsende Diskrepanz zwischen erforderlichen Interventionen und tatsächlichen Möglichkeiten

Vor dem Hintergrund der rasch voranschreitenden Erderwärmung steigt der Korrekturbedarf an den vornehmlich durch Raumplanung getroffenen Landnutzungsentscheidungen und den daraus resultierenden klimaschädigenden Raumstrukturen sowie den entsprechenden Raumnutzungen. Diese Forderung geht derzeit gegenüber der Raumplanung aber weitgehend ins Leere, ist doch davon auszugehen, dass, je nach regionaler Wirtschaftsdynamik, etwa 80 % bis, aufgrund von Leerständen, 110 % des jemals in unseren Breiten erforderlichen Bauvolumens bereits existiert (Fuhrhop, 2020). Dieser Bestand an genutzten und zum Teil auch leerstehenden Gebäuden sowie an Straßen und Leitungen erzeugt eine „normative Kraft des Faktischen“, die sich den derzeitig möglichen Interventionen der Raumplanung auch aus Verfassungsrechtsgründen entzieht. Ursache dafür ist das sie prägende „Prinzip des Bestandsschutzes“, das gegenüber dem Baubestand bis heute uneingeschränkt gilt (Weber, 2020).

6.6.3 Lösungsansätze in der Raumplanung

Aufgrund der obengenannten Rahmenbedingungen geht es im Folgenden (Box 6.11) um die Überlegung, was ein effektiver Bodenschutz zur Klimawandelanpassung und zum Schutz des Klimas aus Sicht der Raumplanung leisten kann.

Anhand von zentralen Bereichen der Grundversorgung sind in Tab. 6.1 nur beispielhaft Maßnahmen vorgestellt, die Teil der Doppelstrategie „Stop der Außenentwicklung!“ und „Go der Innenentwicklung!“ (Abb. 6.4) sein können (Weber, 2020). Für weitere Beispiele siehe Kap. 7.

Box 6.11 Beispiele zukunftsfähiger Lösungsansätze in der Raumplanung

Eine Effektuierung des Bodenschutzes durch Raumplanung ist wichtig, weil der unverbaute Boden nicht nur Relevanz in Zusammenhang mit dem Klimawandel hat, sondern etwa auch mit dem Erhalt der Biodiversität, der Ökologisierung der Landbewirtschaftung, der Sicherung der Ernährungssouveränität, der Umstellung der Energie- und Grundstoffgewinnung auf erneuerbare Quellen, dem sparsamen Finanzmitteleinsatz

satz der Gebietskörperschaften oder der intergenerationellen Gerechtigkeit in Verbindung steht. Im Weiteren soll die Thematik auf der örtlichen Planungsebene dargelegt werden, da hier das enge Beziehungsgeflecht zwischen möglichen Beiträgen der Raumplanung und Verkehrsplanung zur Bewältigung der Klimakrise am anschaulichsten zutage tritt und den höchsten Grad an Betroffenheit gegenüber den Bürger_innen auslösen kann.

Klimawandelanpassung durch örtliche Raumplanung (Adaptation) Die Verantwortung der Raumplanung auf Gemeindeebene in Hinblick auf die Anpassung an das Anwachsen der Extremwetterereignisse liegt darin, vorausschauend in die Planung einfließen zu lassen, dass sich zum einen die Schäden durch Naturgefahren (z. B. Hochwasser) aufgrund von Landnutzungsentscheidungen (z. B. Versiegelung) nicht vergrößern, zum anderen, dass die potenziellen Gefährdungsbereiche (z. B. Überflutungsräume) vorsorglich vor Schadenseintritten (Gefahr für Leib und Leben, Schäden an Gebäuden, technischer Infrastruktur und Natur) möglichst geschützt werden. Insgesamt geht es für die Raumplanung bei der Adaptionsstrategie also um die vorausschauende größtmögliche Reduzierung der Verwundbarkeit von Gesellschaft und Natur in einem bestimmten räumlichen Kontext, trotz Ansteigens des Gefahrenpotenzials durch den Klimawandel und vorhandener, teils erheblicher Widerstände anthropogenen Ursprungs in den betreffenden Räumen (z. B. Gebäude in Abflussbereichen). In Zusammenhang mit der Resilienz gegenüber möglichen Einschränkungen der Nutzbarkeit der Verkehrsinfrastrukturen durch Naturgefahren wie durch Muren, Bergstürze, Lawinen, Hochwasser oder Windwurf bedeutet das auch die Förderung von Strukturen, die die Daseinsgrundfunktionen möglichst vollständig in den Gemeinden im Bereich der Nahmobilität sicherstellen.

Im Rahmen der örtlichen Raumplanung ergeben sich beispielhaft folgende Planungsaufträge und Planungsspielräume bei der Anpassung an die steigende Erderwärmung:

Starkniederschläge Auf der Stufe des **örtlichen Entwicklungskonzeptes** gilt es, den thematischen Bogen um das Kapitel „Klima“ zu erweitern. Da dieser Plan regelmäßig unter angemessener Beteiligung der Gemeindebürger_innen zu erstellen ist, dient eine themenübergreifende Auseinandersetzung mit den Auswirkungen des Klimawandels auf die Gemeinde auch der Bewusstseinsbildung hinsichtlich Betroffenheit und der Auslotung der Handlungserfordernisse im örtlichen Rahmen.

Dem **Flächenwidmungsplan** kommt hier vor allem die Aufgabe zu, die in den oben genannten Plänen ausgewiesenen Gefährdungsbereiche mindestens parzellenscharf mit einer Widmung, mit der sich ein absolutes Bauverbot verbindet, grundeigentümerverbindlich zu verankern. Dieser passive Hochwasserschutz erstreckt sich auf folgende Bereiche (nach Fleischhauer & Bornefeld, 2006):

- Überschwemmungsgefährdete Bereiche für rote und eventuell gelbe Gefahrenzonen,
- schadensmindernde Bereiche für die Freihaltung von Retentions- und Abflussräumen,
- Standortsicherung für Hochwasserschutzanlagen wie Dämme, Lawinengalerien,
- Entwicklungsbereiche wie für Walderweiterungen, Flussrenaturierungen, Pflanzung von Ufergehölzen,
- Notfallbereiche wie Sammelpunkte, Rettungsschneisen.

Wichtig ist dabei zu erkennen, dass die Vorsorgeorientierung der Raumplanung in den Bauverbotsbereichen nur zukünftige Baulichkeiten verhindern und auf Grund des „Prinzips der Bestandsschutzes“ bestehende nicht zum zwingenden Abriss bestimmen kann. Ebenso liegt es nicht in Entscheidungsbefugnis, bestimmte Formen der Landbewirtschaftung anzuordnen (z. B. Pferdeweiden, die bei Hochwasser meist geringen Schaden nehmen).

Dies gilt sinngemäß auch für den **Bebauungsplan**. Das heißt, dieser Plantyp kann nicht verpflichtende Anpassungsmaßnahmen an eine erhöhte Hochwassergefahr bei bestehenden Bauten und Anlagen anordnen (wie etwa das Zumauern von Fenstern). Aber nimmt der/die Eigentümer_in von sich aus eine raumplanungsrelevante Änderung vor, wie beispielsweise einen Anbau, so hat dies plankonform zu geschehen. In Neubaugebieten etwa in der gelben Gefahrenzone („Greenfield“ oder „Brownfield“) kann aber eine hochwasserresistente Gebäudeanordnung oder -ausstattung (z. B. keine Tür- und Fensteröffnungen in exponierten Erdgeschoßen) mittels Bebauungsplans und ergänzend mittels in Schriftform ergangener Bebauungsbestimmungen (vgl. NÖ ROG 2014; Bgld. RPG 2019) verbindlich gemacht werden.

Hitzewellen In bestehenden dicht bebauten Gebieten geht es vor allem um die Aufwertung und Erweiterung der „blauen“ und der „grünen“ Infrastruktur und de-

ren Raumansprüche, die in einem den Bebauungsplan ergänzenden Freiraumkonzept abzuklären sind (siehe auch Abschn. 3.4).

Neubaugebiete sind so zu situieren und konfigurieren, dass die Durchlüftung der bestehenden und der neuen Siedlungsbereiche bestmöglich gewährleistet wird. Zudem ist der Planungsprozess mit der Sicherung der Flächen für eine robuste „blaue" und „grüne" Infrastruktur zu starten. Dabei gilt der Grundsatz: Umso dichter die angestrebte Bebauung, umso klimafreundlicher müssen die Freiräume, einschließlich der Verkehrsflächen, gestaltet werden.

Dürreepisoden Die Anpassungsstrategien der Raumplanung auf die in Hinblick auf Frequenz, Dauer und Intensität bedeutsamer werdenden Dürreepisoden liegen darin, jeden nicht erforderlichen Eingriff in den natürlichen Wasserkreislauf zu vermeiden (z. B. bei hoch gelagerten Grundwasserkörpern Verbot von Kellergeschoßen bei Neubau), die Speicherung des Regenwassers auf möglichst vielen Grundstücken, wo es auftrifft, zu gewährleisten, selbst das Pflanzen trockenheitsresistenter Baum- und Straucharten kann mittels Bebauungsplanung für Neubaugebiete angeordnet werden. Die örtliche Raumplanung hat aber auch die Prävention von trockenheitsbedingten Bränden und deren rasche Bekämpfung durch eine entsprechende Raumorganisation sicherzustellen.

Stürme Die Raumplanung hat auch dafür einzutreten, dass in Folge des Klimawandels Stürme in Frequenz und Intensität zunehmen und dementsprechend die Gefahren, die vor allem durch Windwurf ausgelöst werden, steigen. Gerade Windwurf kann auch einen wesentlichen Einfluss auf die Verkehrsinfrastruktur haben (z. B. Unterbrechung von Bahnlinien und Straßenverbindungen). Sie hat etwa als Anpassungsmaßnahme die Bauverbotsbereiche entlang von mit Bäumen bestockten Fließgewässern bzw. Waldrändern und Alleen auszudehnen. Weitere zweckdienliche Maßnahmen können sein: Neubebauungen nur quer zur Hauptwindrichtung, keine Zeilenbebauung („Düsenwirkung"),

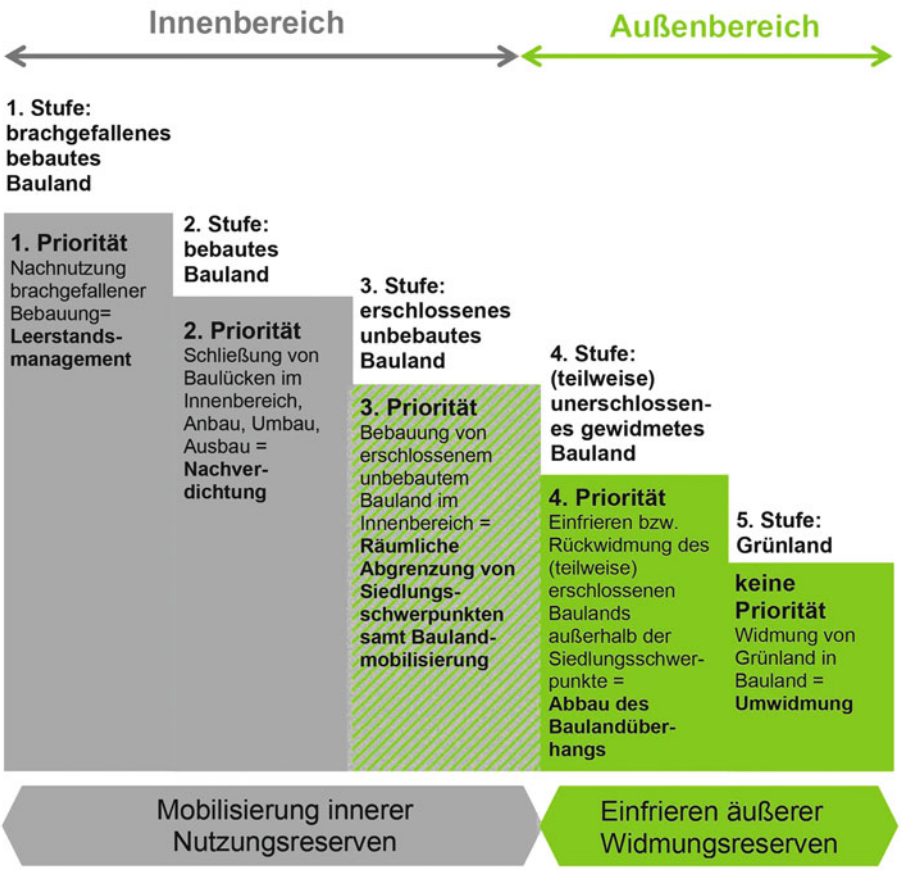


Abb. 6.4 Baulandtreppe – von der Außenentwicklung zur Innenentwicklung. (Quelle: eigene Darstellung)

sondern eine Bebauung, die windgeschützte Bereiche gewährleistet, wie etwa eine Blockrandbebauung. Es gilt zudem die Sicherung der Standorte für Windschutzanlagen im Auge zu behalten.

Klimaschutz durch örtliche Raumplanung (Mitigation) Klimaschutz kann ohne entsprechenden Bodenschutz nicht erfolgreich sein. Zudem ist hier die Wechselwirkung mit den Verkehrssystemen bzw. der Verkehrsplanung aufgrund des hohen Anteils der verkehrsbedingten Emissionen von besonderer Bedeutung. Dementsprechend wird für Österreich eine drastische Einschränkung auf weniger als ein Viertel der gegenwärtigen Bodeninanspruchnahme von 11,5 ha pro Tag vorgeschlagen (Umweltbundesamt, 2020b). Dies kann nur gelingen, wenn das Bauen auf landwirtschaftlichen Nutzflächen („Greenfield“) stark gedrosselt, bestenfalls gestoppt wird und stattdessen für Bauzwecke die bestehenden Flächenpotenziale im Siedlungsgebiet („Brownfield“) vorzugsweise genützt werden. Für diesen Paradigmenwechsel steht die Zielformel „Von der Außenentwicklung zur Innenentwicklung“ (Amt der niederösterreichische Landesregierung, 2021). Ihr folgen sinngemäß mittlerweile auch die Planungsziele in den Landesraumordnungsgesetzen. In der Praxis bedeutet dies, dass bei der Überarbeitung der örtlichen Raumpläne eine Doppelstrategie zu verfolgen ist, nämlich tendenziell die äußeren Baulandwidmungen „einzufrieren“ und die inneren Nutzungspotenziale zu mobilisieren (Abb. 6.4); siehe dazu in Tab. 6.1 bodenpolitische Umsetzungsbeispiele.

Mittels der Baulandtreppe, in absteigender Richtung gelesen, lässt sich gut die Prioritätensetzung für die Innenentwicklung und Außenentwicklung darstellen. Im Wesentlichen geht es um die Mobilisierung der inneren Nutzungsreserven und das Einfrieren äußerer Widmungsreserven für Bauland.

Tab. 6.1 Die Doppelstrategie

„Stop der Außenentwicklung!”	**„Go der Innenentwicklung!”**
Grünräume Effizienzsteigerungen im Bodenschutz erfordern zuallererst eine Umgewichtung des Planungsauftrags: Grünraum ist nicht das, was nach dem Siedlungs- und Straßenbau übrig bleibt (zum Beispiel § 20 NÖ ROG, 2014: „Alle nicht als Bauland oder Verkehrsflächen gewidmeten Flächen gehören zum Grünland“), sondern in ihm ist das bestimmende Grundgerüst zu sehen, von dem aus alle weiteren Überlegungen zur Raumentwicklung abgeleitet werden.	
• Identifikation und Abgrenzung all jener Bereiche im Gemeindegebiet, die im Dienst von Boden-, Klima- und Naturschutz, der Landwirtschaft, den Freiraumbedürfnissen der Ortsansässigen, Naherholungssuchenden und Touristen aller Altersstufen vor konkurrierenden Nutzungsansprüchen zu schützen sind. Dafür bietet sich die Erstellung eines Landschaftsplans an. • Insbesondere zur Sicherung der Biodiversität sind die Böden aller Qualitäten und nicht nur die besonders ertragreichen vor Versiegelung zu schützen. Als Entscheidungsgrundlage sollte dafür die Bodenfunktionskarte herangezogen werden.	• Verbindliche Festlegung eng gefasster regionaler Siedlungsgrenzen, außerhalb derer kein Bauland mehr gewidmet werden darf bzw. es zu Rückwidmungen auf Gemeindeebene kommen sollte. • Räumliche Abgrenzung von sog. örtlichen „Siedlungsschwerpunkten“, also jenen Teilen des Gemeindegebietes, in denen überhaupt noch auf der „grünen Wiese“ gebaut werden darf. • Gesetzliche Begrenzung (z. B. 10 %) des Ferienwohnungsanteils an der Gesamtzahl der Wohnungen in der Gemeinde, bei deren Erreichung keine Widmung von Zweitwohnungsgebieten mehr erfolgen darf.

Tab. 6.1 (Fortsetzung)

Wohnen	
Die Befriedigung wachsender Wohnflächenansprüche (1971: 22 m^2/Person, 2019: 45 m^2/P) ist in Österreich der stärkste Treiber für die hohe Siedlungsdynamik in vielen Regionen und die starke Zersiedelung. Die Gründe dafür liegen vor allem im Steigen des Wohlstands, in zunehmend kleineren Haushaltsgrößen, am hohen Anteil der Einfamilienhäuser sowie der Ferienwohnsitze an der Gesamtzahl an Wohnungen.	
• Verbindliche Festlegung eng gefasster regionaler Siedlungsgrenzen, außerhalb derer kein Bauland mehr gewidmet werden darf bzw. es zu Rückwidmungen auf Gemeindeebene kommen sollte. • Räumliche Abgrenzung von sog. örtlichen „Siedlungsschwerpunkten“, also jenen Teilen des Gemeindegebietes, in denen überhaupt noch auf der „grünen Wiese“ gebaut werden darf. • Gesetzliche Begrenzung (z. B. 10 %) des Ferienwohnungsanteils an der Gesamtzahl der Wohnungen in der Gemeinde, bei deren Erreichung keine Widmung von Zweitwohnungsgebieten mehr erfolgen darf.	• Einführung einer gesetzlichen Bebauungsfrist zur Baulandmobilisierung bei Alt- (10 Jahre) und Neuwidmungen (7 Jahre) unter Angabe der Folgewidmung (i. d. R. Freifläche oder Bauerwartungsfläche) bei ungenutztem Fristablauf (vgl. § 12 und § 21b VRPG, in LGBl 39, 1996). • Erstellung eines Leerstands- und Baulückenkatasters, um gezielt mit den Eigentümer_innen in Nutzungsverhandlungen treten zu können. • Förderung neuer bodensparendender Wohnformen, wie außerfamiliäres intergenerationelles Wohnen, Wohnen und Arbeiten unter einem Dach, Wohnen mit Service u. Ä. • Förderung von autofreiem oder autoarmem Wohnen (Aufhebung bzw. Reduktion der Stellplatzverpflichtung, Vermeiden von Parken im Straßenraum, Konzentration des Parkens in Sammelgaragen am Rand von Quartieren/Siedlungen bzw. nach dem Prinzip der Äquidistanz im Bereich von Haltestellen des öffentlichen Verkehrs, die Siedlungsentwicklung orientiert sich an der ÖV-Erschließung, …)
Arbeiten, Produzieren und Versorgen	
Teil einer klimaschonenden Raumentwicklungspolitik sollte die Erkenntnis sein, dass Nutzungsvielfalt ein wesentlicher Beitrag zur Vermeidung von Pendlertum und Fluchtfahrten darstellt. Eine „Strategie der kurzen Wege“ setzt auf die verträgliche Mischung von Wohnen, Arbeiten, Einkaufen, Erledigen, Bilden und Entspannen, die Förderung der Nahmobilität mit aktiven Mobilitätsarten, und verleiht damit entscheidende Impulse für attraktive und belebte Orts- und Stadtkerne.	
• Keine weitere Aussiedlung an die Siedlungsperipherie von sog. „Frequenzbringern“ wie von Schulen, Kindergärten, Seniorenheimen, Ämtern, Sporthallen durch Vorenthalten einschlägiger Widmungen. • Keine zusätzlichen großflächigen Verkaufseinrichtungen auf der „grünen Wiese“ wie Supermärkte, Einkaufszentren, Fachmärkte durch gesetzliche	• Finanzierung eines/einer Ortskernbeauftragten, der/die organisatorisch bodenschonende Lösungen mit den Betroffenen entwickelt. • Frequenzbringer gezielt in Innenlagen ansiedeln. • Bereitstellung von Gemeinschaftsbüros oder -werkstätten durch die Gemeinde, z. B. in aufgelassenen Geschäftsräumen, Lagern u. Ä.

Tab. 6.1 (Fortsetzung)

Bedingungen, die derlei Investitionen unwirtschaftlich machen (z. B. Unterbringung der Kundenfahrzeuge in Tiefgaragen). • Keine „Inselwidmungen“ in entlegenen Lagen ohne Anbindung an den öffentlichen Verkehr für Industrie und Gewerbe.	• Forcierung von ungewöhnlichen Warenangeboten „unter einem Dach“, wie z. B. Apotheke und Backstube. • Leerstände in Patchwork zusammenfügen, z. B. zu Pensionen, Outlets, Gewerbehöfen, Ateliers. • Nichtkommerzielle Nachnutzungen für kommerziellen Leerstand, wie für Lern- oder Reparaturcafés, Jugendtreffs u. Ä.
Freizeit Teilziel einer forcierten Innenentwicklung sollte auch die Aufwertung und entsprechende Umgestaltung z. B. für die ursprünglich dem fahrenden und ruhenden Verkehr dienenden Flächen zu Aufenthalts- und Erlebnisräumen sein.	
• Sicherung des kurzwegigen und gefahrlosen Zugangs zu siedlungsnahen Erholungsräumen. • Keine Ansiedlung von kommerziellen Freizeiteinrichtungen an der Siedlungsperipherie, wie großflächige Gastroketten, Autokinos, Spielhallen.	• Hebung der Aufenthaltsqualität im halböffentlichen und öffentlichen Siedlungsraum für alle Altersstufen, wie Einrichtung von Spielplätzen, Sitzgelegenheiten, Kletterwänden, Naschgärten, Gemeinschaftsgärten, Wasserspiele u. Ä. • Abhaltung von Veranstaltungen, die die Zentripetalkräfte der Gemeinschaft stärken, wie „Kino unter Sternen“, Wochenmärkte für regionale Produkte, Musikfeste u. Ä.
Mobilität Die Wechselwirkungen aus Raumplanung und Ausbau schneller Verkehrssysteme haben dazu geführt, dass die Distanzen zwischen Orten ständig zunahmen und die Mobilität damit mit immer größerem Verkehrsaufwand und Einsatz klimaschädlicher fossiler Kraftstoffe einherging. Gleichzeitig wurde mit dem Ausbau der Straßeninfrastruktur für den motorisieren Verkehr die Versiegelung vorangetrieben. Wesentliche Elemente einer Stop-and-Go-Strategie sind, die Nahmobilität mit den klimafreundlichen aktiven Mobilitätsarten in Strukturen der kurzen Wege zu fördern und die mit der Nutzung des motorisierten Verkehrs verbundene Beschleunigung des Verkehrssystems und die damit verbundenen Zunahme der Distanzen, des Verkehrsaufwands und des Flächenverbrauchs einzuschränken. Den MIV allein mit Restriktionen und Erschwernissen zu verringern führt zu Akzeptanzproblemen, wenn nicht ausgewogen alternative Mobilitätsangebote gemacht werden.	
• Kein auf Erhöhung der Reisegeschwindigkeit ausgelegter Ausbau der Verkehrsinfrastrukturen. • Keine Erschließung von Flächen an hochrangigen Straßen durch zusätzliche Anschlusspunkte (z. B. zusätzliche Autobahnausfahrten). • Vermeidung bzw. Abschaffung von finanziellen bzw. steuerlichen Regelungen, die größere Fahrtweiten bzw. schlecht mit öffentlichen Verkehr erschlossene Standorte bzw. Strukturen unterstützen (z. B. Pendlerpauschale).	• Hochwertige, attraktive Gestaltung bzw. Ausbau der Infrastrukturen für die aktive und klimafreundliche Mobilität mit engmaschigen und lückenlosen Netzen für den Fuß- und Fahrradverkehr, attraktiven Raumfolgen mit Aufenthaltsqualität, Schutz gegen Witterung bzw. Hitze, die auch bei Dunkelheit und im Winter sicher genutzt werden können. • Um dies zu erreichen, nötigenfalls Neuaufteilung des Straßenraumes, z. B. durch Reduktion von Stellplätzen im Straßenraum, Reduktion der

Tab. 6.1 (Fortsetzung)

• Einführung von finanziellen bzw. steuerlichen Regelungen, welche die direkten und indirekten verkehrlichen Wirkungen von Einrichtungen bzw. damit Verkehrsinfrastrukturen (z. B. Stellplätze) berücksichtigen (Verkehrserregerabgaben).	Fahrbahnbreiten und Einrichtung von Mischverkehrsflächen (Begegnungszonen). • Reduktion des Geschwindigkeitsniveaus im Ortsgebiet auf maximal 30 km/h (Begegnungszonen 20 km/h) auch auf höherrangigen Straßen, in denen Radverkehr im Mischverkehr geführt wird bzw. die einen starken Fußverkehr aufweisen bzw. in sensiblen Bereichen (Schulwege, …). • Schaffung von autofreien Bereichen in Ortszentren und Siedlungen mit Bündelung von Stellplätzen in gut fußläufig erreichbaren Randlagen (Sammelgaragen).

6.7 Forschungsbedarf: Szenarienansätze für die Entwicklung und Prüfung von Landnutzungsstrategien

Szenarien werden seit Langem in der strategischen Planung (Kahn & Wiener, 1967) und in einer Vielzahl anderer Kontexte (Jäger et al., 2009) eingesetzt. Ein Szenario beschreibt, wie sich die Zukunft entwickeln könnte, abhängig von Annahmen über wichtige soziale und ökologische Prozesse und wichtige Entscheidungen auf individueller und gesellschaftlicher Ebene. Szenarien sind daher keine Prognosen; sie reflektieren die Unsicherheiten bezüglich künftiger Entwicklungen.

Als Basis für die Berechnung der österreichischen Treibhausgasemissionen werden zweijährlich Energie- bzw. Klimaschutzszenarien für Österreich entwickelt und die Effekte von unterschiedlichen Instrumenten-Mixen (u. a. CO_2-Preise, Förderinstrumente für erneuerbare Energien, Standards im Wohnbau etc.) sowie Verhaltensänderungen (u. a. Annahmen über Änderungen der Verkehrsmittelwahl und des Modal-Split) auf die Wirtschaftsentwicklung und die Treibhausgasemissionen bis 2030/2050 sektorübergreifend analysiert (Meyer et al., 2020; Umweltbundesamt, 2020b). Im Bereich der Emissionsentwicklungen des LULUCF-Sektors gibt es derartige sektorübergreifende Szenarienanalysen, welche die unterschiedlichen Landnutzungstypen und ihre Rückwirkungen auf andere Sektoren für Österreich quantifizieren und abbilden, bisher jedoch nicht. Derartige Szenarienanalysen wären für die Entwicklung einer Klimaschutzstrategie im Bereich der Landnutzung Österreichs und für die Analyse möglicher Landnutzungskonflikte zwischen den Sektoren jedoch von großer Bedeutung.

Mithilfe von Szenarien kann untersucht werden, ob Strategien und die darin enthaltenen Instrumente robust sind, indem sie für eine Vielzahl von externen Bedingungen recht gut funktionieren. Zum Beispiel haben Jäger et al. (2015) untersucht, ob Maßnahmen für Klimawandelanpassung die Anfälligkeit für Klima- und sozioökonomische Veränderungen für eine Auswahl von Ökosystemleistungen über Klima- und sozioökonomischen Szenarien und zwei räumliche Skalen hinweg verringern. Carlsen et al. (2017) führten qualitative und quantitative Stresstests einer Reihe von Strategien durch, wobei Kombinationen aus Klima- und sozioökonomischen Szenarien (RCPs 4.5 und 8.5 und SSPs 1,3,4,5, Abschn. 1.1.1) verwendet wurden. Die quantitativen Tests zeigten die Komplexität der Politikumsetzung, wobei sektorübergreifende Auswirkungen (z. B. die Landwirtschaft, die den Wasserbedarf beeinflusst) häufig zu einer zunehmenden Anfälligkeit für Klima- und sozioökonomische Veränderungen führen, wenn einzelne oder kombinierte politische Maßnahmen angewendet werden. Bei der Bewertung der Maßnahmen aus der GAP wurde festgestellt, dass keine der Maßnahmen in allen Kombinationen von Szenarien wirksam ist.

Das Testen der Robustheit von Strategien anhand von Szenarien ist ein Ansatz, um mit der inhärenten Unsicherheit zukünftiger Entwicklungen umzugehen. Die oben zitierten Studien zeigen, dass sowohl qualitative als auch quantitative Bewertungen wertvoll sind, dass es wichtig ist, mögliche sektorübergreifende Auswirkungen zu berücksichtigen und dass sozioökonomische Szenarien für die Prüfung der Robustheit von Strategien von wesentlicher Bedeutung sind.

6.8 Fazit

Kap. 6 untersucht das komplexe Feld der Landnutzungsentscheidungen. Es zeigt eine breite und große Vielfalt an klimarelevanten Strategien und Instrumenten, die Landnutzung beeinflussen. In der Planungs- und Entscheidungspraxis zeigen aber viele Beispiele, dass die Wirksamkeit dieser Strategien und Instrumente wesentlich beeinträchtigt ist. Es sind Marktversagen, Planungsversagen und Umsetzungsdefizite durch nicht zweckmäßige Kompetenzen, fehlende Umsetzung, fehlende und/oder nicht geeignete Anreize und andere gegen nachhaltige Raumentwicklung wirkende

Anreizmechanismen festzustellen. Auch Interessenkonflikte können die Implementierung von Strategien und Instrumenten verhindern oder die Wirksamkeit reduzieren. Es besteht weiterhin Forschungsbedarf bezüglich der Wirksamkeit von Landnutzungsstrategien und -instrumenten.

Handlungen und Verhaltensänderungen sind das Ergebnis eines komplexen Zusammenspiels von technischen, ökonomischen, sozialen, kulturellen, sozio-demografischen sowie psychografischen Faktoren (Edwards-Jones, 2006; Langthaler, 2012; Mills et al., 2017). Bei der Gestaltung von Instrumenten und Maßnahmen, die Landnutzungsentscheidungen in Richtung Klimaschutz beeinflussen sollen, werden häufig ökonomische Ansätze (Steuern, Förderungen) vorgeschlagen (Abschn. 6.4). Dabei wird davon ausgegangen, dass Entscheidungsträger_innen ökonomisch rational handeln oder zumindest den Annahmen der „begrenzten Rationalität" folgen. Jedoch kann das Verhalten von Bürger_innen allgemein (u. a. Konsumverhalten) bzw. speziell von Landwirt_innen oder Forstwirt_innen (insbesondere Landnutzungs- und Bewirtschaftungsentscheidungen) nicht auf ökonomische Rationalität reduziert werden (Dessart et al., 2019; von Detten, 2011). Selbstverständlich spielen monetäre Überlegungen eine Rolle, allerdings werden Verhalten und Entscheidungen durch soziale Normen und gesellschaftliche Strukturen beeinflusst. Gesellschaftliche Werte und Normen beeinflussen, welche Maßnahmen angenommen und umgesetzt werden. Das den derzeitigen Produktions- und Konsumweisen inhärente Wirtschaftswachstum ist ein wichtiger zugrundeliegender Treiber der nicht nachhaltigen Flächeninanspruchnahme (Getzner & Kadi, 2020; Jacob et al., 2019; Messner et al., 2020; Wiedmann et al., 2020; Willett et al., 2019).

Eine nachhaltige Nutzung und Bewirtschaftung von Land erfordert politische Rahmenbedingungen, die die sektorübergreifende Steuerung der Landbewirtschaftung besser integrieren (Jacob et al., 2019). Um soziale, wirtschaftliche und ökologische Ziele zu erreichen, sind systemische Ansätze notwendig: für den landwirtschaftlichen Sektor z. B. „Food-Water-Energy-Nexus"-Ansatz (Nie et al., 2018). Für politische Entscheidungsträger, Unternehmen und private Haushalte ergibt sich das Erfordernis, insbesondere nicht marktgängige Ökosystemleistungen besser in ihre Entscheidungen zu integrieren und durch Schutzmaßnahmen, Wiederherstellung und nachhaltige Bewirtschaftung von Ökosystemen soziale und wirtschaftliche Nutzen sowie eine Bandbreite an Zusatznutzen, sogenannte „Co-benefits", zu generieren.

Die vorherigen Abschnitte zeigen, dass ein Instrument oder eine Maßnahme allein nicht genug ist, um ein Ziel zu erreichen (Box 6.12).

Box 6.12 Beispiele aus den vorherigen Abschnitten: ein Instrument oder eine Maßnahme alleine reicht nicht, um Ziele zu erreichen

Landnutzungs- und Infrastrukturentscheidungen sind durch Lock-in-Effekte langfristig wirkend. Ohne eine rasche Anpassung der ökonomischen Anreize (CO_2-Steuern, handelbare Zertifikate) bleiben viele klimapolitisch unverbindlichen Instrumente wirkungslos (Abschn. 6.2 und 6.6).

Damit klimafreundliche Produktionsweisen von Landwirt_innen angewendet werden, muss die gesamte Wertschöpfungskette entsprechend angepasst werden. Einzelne Maßnahmen, die isoliert betrachtet/gesetzt werden, sind nur bedingt wirksam (Abschn. 6.5).

Die reine Bereitstellung von Information reicht nicht, um Fleischkonsum oder Lebensmittelabfälle zu reduzieren (Abschn. 6.4).

Für die effektive Umsetzung von klimarelevanten Strategien in der Zukunft müssen alle relevanten Akteure bei der Entwicklung der Strategien eingebunden sein (z. B. Newig et al., 2008; O'Faircheallaigh, 2010; Prutsch et al., 2018; Renn, 2006). Damit staatliche Maßnahmen in der Praxis wirksam werden, müssen sie von Unternehmen angenommen und umgesetzt werden. Dies hängt einerseits von der Ausgestaltung der staatlichen Maßnahmen ab (Anforderungen, Abwicklung, Information, Beratung, Dokumentationsaufwand, an Förderungen geknüpfte Bedingungen; Darnhofer et al., 2017; Van Herzele et al., 2013). Andererseits hängt es davon ab, ob die geförderten Maßnahmen mit den Werten und Zielen der Unternehmer_innen in Einklang sind (de Sainte Marie, 2014; Schermer et al., 2016; Walder & Kantelhardt, 2018). Eine ganzheitliche Betrachtung der Agrar- und Ernährungswirtschaft, die beispielweise sowohl die Landnutzungsentscheidungen der Landwirt_innen, die Struktur der Lebensmittelindustrie als auch die Nachfrage der Konsument_innen integriert betrachtet (Meynard et al., 2017), erweist sich als vorteilhaft [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Literatur

Ackerl, A., Halmer, S., Hauenschild, B., 2017. Kammern in Österreich. Österr. Gesellschaft für Politikberatung und Politikentwicklung, Wien.

Aggestam, F., Pülzl, H., 2020. Downloading Europe: A Regional Comparison in the Uptake of the EU Forest Action Plan. Sustainability 12, 3999. https://doi.org/10.3390/su12103999

Aggestam, F., Pülzl, H., 2018. Coordinating the Uncoordinated: The EU Forest Strategy. Forests 9, 125. https://doi.org/10.3390/f9030125

Aguiar, F.C., Bentz, J., Silva, J.M.N., Fonseca, A.L., Swart, R., Santos, F.D., Penha-Lopes, G., 2018. Adaptation to climate change at local

level in Europe: An overview. Environmental Science & Policy 86, 38–63. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.04.010
Alexander, E.R., 2014. Land-property markets and planning: A special case. Land Use Policy 41, 533–540. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.04.009
Amt der NÖLandesregierung, 2021. NÖ Klima- und Energieprogramm 2030, 2021 bis 2025, Massnahmenperiode 1. St Pölten.
Amt der NÖ Landesregierung, 2019. NÖ klima- & Energiefahrplan 2020 bis 2030 (Umsetzungspaket). Amt der niederösterreichischen Landesregierung, St Pölten.
Anderl, M., Balas, M., Gössl, M., Storch, A., Huber, S., Lindinger, H., Loishandel-Weisz, H., Ortner, R., Schwaiger, E., Schwarzl, B., Sedy, K., Vogel, W., 2017. Zusammenfassende Bewertung der Auswirkungen des Programms LE 14-20 auf die Querschnittthemen Umwelt und Klima. Umweltbundesamt, Wien.
Andersson, I., Petersson, M., Jarsjö, J., 2012. Impact of the European Water Framework Directive on local-level water management: Case study Oxunda Catchment, Sweden. Land Use Policy 29, 73–82. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.05.006
Andersson, J.J., 2019. Carbon Taxes and CO2 Emissions: Sweden as a Case Study. American Economic Journal: Economic Policy 11, 1–30. https://doi.org/10.1257/pol.20170144
Ansell, D., Freudenberger, D., Munro, N., Gibbons, P., 2016. The cost-effectiveness of agri-environment schemes for biodiversity conservation: A quantitative review. Agriculture, Ecosystems & Environment 225, 184–191. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.04.008
Antweiler, W., Gulati, S., 2016. Frugal Cars or Frugal Drivers? How Carbon and Fuel Taxes Influence the Choice and Use of Cars (SSRN Scholarly Paper No. ID 2778868). Social Science Research Network, Rochester, NY.
BAB, 2019. Evaluierung des Österreichischen Agrar-Umweltprogramms ÖPUL – Nationaler Detailbericht 2019. Bundesanstalt für Agrarwirtschaft und Bergbauernfragen, Wien.
Bachmann, S., Baumgartner, G., Feik, R., Fuchs, C., Giese, K., Jahnel, D., Lienbacher, G., 2018. Besonderes Verwaltungsrecht. Verlag Österreich, Wien.
Bachner, G., Bednar-Friedl, B., Koland, O., Steininger, K., Wolkinger, B., Balas, M., König, M., 2011. Strategien zur Anpassung an den Klimawandel der österreichischen Wirtschaft: Beitrag zur nationalen Klimawandel-Anpassungsstrategie. Klima- und Energiefonds, Wien.
Balas, M., Stickler, T., Lexer, W., Felderer, A., 2011. Ausarbeitung sozialer Aspekte des Klimawandels und von Handlungsempfehlungen für die Raumordnung als Beitrag zum Policy Paper – Auf dem Weg zu einer nationalen Anpassungsstrategie. Im Auftrag des Klima- und Energiefonds. Wien
Batáry, P., Dicks, L.V., Kleijn, D., Sutherland, W.J., 2015. The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. Conservation Biology 29, 1006–1016. https://doi.org/10.1111/cobi.12536
Baumgartner, G., Fister, M., 2017. Verteilungsgerechtigkeit im Verfassungsrecht, in: Verteilungsgerechtigkeit Im Recht. Verlag Österreich, Wien, pp. 107–235.
Beckmann, K.J.; T.-L., Jörg; Preuß, Thomas; Gies, Jürgen, 2011. Leitkonzept – Stadt und Region der kurzen Wege. Gutachten im Kontext der Biodiversitätsstrategie., Texte; 48/2011. Deutschland.
Behrens, P., Kiefte-de Jong, J.C., Bosker, T., Rodrigues, J.F.D., de Koning, A., Tukker, A., 2017. Evaluating the environmental impacts of dietary recommendations. PNAS USA 201711889. https://doi.org/10.1073/pnas.1711889114
Berendse, F., Chamberlain, D., Kleijn, D., Schekkerman, H., 2004. Declining Biodiversity in Agricultural Landscapes and the Effectiveness of Agri-Environment Schemes. Ambio 33, 499–502.
Bergman, N., Danzer, N., Reichert, H., Willsberger, B., Mollay, U., Münch, A., Stroissnig, 2019. Gleichstellung von Männern und Frauen im Österreichischen Programm für ländliche Entwicklung 2014–2020? (Endbericht). L&R Sozialforschung, Wien.
Bernard, J.-T., Kichian, M., 2019. The long and short run effects of British Columbia's carbon tax on diesel demand. Energy Policy 131, 380–389. https://doi.org/10.1016/j.enpol.2019.04.021
Berndsen, M., Van Der Pligt, J., 2004. Ambivalence towards meat. Appetite 42, 71–78. https://doi.org/10.1016/S0195-6663(03)00119-3
Bertolotti, M., Chirchiglia, G., Catellani, P., 2016. Promoting change in meat consumption among the elderly: Factual and prefactual framing of health and well-being. Appetite 106, 37–47. https://doi.org/10.1016/J.APPET.2016.02.150
BGBl 103, 2021. Bundesgesetz über den Verkehr mit Düngemitteln und sonstigen Düngeprodukten, BGBl 103/2021.
BGBl 440, 1975. Forstgesetz, BGBl 440.
Bgld. RPG, 2019. Gesetz vom 4. Juli 2019 über die Raumplanung im Burgenland 2019 (Burgenländisches Raumplanungsgesetz 2019 – Bgld. RPG 2019), Bgld. RPG 2019.
Biesbroek, G.R., Swart, R.J., Carter, T.R., Cowan, C., Henrichs, T., Mela, H., Morecroft, M.D., Rey, D., 2010. Europe adapts to climate change: Comparing National Adaptation Strategies. Global Environmental Change 20, 440–450. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2010.03.005
Birngruber, H., Hiess, H., Jiricka, A., Pröbstl, U., 2011. WP 5. Model Region Upper Austria, In-depth evaluation of spatial planning instruments and procedures in Model Regions. Evaluierung von Instrumenten und Prozessen. European Territorial Cooperation „Alpine Space" Programme 2007–2013.
BKA, 2020. Regierungsprogramm 2020–2024, Aus Verantwortung für Österreich. Bundeskanzleramt, Wien.
Blühendes Österreich, 2020. Blühendes Österreich [WWW Document]. https://www.bluehendesoesterreich.at/
BMK, 2021. Zweiter Fortschrittsbericht zur österreichischen Strategie zur Anpassung an den Klimawandel. Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie, Wien.
BMK, 2019. Wirkungsfolgenanalyse zeigt den Weg zur Zielerreichung [WWW Document]. Österreich integrierter nationaler Energie- und Klimaplan. https://www.bmk.gv.at/themen/klima_umwelt/klimaschutz/nat_klimapolitik/energie_klimaplan.html
BML, 2023. Der Österreichische Walddialog [WWW Document]. https://info.bml.gv.at/themen/wald/walddialog.html
BMLFUW, 2015. Anpassung an den Klimawandel in Österreich, Fortschrittsbericht. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
BMLFUW, 2013. Bodenfunktionsbewertung: Methodische Umsetzung der ÖNORM L 1076. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
BMLFUW, 2012a. Österreichische Strategie zur Anpassung an den Klimawandel. Teil 2 – Aktionsplan. Handlungsempfehlungen für die Umsetzung. BMLFUW, Wien.
BMLFUW, 2012b. Ressourceneffizienz Aktionsplan (REAP): Wegweiser zur Schonung natürlicher Ressourcen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
BMLRT, 2021a. ÖPUL 2015 – das Agrar-Umweltprogramm bis 2020, verlängert bis 2022 [WWW Document]. https://www.bmlrt.gv.at/land/laendl_entwicklung/oepul/oepul2015.html; (accessed 3.4.21).
BMLRT, 2021b. Entwurf für die SWOT Analyse, Arbeitspapier zur Erstellung des Österreichischen GAP-Strategieplans.
BMLRT, 2020a. Grüner Bericht Österreich [WWW Document]. Grüner Bericht – Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft. https://gruenerbericht.at/cm4/ (accessed 6.19.20).
BMLRT, 2020b. Österreich isst regional [WWW Document]. Österreich isst regional. https://www.bmlrt.gv.at/land/lebensmittel/oesterreich-isst-regional.html

BMNT, 2019a. SDG-Aktionsplan 2019+ (Aktionsplan). Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.
BMNT, 2019b. Integrierter nationaler Energie- und Klimaplan für Österreich: Periode 2021–2030 gemäß Verordnung (EU) 2018/1999 des Europäischen Parlaments und des Rates über das Governance-System für die Energieunion und den Klimaschutz. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (BMNT).
BMNT, 2018. Österreichische Waldstrategie 2020+. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.
BMNT, 2017a. Die Österreichische Strategie zur Anpassung an den Klimawandel. Teil 2 – Aktionsplan. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.
BMNT, 2017b. Datensammlung zum Österreichischen Wald [WWW Document]. https://www.bmlrt.gv.at/forst/oesterreich-wald/waldzustand/datensammlung2017.html
BMNT, BMBWF, BMVIT, 2019. Bioökonomie. Eine Strategie für Österreich. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft und Forschung, Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie.
BMNT, BMVIT, 2018. #mission2030 – Die Österreichische Klima- und Energiestrategie. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie, Wien.
Bogestrand, J., Bjerring, R., Petersen, D.L.J., Manscher, O., Fossing, H., Thorling, L., Hossy, H., Grant, R., Thomsen, M., Jacobsen, B.H., 2013. Status and Trends of Aquatic Environment and Agricultural Practice. Danish action programme and monitoring in accordance with article 10 of the Nitrates Directive. Danish Environmental Protection Agency, København.
Böheim, M., Pennerstorfer, D., Sinabell, F., 2016. Strukturanpassung im österreichischen Lebensmittelhandel WIFO-Monatsberichte, 2016, 89(3), S. 171–183.
Brännlund, R., Lundgren, T., Marklund, P.-O., 2014. Carbon intensity in production and the effects of climate policy – Evidence from Swedish industry. Energy Policy 67, 844–857. https://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.12.012
Brunner, F., Kurz, V., Bryngelsson, D., Hedenus, F., 2018. Carbon Label at a University Restaurant – Label Implementation and Evaluation. Ecological Economics 146, 658–667. https://doi.org/10.1016/J.ECOLECON.2017.12.012
Brunner, K.-M., 2014. Nachhaltiger Konsum und soziale Ungleichheit. AK-Wien, Abteilung KonsumentInnenpolitik, Working Papers Verbraucherpolitik Verbraucherforschung 24.
Bußjäger, P., 2001. Bausteine einer Theorie der Interessensabwägung im österreichischen Naturschutzrecht. Natur und Recht 12, 677–683.
Bußjäger, P., Seeberger, R., 2011. Lichtverschmutzung und Kompetenzverteilung. Recht der Umwelt 28, 74–81.
B-VG, 1930. Bundes-Verfassungsgesetz (B-VG), BGBl. Nr. 1/1930.
BVwG, 2018. W109 2000179-1/350E.
Campbell-Arvai, V., Arvai, J., Kalof, L., 2014. Motivating Sustainable Food Choices: The Role of Nudges, Value Orientation, and Information Provision. Environment and Behavior 46, 453–475. https://doi.org/10.1177/0013916512469099
Carlsen, H., Jäger, J., Juhasz-Horvath, L., 2017. Assessment of current policies and strategies using stress-testing methods (Forschungsprojekt im Auftrag der Europäischen Kommission).
Carmody, J., Olendzki, B., Reed, G., Andersen, V., Rosenzweig, P., 2008. A Dietary Intervention for Recurrent Prostate Cancer After Definitive Primary Treatment: Results of a Randomized Pilot Trial. Urology 72, 1324–1328. https://doi.org/10.1016/j.urology.2008.01.015
Carter, J.G., 2007. Spatial Planning, Water and the Water Framework Directive: Insights from Theory and Practice. The Geographical Journal 173, 330–342.
Chalak, A., Abou-Daher, C., Chaaban, J., Abiad, M.G., 2016. The global economic and regulatory determinants of household food waste generation: A cross-country analysis. Waste Management 48, 418–422.
Chen, Y., 2020. Withdrawal of European Soil Framework Directive: Reasons and Recommendations. Journal of Sustainable Developement 13. https://doi.org/10.5539/jsd.v13n1p1
Cheshire, P.C., 2013. Land market regulation: market versus policy failures. Journal of Property Research, 30:3, 170–188, https://doi.org/10.1080/09599916.2013.791339
Chiari, S., 2017. Klimaschutz: Österreich hat seine Ziele verfehlt. Die Presse. 10.12.2017 um 18:18
Coady, D., Parry, I., Sears, L., Shang, B., 2017. How Large Are Global Fossil Fuel Subsidies? World Development 91, 11–27. https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2016.10.004
Cordts, A., Nitzko, S., Spiller, A., 2014. Consumer Response to Negative Information on Meat Consumption in Germany. International Food and Agribusiness Management Review 17, 83–106.
Creutzig, F., Fernandez, B., Haberl, H., Khosla, R., Mulugetta, Y., Seto, K.C., 2016. Beyond Technology: Demand-Side Solutions for Climate Change Mitigation. Annual Review of Environment and Resources 41, 173–198. https://doi.org/10.1146/annurev-environ-110615-085428
Dahlén, L., Lagerkvist, A., 2010. Pay as you throw: Strengths and weaknesses of weight-based billing in household waste collection systems in Sweden. Waste Management 30, 23–31. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.09.022
Danielzyk, R., 2003. Zukunft benötigt Kooperation – neues Politik- und Planungsverständnis. Überarbeitete Fassung des Vortrages vom 31.03.2003 in Marienberg/Erzgebirge
Darnhofer, I., 2016. Strategien von Familienbetrieben. RETHINK Projekt, Wien.
Darnhofer, I., Schermer, M., Steinbacher, M., Gabillet, M., Daugstad, K., 2017. Preserving permanent mountain grasslands in Western Europe: Why are promising approaches not implemented more widely? Land Use Policy 68, 306–315. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.08.005
Darnhofer, I., Schneeberger, W., 2007. Impacts of voluntary agri-environmental measures on Austria's agriculture. International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology 6, 360–377. https://doi.org/10.1504/IJARGE.2007.012842
Dasgupta, P., 2021. The Economics of Biodiversity: the Dasgupta Review. HM treasury, London.
de Sainte Marie, C., 2014. Rethinking agri-environmental schemes. A result-oriented approach to the management of species-rich grasslands in France. Journal of Environmental Planning and Management 57, 704–719. https://doi.org/10.1080/09640568.2013.763772
de Snoo, G.R., Herzon, I., Staats, H., Burton, R.J.F., Schindler, S., van Dijk, J., Lokhorst, A.M., Bullock, J.M., Lobley, M., Wrbka, T., Schwarz, G., Musters, C.J.M., 2013. Toward effective nature conservation on farmland: making farmers matter: Toward effective nature conservation on farmland. Conservation Letters 6, 66–72. https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00296.x
DEFRA, 2022a. Local Nature Recovery: more information on how the scheme will work. Policy Paper.
DEFRA, 2022b. Landscape Recovery: more information on how the scheme will work. Policy Paper.
DEFRA, 2021. Sustainable Farming Incentive: how the scheme will work in 2022. Policy Paper.
DEFRA, 2020a. Environmental Land Management. Policy Discussion Document.
DEFRA, 2020b. Farming for the future: Policy and progress update.
DEFRA, 2018. A Green Future: Our 25 Year Plan to Improve the Environment.

Dersch, G., Murer, E., Ofner-Schröck, E., Weber, N., 2017. Nationaler Evaluierungsbericht LE 2014-20 Evaluierungspakete D, E und F. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

Dessart, F.J., Barreiro-Hurlé, J., van Bavel, R., 2019. Behavioural factors affecting the adoption of sustainable farming practices: a policy-oriented review. European Review of Agricultural Economics 46, 417–471. https://doi.org/10.1093/erae/jbz019

Diaz, M., Darnhofer, I., Darrot, C., Beuret, J.-E., 2013. Green tides in Brittany: What can we learn about niche–regime interactions? Environmental Innovation and Societal Transitions 8, 62–75. https://doi.org/10.1016/j.eist.2013.04.002

Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R.T., Molnár, Z., Hill, R., Chan, K.M. A., Baste, I. A., Brauman, K. A., Polasky, S., Church, A., Lonsdale, M., Larigauderie, A., Leadley, P.W., Oudenhoven, A.P.E. van, Plaat, F. van der, Schröter, M., Lavorel, S., Aumeeruddy-Thomas, Y., Bukvareva, E., Davies, K., Demissew, S., Erpul, G., Failler, P., Guerra, C.A., Hewitt, C.L., Keune, H., Lindley, S., Shirayama, Y., 2018. Assessing nature's contributions to people. Science 359, 270–272. https://doi.org/10.1126/science.aap8826

Dollinger, F., 2021. 65 Jahre Salzburger Raumordnungsgesetz und 50 Jahre Landesentwicklungsplanung. Die Entwicklung der Paradigmen der Salzburger Raumplanung in der Zweiten Republik. Eine persönliche Festschrift zur Salzburger Raumordnung nach 35 Jahren Tätigkeit in der Raumplanung. LIT Verlag, Münster.

Dollinger, F., 2017. Vom Ausfransen der Dörfer. Anliegen Natur 39, 45–48.

dos Santos, Q., Nogueira, B.M., Rodrigues, V.M., Hartwell, H., Giboreau, A., Monteleone, E., Dinnella, C., Perez-Cueto, F.J., 2018. Nudging using the ‚dish of the day' strategy does not work for plant-based meals in a Danish sample of adolescent and older people. International Journal of Consumer Studies 42, 327–334. https://doi.org/10.1111/ijcs.12421

Downs, J.S., Loewenstein, G., Wisdom, J., 2009. Strategies for promoting healthier food choices. American Economic Review 99, 159–164. https://doi.org/10.1257/aer.99.2.159

Dröge, S., 2021. Ein CO2-Grenzausgleich für den Green Deal der EU Funktionen, Fakten und Fallstricke, SWP-Studie. Stiftung Wissenschaft und Politik, Deutsches Institut für Internationale Politik und Sicherheit, Berlin.

EC, 2021. New EU Forest Strategy for 2030. COM 2021/572 final. European Commission, Brussels

EC, 2020a. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions Stepping up Europe's 2030 climate ambition. Investing in a climate-neutral future for the benefit of our people.

EC, 2020b. EU-Biodiversitätsstrategie für 2030 – Mehr Raum für die Natur in unserem Leben. COM(2015) 478 final. European Commission, Brussels.

EC, 2019a. The European Green Deal (COM(2019) 640 final). European Commission, Brussels.

EC, 2019b. Anhang der Mitteilung über den europäischen Grünen Deal, Fahrplan – wichtigste Maßnahmen.

EC, 2019c. Fossil CO2 and GHG emissions of all world countries: 2019 report. Publications Office, LU.

EC, 2018a. A sustainable bioeconomy for Europe: strengthening the connection between economy, society and the environment – Updated Bioeconomy Strategy (COM(2018) 673 final). European Commission, Brussels.

EC, 2018b. Bioeconomy: the European way to use natural resources, Action plan. European Union, Luxembourg.

EC, 2015. Multi-annual Implementation Plan of the new EU Forest Strategy – Commission Staff Working Document.

EC, 2013. A new EU Forest Strategy: for forests and the forest-based sector. COM(2013) 659 final. European Commission, Brussels.

Ecker, B., Fidlschuster, L., Fischer, M., Lukesch, R., Maier, S., Philipp, S., Said, N., 2019. Der LEADER-Ansatz und Soziale Innovation im ländlichen Raum – eine Liaison? ÖAR & ZSI, Wien.

Edwards-Jones, G., 2006. Modelling farmer decision-making: concepts, progress and challenges. Animal Science 82, 783–790. https://doi.org/10.1017/ASC2006112

EEA, 2009. Diverting waste from landfill. European Environment Agency.

EEffG, 2014. Bundesgesetz über die Steigerung der Energieeffizienz bei Unternehmen und dem Bund, BGBl. I 72/2014.

EU 2115, 2021 Verordnung (EU) 2021/2115 DES Europäischen Parlaments und des Rates vom 2. Dezember 2021 mit Vorschriften für die Unterstützung der von den Mitgliedstaaten im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik zu erstellenden und durch den Europäischen Garantiefonds für die Landwirtschaft (EGFL) und den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) zu finanzierenden Strategiepläne (GAP-Strategiepläne) und zur Aufhebung der Verordnung (EU) Nr. 1305/2013 sowie der Verordnung (EU) Nr. 1307/2013

EU, 1993. Klage, eingereicht am 25. Februar 2021 – Mariani u. a./Parlament (Rechtssache T-124/21) (2021/C 138/68). Amtsblatt der Europäischen Union C138, C138/68.

EU 60, 2007. Directive 2007/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2007 on the assessment and management of flood risks.

EU 60, 2000. Wasserrichtlinie, RL 200/60/EG.

EU COM 392, 2018. Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council establishing rules on support for strategic plans to be drawn up by Member States under the Common agricultural policy (CAP Strategic Plans) and financed by the European Agricultural Guarantee Fund (EAGF) and by the European Agricultural Fund for Rural Development (EAFRD) and repealing Regulation (EU) No 1305/2013 of the European Parliament and of the Council and Regulation (EU) No 1307/2013 of the European Parliament and of the Council, EU 2018/0216 (COD).

Europäischer Rechnungshof, 2018. Die Hochwasserrichtlinie: Fortschritte bei der Bewertung der Risiken, Verbesserungsbedarf bei der Planung und Umsetzung, Sonderbericht 25/2018. Europäischer Rechnungshof, Luxembourg.

Ezzine-de-Blas, D., Wunder, S., Ruiz-Pérez, M., Moreno-Sanchez, R. del P., 2016. Global Patterns in the Implementation of Payments for Environmental Services. PLOS ONE 11, e0149847. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0149847

Farr-Wharton, G., Foth, M., Choi, J.H., 2014. Identifying factors that promote consumer behaviours causing expired domestic food waste. Journal of Consumer Behaviour 13, 393–402.

Feucht, Y., Zander, K., 2018. Consumers' preferences for carbon labels and the underlying reasoning. A mixed methods approach in 6 European countries. Journal of Cleaner Production 178, 740–748. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.236

Fidelis, T., Rodrigues, C., 2019. The integration of land use and climate change risks in the Programmes of Measures of River Basin Plans – assessing the influence of the Water Framework Directive in Portugal. Environmental Science & Policy 100, 158–171. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2019.06.013

Fleischhauer, M., Bornefeld, B., 2006. Klimawandel und Raumplanung. Raumforschung und Raumordnung 64, 161–171. https://doi.org/10.1007/BF03182977

Flynn, M.M., Reinert, S., Schiff, A.R., 2013. A Six-Week Cooking Program of Plant-Based Recipes Improves Food Security, Body Weight, and Food Purchases for Food Pantry Clients A Six-Week Cooking Program of Plant-Based Recipes Improves Food Security, Body

Weight, Journal of Hunger & Environmental Nutrition 8, 73–84. https://doi.org/10.1080/19320248.2012.758066

Foldal, C.B., Kasper, M., Ecker, E., Zechmeister-Boltenstern, S., 2019. Evaluierung verschiedener ÖPUL Maßnahmen in Hinblick auf die Reduktion von Treibhausgasemissionen, insbesondere Lachgas, Endbericht (Forschungsauftrag). Universität für Bodenkultur, Wien.

Frehner, A., De Boer, I., Muller, A., Van Zanten, H., Schader, C., 2022. Consumer strategies towards a more sustainable food system: insights from Switzerland. The American Journal of Clinical Nutrition 115, 1039–1047. https://doi.org/10.1093/ajcn/nqab401

Friis, R., Skov, L.R., Olsen, A., Appleton, K.M., Saulais, L., Dinnella, C., Hartwell, H., Depezay, L., Monteleone, E., Giboreau, A., Perez-Cueto, F.J.A., 2017. Comparison of three nudge interventions (priming, default option, and perceived variety) to promote vegetable consumption in a self-service buffet setting. PLoS ONE 12, 1–16. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0176028

Fuchs, R., Brown, C., Rounsevell, M., 2020. Europe's Green Deal offshores environmental damage to other nations. Nature 586, 671–673. https://doi.org/10.1038/d41586-020-02991-1

Fuhrhop, D., 2020. Verbietet das Bauen! oekom Verlag, München.

Ganglberger, E., Strurm, T., 2014. FTI für Forschung, Technologie und Innovation (38/2014). BMVIT.

Garnett, E.E., Balmford, A., Sandbrook, C., Pilling, M. A., Marteau, T.M., 2019. Impact of increasing vegetarian availability on meal selection and sales in cafeterias. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. https://doi.org/10.1073/pnas.1907207116

Gerber, J.-D., Hengstermann, A., Viallon, F.-X., 2018. Land policy: how to deal with scarcity of land, in: Gerber, J.-D., Hartmann, T., Hengstermann, A. (Eds.), Instruments of Land Policy, Dealing with Scarcity of Land. Routledge, Oxon/New York, pp. 8–26.

Getzner, M., 2017. Innovative vertragliche Instrumente der Stadtentwicklungs- und Wohnpolitik aus ökonomischer Sicht, in: Suitner, J., Giffinger, R., Plank, L. (Eds.), Jahrbuch Raumplanung 2017. NWV Verlag, Wien, pp. 83–95.

Getzner, M., Kadi, J., 2020. Determinants of land consumption in Austria and the effects of spatial planning regulations. European Planning Studies 28, 1095–1117. https://doi.org/10.1080/09654313.2019.1604634

Getzner, M., Kirchmeir, H., 2019. Bewertung der Ökosystemleistungen der Österreichischen Bundesforste (ÖBf): „Werte der Natur": Modellierung der Szenarien und Bewertung der Managementoptionen (Final Project Report), „Werte der Natur – Bewertung der Ökosystemleistungen der Österreichischen Bundesforste". Institut für Ökologie, Klagenfurt.

Getzner, M., Meyerhoff, J., 2020. The influence of forest management on local recreation benefits and the importance of quietude and natural environments. Forests 11, 326. https://doi.org/10.3390/f11030326

Getzner, M., Meyerhoff, J., Schläpfer, F., 2018. Willingness to Pay for Nature Conservation Policies in State-Owned Forests: An Austrian Case Study. Forests 9, 537. https://doi.org/10.3390/f9090537

Götzl, A., 2017. Natura-2000, Vertragsverletzung ... Lutra lutra quo vadis? Recht der Umwelt 1, 11–23.

Graham, T., Abrahamse, W., 2017. Communicating the climate impacts of meat consumption: The effect of values and message framing. Global Environmental Change 44, 98–108. https://doi.org/10.1016/J.GLOENVCHA.2017.03.004

Granner, G., Raschauer, N., 2012. Kompetenzrechtliche Überlegungen zur Lichtverschmutzung. SPRW 21–51.

Green, K., Foster, C., 2005. Give peas a chance: Transformations in food consumption and production systems. Technological Forecasting and Social Change 72, 663–679. https://doi.org/10.1016/j.techfore.2004.12.005

Grimmett, C., Simon, A., Lawson, V., Wardle, J., 2015. Diet and physical activity intervention in colorectal cancer survivors: A feasibility study. European Journal of Oncology Nursing 19, 1–6. https://doi.org/10.1016/j.ejon.2014.08.006

Groier, M., 2007. Regionale bäuerliche Produkte und der EU-Markenschutz: geschützte geographische Bezeichnungen in Österreich im Kontext nachhaltiger Regionalentwicklung, Facts and features/Bundesanstalt für Bergbauernfragen. Bundesanst. für Bergbauernfragen, Wien.

Gruber, A., Holler, C., 2017. Einsatz von regionalen Qualitätslebensmitteln in der Gemeinschaftsverpflegung.

Gusenbauer, I., Markut, T., Hörtenhuber, S., Kummer, S., Bartel-Kratochvil, R., 2018. Gemeinschaftsverpflegung als Motor für die österreichische biologische Landwirtschaft. Endbericht, Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL), Wien.

Gusenbauer, I. 2014. Wirkung von ausgewählten Nachhaltigkeits-Unternehmen auf die regionale Resilienz unter besonderer Berücksichtigung der ökologischen Dimension. Masterarbeit. Universität für Bodenkultur, Wien.

Haas, W., Weisz, U., Balas, M., McCallum, S., Lexer, W., Pazdernik, K., Prutsch, A., Radunksy, K., Formayr, H., Kromp-Kolb, H., Schwarzl, I., 2008. Identifikation von Handlungsempfehlungen zur Anpassung an den Klimawandel in Österreich: 1. Phase. BMLFUW, Wien.

Haas, W., Weisz, U., Pallua, I., Amann, C., Pichler, A., 2010a. Weiterentwicklung von Handlungsempfehlungen zur Anpassung an den Klimawandel in Österreich, Aktivitätsfeld „Bauen und Wohnen" und „Schutz vor Naturgefahren". AustroClim. Im Auftrag des Klima- und Energiefonds. Wien.

Haas, W., Weisz, U., Pallua, I., Hutter, H.-P., Essl, F., Knoflacher, H., Formayr, H., Gerersdorfer, T., 2010b. Handlungsempfehlungen zur Anpassung an den Klimawandel in Österreich, Aktivitätsfelder: Gesundheit, Natürliche Ökosysteme/Biodiversität und Verkehrsinfrastruktur. AustroClim. Im Auftrag des Klima- und Energiefonds. Wien.

Handler, F., 2017. Evaluierung 2017 des Programmes LE 2014–2020 Schwerpunktbereich 5C Erleichterung der Versorgung mit und stärkere Nutzung von erneuerbaren Energien, Nebenerzeugnissen, Abfällen und Rückständen und anderen Ausgangserzeugnissen außer Lebensmitteln für die Biowirtschaft. Wieselburg.

Hanemann, W.M., 1995. Contingent Valuation and Economics, in: Environmental Valuation: New Perspectives. CAB International, Wallingford (Oxon), pp. 79–117.

Hansjürgens, B., Lienhoop, N., Matzdorf, B., Schröter, B., Schöter-Schlaack, C., Stöcke, U., Stuntken, S., Szallies, I., 2019. Ökosystemleistungen und deren Inwertsetzung in ländlichen Räumen unter Einbeziehung von Klimaaspekten. (No. 523), BfN-Skripten. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

Hassink, J., Grin, J., Hulsink, W., 2018. Enriching the multi-level perspective by better understanding agency and challenges associated with interactions across system boundaries. The case of care farming in the Netherlands: Multifunctional agriculture meets health care. Journal of Rural Studies 57, 186–196. https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2017.12.018

Hawkes, A.L., Patrao, T.A., Green, A., Aitken, J.F., 2012. CanPrevent: A telephone-delivered intervention to reduce multiple behavioural risk factors for colorectal cancer. BMC Cancer 12. https://doi.org/10.1186/1471-2407-12-560

HBLFA Raumberg Gumpenstein, 2017. Nationaler Bericht 2017 „Paket G." HBLFA Raumberg Gumpenstein, Raumberg.

Heidrich, O., Reckien, D., Olazabal, M., Foley, A., Salvia, M., de Gregorio Hurtado, S., Orru, H., Flacke, J., Geneletti, D., Pietrapertosa, F., Hamann, J.J.-P., Tiwary, A., Feliu, E., Dawson, R.J., 2016. National climate policies across Europe and their impacts on cities strategies. Journal of Environmental Management 168, 36–45. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.11.043

Hoch, G., Steyrer, G., 2020. Zunehmende Schäden durch Borkenkäfer im Klimawandel (CCCA Fact Sheet No. 31). CCCA, Wien.
Hofreither, M.F., Sinabel, F., 1998. The Austrian levy on mineral fertilisers. Selected observations., in: Economic Instruments for Nitrogen Control in European Agriculture, Proceedings of the 1st Nitrotax Workshop. Presented at the C.R.P.A., Reggio Emilia, pp. 67–78.
Hofreither, M.F., Sinabell, F., 1994. Zielsetzungen für eine nachhaltige Landwirtschaft, Monographien. Umweltbundesamt, Wien.
Hohenwallner, D., Bürgel, J., Hama, M., Huber, T., Kratzer, A., Leitner, M., Link, S., Nagl, C., Schneider, J., Schröer, K., Schwab, K., Steurer, S., 2015. Anpassung an den Klimawandel Herausforderungen und Chancen. Amt der Tiroler Landesregierung, Innsbruck.
Holzer, G., 2018. Agrarrecht, 4. völlig überarbeitete Auflage. ed. NWV Verlag, Wien.
Illes, A., Russi, D., Kettunen, M., de Blas, E., 2017. Innovative mechanisms for financing biodiversity conservation: experiences from Europe, final report in the context of the project „Innovative financing mechanisms for biodiversity in Mexico / N°2015/368378“ 121.
Ivanova, D., Barrett, J., Wiedenhofer, D., Macura, B., Callaghan, M.W., Creutzig, F., 2020. Quantifying the potential for climate change mitigation of consumption options. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab8589
Jachimowicz, J.M., Duncan, S., Weber, E.U., Johnson, E.J., 2019. When and why defaults influence decisions: a meta-analysis of default effects. Behavioural Public Policy 3, 159–186. https://doi.org/10.1017/bpp.2018.43
Jacob, K., King, P., Mangalagju, D., Zdruli, P., Helming, K., Onwuemele, A., Zamani, L., Ravindranath, D., Vo, H., 2019. Land and soil policy, in: UN Environment (Ed.), Global Environment Outlook – GEO-6: Healthy Planet, Healthy People. Cambridge University Press, Cambridge. https://doi.org/10.1017/9781108627146
Jäger, J., Rothman, D., Anastasi, C., Kartha, S., van Notten, P., 2009. Training Module 6 Scenario development and analysis., in: IEA Training Manual, A Training Manual on Integrated Environmental Assessment and Reporting. UNEP, p. 44.
Jäger, J., Rounsevell, M.D.A., Harrison, P.A., Omann, I., Dunford, R., Kammerlander, M., Pataki, G., 2015. Assessing policy robustness of climate change adaptation measures across sectors and scenarios. Climatic Change 128, 395–407. https://doi.org/10.1007/s10584-014-1240-y
Jiricka-Pürrer, A., Wachter, T., 2019. CCCS – Climate Change Conflict Solutions. Konfliktmini-mierung im Umgang mit Klimawandelanpassung und Klimaschutz. Endbericht von Start-Clim2018.B in StartClim2018: (Endbericht), Weitere Beiträge zur Umsetzung der österreichischen Anpassungsstrategie. BMLFUW, BMWF, ÖBf, Land Oberösterreich, Wien.
Jörissen, J., Priefer, C., Bräutigam, K.-R., 2015. Food Waste Generation at Household Level: Results of a Survey among Employees of Two European Research Centers in Italy and Germany. Sustainability 7, 2695–2715. https://doi.org/10.3390/su7032695
Kahn, H., Wiener, A.J., 1967. The year 2000: A framework for speculation on the next thirty-three years. MacMillian Publishing Company, London.
Kemkes, R.J., Farley, J., Koliba, C.J., 2010. Determining when payments are an effective policy approach to ecosystem service provision. Ecological Economics, Special Section – Payments for Ecosystem Services: From Local to Global 69, 2069–2074. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.032
KLAR, 2019. Wasserrückhaltung der kleinstrukturierten Straßenentwässerung [WWW Document]. https://klar-anpassungsregionen.at/praxisbeispiele/wasserrueckhaltung-der-kleinstrukturierten-strassenentwaesserung
Kleijn, D., Baquero, R.A., Clough, Y., Díaz, M., De Esteban, J., Fernández, F., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Jöhl, R., Knop, E., Kruess, A., Marshall, E.J.P., Steffan-Dewenter, I., Tscharntke, T., Verhulst, J., West, T.M., Yela, J.L., 2006. Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. Ecology Letters 9, 243–254. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00869.x
Kleijn, D., Sutherland, W.J., 2003. How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? Journal of Applied Ecology 40, 947–969. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2003.00868.x
KLEM, 2021. Humusaufbau Projekt [WWW Document]. Klima- und Energie- Modellregionen. https://www.klimaundenergiemodellregionen.at/ausgewaehlte-projekte/best-practice-projekte/showbpp/288
Klerkx, L., Leeuwis, C., 2009. Establishment and embedding of innovation brokers at different innovation system levels: Insights from the Dutch agricultural sector. Technological Forecasting and Social Change 76, 849–860. https://doi.org/10.1016/j.techfore.2008.10.001
Kletzan-Slamanig, D., Köppl, A., 2016. Subventionen und Steuern mit Umweltrelevanz in den Bereichen Energie und Verkehr, WIFO Studies. WIFO.
Klöckner, C.A., Ofstad, S.P., 2017. Tailored information helps people progress towards reducing their beef consumption. Journal of Environmental Psychology 50, 24–36. https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2017.01.006
Knöbl, I., 2005. 10 Jahre EU-Mitgliedschaft. Situation eines Erfolges für die ländliche Entwicklung in Österreich. Ländlicher Raum: Online-Fachzeitung des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Jg. 2006.
Krall, E.M., 2017. Solidarische Landwirtschaft in Österreich – Motive und Engagement der Mitglieder anhand einer strukturierten Befragung. (Masterarbeit) Universität für Bodenkultur, Wien.
Kreuzer, Fischer Partner, 2011. Jährlich Gewinn von 2,7 Mrd. durch Umwidmung von Grundstücken. Der Standard, 10. Oktober 2011, 15:01
Kumar, P., 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity – Ecological and Economic Foundations. Earthscan – Routledge, London.
Kurz, V., 2018. Nudging to reduce meat consumption: Immediate and persistent effects of an intervention at a university restaurant. Journal of Environmental Economics and Management 90, 317–341. https://doi.org/10.1016/J.JEEM.2018.06.005
Kwasny, T., Dobernig, K., Riefler, P., 2022. Towards reduced meat consumption: A systematic literature review of intervention effectiveness, 2001–2019. Appetite 168, 105739. https://doi.org/10.1016/j.appet.2021.105739
Lacombe, C., Couix, N., Hazard, L., 2018. Designing agroecological farming systems with farmers: A review. Agricultural Systems 165, 208–220. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.06.014
Land OÖ, 2020. Oberösterreichischer Bodeninformationsbericht 2020. Amt der Oberösterreichischen Landesregierung.
Land Steiermark, 2017. Klimawandelanpassung Strategie Steiermark 2050. Amt der Steiermärkischen Landesregierung Fachabteilung Energie und Wohnbau (FAEW), Graz.
Land Vorarlberg, 2015. Strategie zur Anpassung an den Klimawandel in Vorarlberg – Ziele, Herausforderungen, Handlungsfelder. Abteilung Allgemeine Wirtschaftsangelegenheiten, Fachbereich Energie und Klimaschutz (Koordination/ Hrsg.).
Langthaler, E., 2012. Balancing between autonomy and dependence. Family farming and agrarian change in Lower Austria 1945–1980, in: Austrian Lives. The University of New Orleans Press.
Leenstra, F., Vellinga, T., Bessei, W., 2018. Environmental footprint of meat consumption of cats and dogs [WWW Document]. Lohman Information 2018/01. https://lohmann-breeders.com/lohmanninfo/environmental-footprint-of-meat-consumption-of-cats-and-dogs/
Lehner, L., 2019. Empirische Analyse der Wahrnehmung von Bioökonomie im österreichischen Forst- und Holzsektor (Diplomarbeit). Universität der Bodenkultur Wien, Wien.

LGBl 49, 2010. StROG, Steiermärkisches Raumordnungsgesetz, LGBl 49/2010.
LGBl 39, 1996. VRPG, Gesetz über die Raumplanung, LGBl 39/1996.
LGBl 114, 1993. Oberösterreichische Raumordnungsgesetz, LGBl 114/1993.
LGBl 66, 1987. Steiermärkischen landwirtschaftlichen Bodenschutzgesetzes, LGBl 66/1987.
Linser, S., 2020. Indikatoren für nachhaltige Waldbewirtschaftung des Österreichischen Walddialoges, Aktualisierung und Bewertung 2020. BMLRT, Wien.
Lorenz, H., 2019. Österreichs Kammern: Politik im Schatten der Regierung, Agenda Austria, Policy Brief, https://www.agenda-austria.at/publikationen/oesterreichs-kammern/
Ludvig, A., Braun, M., Hesser, F., Ranacher, L., Fritz, D., Gschwantner, T., Jandl, R., Kindermann, G., Ledermann, T., Pölz, W., Schadauer, K., Schmid, B.F., Schmid, C., Schwarzbauer, P., Weiss, G., Wolfslehner, B., Weiss, P., 2021. Comparing policy options for carbon efficiency in the wood value chain: Evidence from Austria. Journal of Cleaner Production 292, 125985. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.125985
Mace, G.M., 2014. Whose conservation? Science 345, 1558. https://doi.org/10.1126/science.1254704
Marteau, T.M., 2017. Towards environmentally sustainable human behaviour: Targeting non-conscious and conscious processes for effective and acceptable policies. Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences 375. https://doi.org/10.1098/rsta.2016.0371
Masiero, M., Secco, L., Pettenella, D., Da Re, R., Bernö, H., Carreira, A., Dobrovolsky, A., Giertlieova, B., Giurca, A., Holmgren, S., Mark-Herbert, C., Navrátilová, L., Pülzl, H., Ranacher, L., Salvalaggio, A., Sergent, A., Sopanen, J., Stelzer, C., Stetter, T., Valsta, L., Výbošťok, J., Wallin, I., 2020. Bioeconomy perception by future stakeholders: Hearing from European forestry students. Ambio 49, 1925–1942. https://doi.org/10.1007/s13280-020-01376-y
Matzdorf, B., Biedermann, C., Loft, L., 2019. Payments for Ecosystem Services: Private and Public Funding to Avoid Risks to Ecosystem Services, in: Schröter, M., Bonn, A., Klotz, S., Seppelt, R., Baessler, C. (Eds.), Atlas of Ecosystem Services: Drivers, Risks, and Societal Responses. Springer International Publishing, Cham, pp. 335–341. https://doi.org/10.1007/978-3-319-96229-0_51
Matzdorf, B., Biedermann, C., Meyer, C., Nicolaus, K.; Sattler, C., Schomers, S., 2014, Was kostet die Welt? Payments for Ecosystem Services in der Praxis, Erfolgreiche PES-Beispiele aus Deutschland, Großbritannien und den USA, oekom verlag, München.
Mauerhofer, V., Alge, T., Platter, G., 2018. Gliedstaatsverträge für neue Biodiversitäts-Herausforderungen. Recht der Umwelt 5, 20–22.
McCormick, K., Kautto, N., 2013. The bioeconomy in Europe. An overview. Sustainability 5, 2589–2608.
Meinharter, E., Balas, M., 2011. Anpassungsempfehlungen für urbane Grün- und Freiräume in österreichischen Städten und Stadtregionen. Endbericht von StartClim 2010. B in StartClim 2010 (Endbericht), Anpassung an den Klimawandel. BMLFUW, BMWF, BMWFJ, ÖBF.
Messner, R., Richards, C., Johnson, H., 2020. The „Prevention Paradox“: food waste prevention and the quandary of systemic surplus production. Agriculture and Human Values 37, 805–817. https://doi.org/10.1007/s10460-019-10014-7
Meyer, I., Sommer, M., Kratena, K., 2020. How to reach Paris. a comprehensive long-term energy-economy scenario for Austria, in: Zachariadis, T., Milne, J.E., Andersen, M.S., Ashiabor, H. (Eds.), Economic Instruments for a Low-Carbon Future. Critical Issues in Environmental Taxation XXII. Edward Elgar Publishing, ElgarOnline, p. 264.
Meynard, J.-M., Jeuffroy, M.-H., Le Bail, M., Lefèvre, A., Magrini, M.-B., Michon, C., 2017. Designing coupled innovations for the sustainability transition of agrifood systems. Agricultural Systems 157, 330–339. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.08.002
Milestad, R., Bartel-Kratochvil, R., Leitner, H., Axmann, P., 2010. Being close: The quality of social relationships in a local organic cereal and bread network in Lower Austria. Journal of Rural Studies 26, 228–240. https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2010.01.004
Mills, J., Gaskell, P., Ingram, J., Dwyer, J., Reed, M., Short, C., 2017. Engaging farmers in environmental management through a better understanding of behaviour. Agriculture and Human Values 34, 283–299. https://doi.org/10.1007/s10460-016-9705-4
Mondéjar-Jiménez, J.-A., Ferrari, G., Secondi, L., Principato, L., 2016. From the table to waste: An exploratory study on behaviour towards food waste of Spanish and Italian youths. Journal of Cleaner Production, 138, 8–18.
Mostegl, N.M., 2020. Understanding and steering climate change adaptation behaviour in land use planning (Dissertation). Universität für Bodenkultur, Wien.
Mostegl, N.M., Pröbstl-Haider, U., Jandl, R., Haider, W., 2019. Targeting climate change adaptation strategies to small-scale private forest owners. Forest Policy and Economics 99, 83–99. https://doi.org/10.1016/j.forpol.2017.10.001
Münster, E., Rüger, H., Ochsmann, E., Letzel, S., Toschke, A.M., 2009. Over-indebtedness as a marker of socioeconomic status and its association with obesity: a cross-sectional study. BMC Public Health 9, 286. https://doi.org/10.1186/1471-2458-9-286
Neff, R.A., Spiker, M.L., Truant, P.L., 2015. Wasted food: US consumers' reported awareness, attitudes, and behaviors. PloS one 10, e0127881.
Neuhold, C., 2016. EU Floods Directive implementation in Austria. E3S Web Conf. 7. https://doi.org/10.1051/e3sconf/20160723004
Newig, J., Haberl, H., Pahl-Wostl, C., Rothman, D.S., 2008. Formalised and Non-Formalised Methods in Resource Management – Knowledge and Social Learning in Participatory Processes: An Introduction. Systemic Practice and Action Research 21, 381–387. https://doi.org/10.1007/s11213-008-9112-x
Newsome, R., Balestrini, C.G., Baum, M.D., Corby, J., Fisher, W., Goodburn, K., Labuza, T.P., Prince, G., Thesmar, H.S., Yiannas, F., 2014. Applications and perceptions of date labeling of food. Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety 13, 745–769.
Nie, Y., Avraamidou, S., Xiao, X., Pistikopoulos, E., Li, J., Zeng, Y., Song, F., Yu, J., Zhu, M., 2018. A Food-Energy-Water Nexus approach for land use optimization. Science of The Total Environment 659. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.242
Nikravech, M., Kwan, V., Dobernig, K., Wilhelm-Rechmann, A., Langen, N., 2020. Limiting food waste via grassroots initiatives as a potential for climate change mitigation: a systematic review. Environmental Research Letters 15, 123008. https://doi.org/10.1088/1748-9326/aba2fe
NÖ ROG, 2014. NÖ Raumordnungsgesetz 2014 (NÖ ROG 2014), NÖ ROG 2014.
Nyborg, K., Anderies, J.M., Dannenberg, A., Lindahl, T., Schill, C., Schluter, M., Adger, W.N., Arrow, K.J., Barrett, S., Carpenter, S., Chapin, F.S., Crepin, A.-S., Daily, G., Ehrlich, P., Folke, C., Jager, W., Kautsky, N., Levin, S.A., Madsen, O.J., Polasky, S., Scheffer, M., Walker, B., Weber, E.U., Wilen, J., Xepapadeas, A., de Zeeuw, A., 2016. Social norms as solutions. Science 354, 42–43. https://doi.org/10.1126/science.aaf8317
OECD, 2018. Rethinking Urban Sprawl: Moving Towards Sustainable Cities. OECD, Paris.
OECD, 2015. OECD Companion to the Inventory of Support Measures for Fossil Fuels 2015 [WWW Document]. https://www.oecd-ilibrary.org/energy/oecd-companion-to-the-inventory-of-support-measures-for-fossil-fuels-2015_9789264239616-en (accessed 7.8.20).

OECD, 2009. The Bioeconomy to 2030: Designing a Policy Agenda. Organization for Economic Co-operation and Development, Paris.
OECD, 2007. Instrument Mixes for Environmental Policy. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.
OECD, 2001. The Application of Biotechnology to Industrial Sustainability. Organization for Economic Co-operation and Development, Paris.
OECD, 1993. Agricultural Policies, Markets and Trade. Monitoring and Outlook. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.
OECD, 1987. National policies and agricultural trade. Country Study Austria. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.
O'Faircheallaigh, C., 2010. Public participation and environmental impact assessment: Purposes, implications, and lessons for public policy making. Environmental Impact Assessment Review 30, 19–27. https://doi.org/10.1016/j.eiar.2009.05.001
Öhlinger, T., Eberhard, H., 2019. Verfassungsrecht. Facultas, Wien.
ÖROK, 2021. ÖREK 2030-Umsetzungspakt „Bodenstrategie für Österreich". Strategie zur Reduktion der weiteren Flächeninanspruchnahme und Bodenversiegelung bis 2030.
Pabst, S., 2015. Transdisziplinäre Aktionsforschung zur Verbreitung von CSA in Österreich. (Masterarbeit) Universität für Bodenkultur, Wien.
Palomo-Vélez, G., Tybur, J.M., van Vugt, M., 2018. Unsustainable, unhealthy, or disgusting? Comparing different persuasive messages against meat consumption. Journal of Environmental Psychology 58, 63–71. https://doi.org/10.1016/J.JENVP.2018.08.002
Payer, H., 1996. Was heißt hier nachhaltig? Gesellschaftlicher Stoffwechsel im internationalen Vergleich, in: Strategien Der Nachhaltigkeit.
Pech, J.P., 2018. Zielgruppensegmentierung der Kunden der selbsternte.at in Wien unter Anwendung einer Clusteranalyse. (Masterarbeit) Universität für Bodenkultur, Wien.
Pigou, A., C., 1920. The economics of welfare. Macmillan and CO, Limited.
Pirard, R., 2012. Market-based instruments for biodiversity and ecosystem services: A lexicon. Environmental Science Policy 19–20, 59–68. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.02.001
Poore, J., Nemecek, T., 2018. Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. Science 360, 987–992. https://doi.org/10.1126/science.aaq0216
Potschin, M., Haines-Young, R., Fish, R., Turner, K.R., 2016. Routledge Handbook of Ecosystem Services. Earthscan – Routledge, New York.
Primmer, E., Varumo, L., Krause, T., Orsi, F., Geneletti, D., Brogaard, S., Aukes, E., Ciolli, M., Grossmann, C., Hernández-Morcillo, M., Kister, J., Kluvánková, T., Loft, L., Maier, C., Meyer, C., Schleyer, C., Spacek, M., Mann, C., 2021. Mapping Europe's institutional landscape for forest ecosystem service provision, innovations and governance. Ecosystem Services 47, 101225. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101225
Prückner, G., Brenn, C., 2012a. Gerichtlicher Umweltschutz ausreichend effektiv? Österreichische Juristen Zeitung 16, 149–154.
Prückner, G., Brenn, C., 2012b. Gliedstaatsverträge für neue Biodiversitäts-Herausforderungen. Recht der Umwelt 5, 20–26.
Prutsch, A., Steurer, R., Stickler, T., 2018. Is the participatory formulation of policy strategies worth the effort? The case of climate change adaptation in Austria. Regional Environmental Change 18, 271–285.
Pülzl, H., Wydra, D., Hogl, K., 2018. Piecemeal Integration: Explaining and Understanding 60 Years of European Union Forest Policy-Making. Forests 9. https://doi.org/10.3390/f9110719
Rappersberger, C., 2016. Sozio-ökonomische Aspekte von solidarischer Landwirtschaft in Österreich. Univ. f. Bodenkultur.
RegioData Research, 2018. Handelskonzentration in Österreich.
Reinders, M.J., Huitink, M., Dijkstra, S.C., Maaskant, A.J., Heijnen, J., 2017. Menu-engineering in restaurants – adapting portion sizes on plates to enhance vegetable consumption: A real-life experiment. International Journal of Behavioral Nutrition and Physical Activity 14, 1–11. https://doi.org/10.1186/s12966-017-0496-9
Reisch, L.A., Eberle, U., Lorek, S., 2013. Sustainable food consumption: An overview of contemporary issues and policies. Sustainability: Science, Practice, and Policy 9, 7–25. https://doi.org/10.1080/15487733.2013.11908111
Renn, O., 2006. Participatory processes for designing environmental policies. Land Use Policy 23, 34–43. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2004.08.005
Riefler, P., 2020. Local versus global food consumption: the role of brand authenticity. Journal of Consumer Marketing 37, 317–327. https://doi.org/10.1108/JCM-02-2019-3086
Rivers, N., Schaufele, B., 2017. New vehicle feebates. Canadian Journal of Economics/Revue canadienne d'économique 50, 201–232. https://doi.org/10.1111/caje.12255
Rivers, N., Schaufele, B., 2015. Salience of carbon taxes in the gasoline market. Journal of Environmental Economics and Management 74, 23–36.
Rizet, C., Cornélis, E., Browne, M., Léonardi, J., 2010. GHG emissions of supply chains from different retail systems in Europe. Procedia – Social and Behavioral Sciences 2, 6154–6164. https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2010.04.027
Rolls, B.J., Roe, L.S., Meengs, J.S., 2010. Portion size can be used strategically to increase vegetable consumption in adults. American Journal of Clinical Nutrition 91, 913–922. https://doi.org/10.3945/ajcn.2009.28801.Am
Rougoor, C.W., Zeijts, H.V., Hofreither, M.F., Bäckman, S., 2001. Experiences with Fertilizer Taxes in Europe. Journal of Environmental Planning and Management 44, 877–887. https://doi.org/10.1080/09640560120087615
Salmhofer, H.-J., 2019. Österreichische Klimaziele und Herausforderungen für den ÖV. Vortrag, GSV Forum: Alternative Antriebe im ÖV – droht eine Kostenlawine? 26.6.2019
Saulais, L., Massey, C., Perez-Cueto, F.J.A., Appleton, K.M., Dinnella, C., Monteleone, E., Depezay, L., Hartwell, H., Giboreau, A., 2019. When are „Dish of the Day" nudges most effective to increase vegetable selection? Food Policy 85, 15–27. https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2019.04.003
Schanes, K., Dobernig, K., Gözet, B., 2018. Food waste matters – A systematic review of household food waste practices and their policy implications. Journal of Cleaner Production 182, 978–991. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.030
Schermer, M., Darnhofer, I., Daugstad, K., Gabillet, M., Lavorel, S., Steinbacher, M., 2016. Institutional impacts on the resilience of mountain grasslands: an analysis based on three European case studies. Land Use Policy 52, 382–391. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.12.009
Schirpke, U., Timmermann, F., Tappeiner, U., Tasser, E., 2016. Cultural ecosystem services of mountain regions: Modelling the aesthetic value. Ecological Indicators 69, 78–90. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.04.001
Schlatzer, M., Lindenthal, T., Kromp, B., Roth, K., 2016. Nachhaltige Lebensmittelversorgung für die Gemeinschaftsverpflegung der Stadt Wien (Endbericht). gWN-BOKU und Bio Forschung Austria, Wien.
Schmelz, C., 2017. Baustellen des Umweltverfahrens, in: Institut für Umweltrecht der JKU Linz (Ed.), Jahrbuch Des Österreichischen Und Europäischen Umweltrechts 2017. Manz, Wien, pp. 123–133.
Schmid, E., 2004. Das Betriebsoptimierungssystem FAMOS (Farm Optimization System), (No. Diskussionspa-pier DP-09-2004). Universität für Bodenkultur, Institut für nachhaltige Wirtschaftsentwicklung, Wien.

Schmid, E., Sinabell, F., 2007. On the choice of farm management practices after the reform of the Common Agricultural Policy in 2003. Journal of Environmental Management 82, 332–340. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.12.027

Schmid, E., Sinabell, F., 2005. Organic Farming and the New CAP – Results for the Austrian Agricultural Sector. Presented at the Contributed Paper. https://doi.org/10.22004/ag.econ.24671

Schmid, E., Sinabell, F., 2003. Die Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU – Wichtige Konsequenzen für Österreichs Landwirtschaft. WIFO-Monatsberichte 6, 425–440.

Schmid, E., Sinabell, F., Hofreither, M.F., 2007. Phasing out of environmentally harmful subsidies: Consequences of the 2003 CAP reform. Ecological Economics 60, 596–604. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.12.017

Schmid, E., Sinabell, F., Liebhard, P., 2004. Effects of Reduced Tillage Systems and Cover Crops on Sugar Beet Yield and Quality, Ground Water Recharge and Nitrogen Leaching in the Pannonic Region Marchfeld, Austria. Pflanzenbauwissenschaften 8, 1–9.

Schmid, S., 2007. Alpenkonvention und Moorschutz. Recht der Umwelt 72, 158–166.

Schmidt, K., 2016. Explaining and promoting household food waste-prevention by an environmental psychological based intervention study. Resources, Conservation and Recycling 111, 53–66. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.04.006

Schneeberger, W., Darnhofer, I., Michael, E., 2002. Barriers to the adoption of organic farming by cash-crop producers in Austria. American Journal of Alternative Agriculture 17, 24–31. https://doi.org/10.1079/AJAA20017

Schneider, M., 1967. Österreichs Landwirtschaft und der EWG-Agrarmarkt. WIFO Monatsberichte 8, 263–271.

Schönbäck, W., 1991. Neuordnung der bundesstaatlichen Kompetenzverteilung, in: Neuordnung Der Kompetenzverteilung in Österreich. Republik Österreich, Wien.

Schönhart, M., Schauppenlehner, T., Schmid, E., 2011a. Integrated Bio-Economic Farm Modeling for Biodiversity Assessment at Landscape Level, in: Flichman, G. (Ed.), Bio-Economic Models Applied to Agricultural Systems. Springer, Dortrecht, Deutschland.

Schönhart, M., Schauppenlehner, T., Schmid, E., Muhar, A., 2011b. Analysing the maintenance and establishment of orchard meadows at farm and landscape levels applying a spatially explicit integrated modelling approach. Journal of Environmental Planning and Management 54, 115–143. https://doi.org/10.1080/09640568.2010.502763

Schönhart, M., Schauppenlehner, T., Schmid, E., Muhar, A., 2011c. Integration of bio-physical and economic models to analyze management intensity and landscape structure effects at farm and landscape level. Agricultural Systems 104, 122–134. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2010.03.014

Schulev-Steindl, E., Romirer, C., 2020. Interessenabwägung im Naturschutzrecht – Ein Problemaufriss am Beispiel Vorarlbergs.

Schulev-Steindl, E., Romirer, C., 2019. Interessenabwägung im Vorarlberger Naturschutzrecht Funktion, Dimensionen und Evaluierung.

Schweiger, M., Gronalt, M., Foitik, G., Hirsch, P., Högl, J., Liehr, C., 2010. Wissensbasierte Plattform zur Optimierung von Handlungsstrategien im Umgang mit Naturgefahren. Endbericht von StartClim 2010. G in StartClim 2010: Anpassung an den Klimawandel – Beiträge zur Erstellung der nationalen Klimawandelanpassungsstrategie. BMLFUW, BMWF, BMWFJ, ÖBf.

Seto, K.C., Davis, S.J., Mitchell, R.B., Stokes, E.C., Unruh, G., Ürge-Vorsatz, D., 2016. Carbon Lock-In: Types, Causes, and Policy Implications. Annual Review of Environment and Resources 41, 425–452. https://doi.org/10.1146/annurev-environ-110615-085934

Seuneke, P., Lans, T., Wiskerke, J.S.C., 2013. Moving beyond entrepreneurial skills: Key factors driving entrepreneurial learning in multifunctional agriculture. Journal of Rural Studies 32, 208–219. https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2013.06.001

Sherry, E.F., 2016. Lock-In Effects, in: Augier, M., Teece, D.J. (Eds.), The Palgrave Encyclopedia of Strategic Management. Palgrave Macmillan UK, London, pp. 1–2. https://doi.org/10.1057/978-1-349-94848-2_425-1

SRU, 2015. Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem. Sachverständigenrat für Umweltfragen, Berlin.

Steenhuis, I., Poelman, M., 2017. Portion Size: Latest Developments and Interventions. Current Obesity Reports 6, 10–17. https://doi.org/10.1007/s13679-017-0239-x

Stern, N., 2006. The Economics of Climate Change, the Stern Review. HM Treasury, UK.

Stern, T., Ploll, U., Spies, R., Schwarzbauer, P., Hesser, F., Ranacher, L., 2018. Understanding Perceptions of the Bioeconomy in Austria – An Explorative Case Study. Sustainability 10. https://doi.org/10.3390/su10114142

Stöckli, S., Niklaus, E., Dorn, M., 2018. Call for testing interventions to prevent consumer food waste. Resources, Conservation and Recycling 136, 445–462. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.03.029

Stoppacher, P., 2019. Wirkungsorientierung und Regionalentwicklung. Analyse der Wirksamkeit und der Umsetzung des Modells der „Wirkungsorientierung“ in der LE-Maßnahme LEADER (Endbericht). Institut für Arbeitsmarktbetreuung und -forschung Steiermark, Graz.

Strauss, P., Schmaltz, E., Krammer, C., Zeiser, A., Weinberger, C., Kuderna, M., Dersch, G., 2020. Bodenerosion in Österreich – Eine nationale Berechnung mit regionalen Daten und lokaler Aussagekraft für ÖPUL Endbericht. Bundesamt für Wasserwirtschaft, Petzenkirchen.

Strobach, A., 2017. Foodcoops in Österreich. Ihre Verbreitung und ihr Beitrag zur Ernährungssouveränität aus Perspektive der Mitglieder. (Masterarbeit) Universität für Bodenkultur, Wien.

Suske, W., 2019. Ökologische Bewertung der Bewirtschaftung von Grünlandflächen hinsichtlich Nutzungsintensivierung und Nutzungsaufgabe. Suske Consulting.

Tamme, O., 2018. Ländlicher Raum 4.0 – Bestandsaufnahme und kritische Rezeption (No. FactsFeatures 57). Bundesanstalt für Bergbauernfragen, Wien.

Tanguay, G.A., Gingras, I., 2012. Gas Price Variations and Urban Sprawl: An Empirical Analysis of the Twelve Largest Canadian Metropolitan Areas. Environment Planning A 44, 1728–1743. https://doi.org/10.1068/a44259

Tasser, E., Schirpke, U., Zoderer, B.M., Tappeiner, U., 2020. Towards an integrative assessment of land-use type values from the perspective of ecosystem services. Ecosystem Services 42, 101082. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101082

TEEB, 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB.

Thöni, M., 2008. Die Abwägung konfligierender Interessen im Öffentlichen Recht – ein rechtsökonomischer Annäherungsversuch. Journal für Rechtspolitik 16, 131–138. https://doi.org/10.1007/s00730-008-0220-9

Transition Graz, 2021. Transformation des Lebensmittelsystems durch Kooperation, Gutes Essen für Alle – aber wie? Ein Einstieg. https://transitiongraz.org/2021-2/transformation-durch-kooperation-iii-gutes-essen-fur-alle-aber-wie/

Tukker, A., Diaz Lopez, F.J., Lindt, M., Mont, O., Lorek, S., Spaneberg, J., Giljum, S., 2009. Sustainable Consumption Policies Effectiveness Evaluation (SCOPE2). Final Report.

Umweltanwaltschaften Österreichs, 2020. Auftrag – Die Umweltanwaltschaften der Österreichischen Bundesländer [WWW Document]. Umweltanwaltschaften Österreichs. http://www.umweltanwaltschaft.gv.at/de/auftrag

Umweltbundesamt, 2020a. Flächeninanspruchnahme – Entwicklung des jährlichen Bodenverbrauchs in Österreich [WWW Document]. https://www.umweltbundesamt.at/umweltthemen/boden/flaecheninanspruchnahme (accessed 6.22.20).
Umweltbundesamt, 2020b. Klimaschutzbericht 2020. Umweltbundesamt, Wien.
Umweltbundesamt, Stejskal-Tiefenbach, M., Rabitsch, W., Ellmauer, T., Schwaiger, E., Schwarzl, B., Gaugitsch, H., Banko, G., 2014. Biodiversitäts-Strategie Österreich 2020+ Vielfalt erhalten – Lebensqualität und Wohlstand für uns und zukünftige Generationen sichern! BMLFUW, Wien.
UNEP, 2014. Prevention and reduction of food and drink waste in businesses and households: Guidance for governments, local authorities, businesses and other organisations.
UNFCCC, 1992. Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen. UN, New York.
Unruh, G.C., 2000. Understanding carbon lock-in. Energy Policy 28, 817–830. https://doi.org/10.1016/S0301-4215(00)00070-7
UVP-G, 2000. Bundesgesetz über die Prüfung der Umweltverträglichkeit (Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz 2000 – UVP-G 2000).
Vainio, A., Irz, X., Hartikainen, H., 2018. How effective are messages and their characteristics in changing behavioural intentions to substitute plant-based foods for red meat? The mediating role of prior beliefs. Appetite 125, 217–224. https://doi.org/10.1016/J.APPET.2018.02.002
Van Herzele, A., Gobin, A., Van Gossum, P., Acosta, L., Waas, T., Dendoncker, N., Henry de Frahan, B., 2013. Effort for money? Farmers' rationale for participation in agri-environment measures with different implementation complexity. Journal of Environmental Management 131, 110–120. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.09.030
Vermunt, D.A., Negro, S.O., Van Laerhoven, F.S.J., Verweij, P.A., Hekkert, M.P., 2020. Sustainability transitions in the agri-food sector: How ecology affects transition dynamics. Environmental Innovation and Societal Transitions 36, 236–249. https://doi.org/10.1016/j.eist.2020.06.003
VfGH, 2017. VfSlg 20.185/2017.
Vogl, C.R., Vogl, C.R., Axmann, P., Vogl-Lukasser, B., 2004. Urban organic farming in Austria with the concept of „Selbsternte" (‚self-harvest'): An agronomic and socio-economic analysis. Renewable Agriculture and Food Systems 19, 67–79. https://doi.org/10.1079/RAFS200062
von Detten, R., 2011. Sustainability as a guideline for strategic planning? The problem of long-term forest management in the face of uncertainty. European Journal of Forest Research 130, 451–465. https://doi.org/10.1007/s10342-010-0433-9
Vousden, N., 1990. The economics of trade protection. Cambridge University Press, Cambridge.
VwGH, 2019. Ro 2018/03/0031.
Walder, P., Kantelhardt, J., 2018. The Environmental Behaviour of Farmers – Capturing the Diversity of Perspectives with a Q Methodological Approach. Ecological Economics 143, 55–63. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.06.018
Weber, G., 2020. Zur Notwendigkeit der Erweiterung des Verfassungsbegriffs „Raumordnung" – Erste Überlegungen aus raumordnungspolitischer Sicht. Baurechliche Blätter 3, 83–89.
Weber, G., 2016. Mehr quantitativer Bodenschutz! Aber wie? SIR-Mitteilungen und Berichte 36, 7–13
Weber, G., 1984. Zersiedelungsabwehr durch Raumplanung – ein Kampf gegen Windmühlen?, In Jurist und Technik zwischen Wissenschaft und Praxis, Festschrift Für Josef Kühne. Orac, Wien, pp. 231–246.
Weber, G., 1983. Bauen im Grünland als Rechtsproblem. Raumordnung aktuell, 4, 10–12.
Weber, G., Meyer-Chech, K., Neugebauer, G., 2013. Die Gestaltung von rückläufigen Entwicklungen als neue Aufgabe der Raumplanung. (Studie). Amtes der Niederösterreichischen Landesregierung.
Wiedmann, T., Lenzen, M., Keyßer, L.T., Steinberger, J.K., 2020. Scientists' warning on affluence. Nat Commun 11, 3107. https://doi.org/10.1038/s41467-020-16941-y
Willett, W., Rockström, J., Loken, B., Springmann, M., Lang, T., Vermeulen, S., Garnett, T., Tilman, D., DeClerck, F., Wood, A., Jonell, M., Clark, M., Gordon, L.J., Fanzo, J., Hawkes, C., Zurayk, R., Rivera, J.A., Vries, W.D., Sibanda, L.M., Afshin, A., Chaudhary, A., Herrero, M., Agustina, R., Branca, F., Lartey, A., Fan, S., Crona, B., Fox, E., Bignet, V., Troell, M., Lindahl, T., Singh, S., Cornell, S.E., Reddy, K.S., Narain, S., Nishtar, S., Murray, C.J.L., 2019. Food in the Anthropocene: the EAT–Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. The Lancet 393, 447–492. https://doi.org/10.1016/S0140-6736(18)31788-4
Winters, L.A., 1987. The Political Economy of the Agricultural Policy of Industrial Countries. European Review of Agricultural Economics 14, 285–304.
Wohlmacher, E., 2018. Comparing Community Supported Agriculture in Vienna and Vancouver (Masterarbeit). Universität für Bodenkultur Wien.
Wolfslehner, B., Pülzl, H., Kleinschmit, D., Aggestam, F., Winkel, G., Candel, J., Eckerberg, K., Feindt, P., McDermott, L.S., Sotirov, M., Lackner, M., Roux, J.-L., 2020. European forest governance post-2020, From Science to Policy 10. European Forest Institute.
World Economic Forum, 2020. The Global Risk Report 2020. World Economic Forum, Geneve.
Worldbank, 2019. State and Trends of Carbon pricing.
WRAP, 2017. Helping Consumers Reduce Food Waste – Retail Survey 2015.
WRG 1959, 1959. Wasserrechtsgesetz 1959.
Wunder, S., 2015. Revisiting the concept of payments for environmental services. Ecological Economics 117, 234–243. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.08.016
Zawojska, A., Siudek, T., 2016. Bioeconomics as an interdisciplinary science, in: Economic Science for Rural Development Conference Proceedings. pp. 273–280.
Zhou, X., Perez-Cueto, F.J.A., Dos Santos, Q., Bredie, W.L.P., Molla-Bauza, M.B., Rodrigues, V.M., Buch-Andersen, T., Appleton, K.M., Hemingway, A., Giboreau, A., Saulais, L., Monteleone, E., Dinnella, C., Hartwell, H., 2019. Promotion of novel plant-based dishes among older consumers using the ‚dish of the day' as a nudging strategy in 4 EU countries. Food Quality and Preference 75, 260–272. https://doi.org/10.1016/J.FOODQUAL.2018.12.003
Zingraff-Hamed, A., Schröter, B., Schaub, S., Lepenies, R., Stein, U., Hüesker, F., Meyer, C., Schleyer, C., Schmeier, S., Pusch, M.T., 2020. Perception of Bottlenecks in the Implementation of the European Water Framework Directive. Water Alternatives 13, 458–483.
zukunftsraumland, 2020. netzwerk zukunftsraum land LE14-20 [WWW Document]. netzwerk zukunftsraum land LE14-20. https://www.zukunftsraumland.at/

Open Access Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.
Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.



Kapitel 7. Raumplanung und Klimawandel

Inhaltsverzeichnis

7.1 Einleitung . . . 381
7.1.1 Kontext der Raumordnung und Raumplanung in Österreich . . . 382
7.1.2 Problemaufriss Flächeninanspruchnahme und Energieraumplanung . . . 383
7.1.3 Raumnutzung und Mobilität . . . 387
7.1.4 Gebäude im Kontext des Energiesystems . . . 390

7.2 Strategien und Akteur_innen . . . 391
7.2.1 Zusammenwirken der Ziele nachhaltiger Raumentwicklung mit Energieraumplanung . . . 391
7.2.2 Akteur_innen der Energieraumplanung . . . 392
7.2.3 Handlungsfelder . . . 393

7.3 Bewertung des Ordnungsrahmens . . . 395

7.4 Bewertung der Steuerungsinstrumente . . . 397

7.5 Ausblick auf das zukünftige, klimawandelrelevante Instrumentarium der Raumplanung . . . 399

Literatur . . . 400

Koordinierende Leitautor_innen:
Hartmut Dumke[1], Tatjana Fischer[2], Gernot Stöglehner[2]

Leitautor:
Michael Getzner[1]

Beitragende Autor_innen:
Alexander Hamedinger[1], Michael Meschik[2], Doris Österreicher[2], Michael Pillei[3], Andreas Voigt[1]

Review-Editor:
Georg Schiller[4]

Zitiervorschlag:
Dumke H., Fischer, T., Stöglehner, G., Getzner, M. 2024: Kapitel 7 Raumplanung und Klimawandel. In: APCC Special Report: Landnutzung und Klimawandel in Österreich (APCC SR Land). [Jandl, R., Tappeiner, U., Foldal, C. B., Erb, K.-H. (Hrsg.)]. Springer Spektrum. Berlin/Heidelberg. S. 381–405.

[1] Technische Universität Wien
[2] Universität für Bodenkultur Wien
[3] Stadt Hohenems, Stadtplanung & Umwelt
[4] Leibnitz Institut

7.1 Einleitung

Das Ziel dieses Kap. 7 erfüllt eine wichtige Forderung aus dem letzten Klimawandelsachstandsbericht – nämlich, intensiv die Zusammenhänge zwischen Raumplanung und Klimawandel zu berichten. Denn die klimapolitisch bedenkliche Zunahme versiegelter Flächen in Österreich, die von den Expert_innen (z. B. Schindegger, 2020; Umweltbundesamt, 2020a) mit großer Sicherheit und empirischen Nachweisen festgestellt wird, ist derzeit eindeutig nicht im Einklang mit den Nachhaltigkeitszielen der österreichischen Bundesregierung (BMLFUW, 2002).

Um diesen Zusammenhang weiter zu denken, wird zunächst ein Überblick über die nominelle und funktionelle Raumplanung (und die jeweiligen Steuerungsinstrumente) und die im Kontext des Klimawandels problematische Zunahme der Flächeninanspruchnahme gegeben. Räumliche

© Der/die Autor(en) 2024

R. Jandl et al. (Hrsg.), *APCC Special Report: Landnutzung und Klimawandel in Österreich*,
https://doi.org/10.1007/978-3-662-67864-0_9

Phänomene wie Zersiedelung, zunehmende Versiegelung von Flächen und der Donut-Effekt werden diskutiert und räumlich differenziert dargestellt. Grundannahme dabei ist, dass die Raumplanung zwar seit Jahrzehnten über Steuerungsmöglichkeiten verfügt, diese aber häufig zu wenig Verbindlichkeit entfalten. Es besteht also grundsätzlich kein Raumplanungsversagen, sondern ein Umsetzungsversagen in Bezug auf die definierten Ziele.

Weil aus bestehenden Siedlungsstrukturen und Gebäuden hohe Treibhausgasemissionen entstehen und die Raumplanung hier über wirksame (wenngleich bei Weitem bisher nicht voll ausgenutzte) Steuerungsinstrumente verfügt, werden diesen Zusammenhängen Unterkapitel gewidmet: die Konsumsektoren „Wärmebedarf", „Mobilität" (v. a. im motorisierten Individualverkehr) und „Energie und Industrie" verursachen zusammen 76 % der CO_2-Emissionen, und zugleich haben diese Sektoren nach wie vor eher geringe Beitragsanteile aus erneuerbaren und/oder dekarbonisierten Energieträgern (Mobilität ca. 8 %, Wärme etwa 30 %; Umweltbundesamt, 2018).

Um zu verstehen, wie die Kap. 1, 6 und 7 in Zusammenhang stehen, sind zum Themenkomplex „Klimawandel und Raumplanung" einige Erklärungen notwendig. Abschn. 1.6 argumentiert zunächst, dass zur „Lösung dieser vielfältigen Problemstellungen" ein bewährtes Set formeller und informeller Planungsinstrumente zur Verfügung steht – lässt aber auch anklingen, dass die begleitenden Governance-Prozesse die Qualität der bestehenden und künftigen Lösungen maßgeblich beeinflussen.

Das vorliegende Kap. 7 dockt an all diesen Befunden aus Kap. 1 und 6 an, und zwar, indem aus Sicht der Raumplanung insbesondere die Energieraumplanung als künftig potenziell wirkmächtige Strategie diskutiert wird. Abschn. 3.4 beschreibt die siedlungsstrukturelle Ausgangslage dazu und Problemstellung, der Diskurs in Kap. 7 enthält dagegen eine Bewertung des aktuellen und künftigen Ordnungsrahmens und schließt mit lösungsorientierten Vorschlägen zur Steigerung der gesellschaftlichen und technischen Transformationskraft der Raumplanung und Energieraumplanung im Kontext der Klimawandelbekämpfung.

7.1.1 Kontext der Raumordnung und Raumplanung in Österreich

Rund 92 % der Treibhausgasemissionen sind mit Aktivitäten verbunden, denen in der gebauten Umwelt nachgegangen wird bzw. die überwiegend für deren Ausbau und Erhaltung notwendig sind (Umweltbundesamt, 2020b). Deshalb wird in diesem Kapitel die Raumplanung als in der Verfassung festgelegte öffentliche Aufgabe zur Steuerung der räumlichen Entwicklung im Sinne des Klimawandels diskutiert – sowohl in der gebauten, aber auch in der unbebauten Umwelt. Dabei ist vorauszuschicken, dass aus der Bundesverfassung zwei Dimensionen von Raumplanung abgeleitet werden können. In diesem Kontext sind Raumordnung und Raumplanung voneinander zu unterscheiden. Raumordnung ist das Ergebnis verschiedenster politischer Entscheidungen und spiegelt die Qualität des Zusammenspiels von nomineller und funktioneller Raumplanung wider, während Raumplanung jene planerischen Eingriffe, Zieldefinitionen. Maßnahmen und planerischen Abwägungen umfasst, die zur vorzufindenden Raumordnung führen (Pillei, 2019). Die Bestandteile der nominellen und funktionellen Raumplanung sind:

1. die „nominelle Raumplanung", also jene Raumplanung, die in den Raumordnungs- bzw. Raumplanungsgesetzen der Länder geregelt ist und in Vollziehung der überörtlichen Ebene (d. h. mehrere Gemeinden übergreifend, wie Landesraumordnungsprogramme, regionale Raumordnungsprogramme, Sachprogramme wie z. B. zu Windkraft)[1], den Bundesländern sowie in Vollziehung der örtlichen Ebene den Gemeinden (örtliche Entwicklungskonzepte, Flächenwidmungspläne, Bebauungspläne)[1] obliegt;
2. alle Materiengesetze, deren Regelungsgegenstand Raumwirksamkeit entfaltet bzw. entfalten kann, zählen zur sog. „funktionellen Raumplanung". Das sind Rechtsmaterien, in denen Festlegungen getroffen werden, die für die Ordnung des Raumes relevant sind, allerdings in den Wirkungsbereich des Bundes – wie z. B. Forstwesen, Wasserrecht, Verkehr (Autobahnen, Schnellstraßen, Eisenbahn, Flugverkehr, Wasserstraßen), Teile von Energie- oder Abfallrecht – sowie der Länder – z. B. Naturschutz, Landesstraßen, Teile von Energie- oder Abfallrecht – fallen. Je nachdem, welches Bundesland betrachtet wird, umfassen die Regelungen der funktionellen Raumplanung auf Bundes- und Landesebene in etwa zwischen 45 und 60 Rechtsmaterien.

Zum weiteren Überblick des Systems der österreichischen Raumplanung siehe Fassmann, 2018; Grossauer, 2019; Grossauer & Manhart, 2019; Gruber et al., 2018. In diesem Unterkapitel wird unter dem Begriff Raumplanung nun die nominelle Raumplanung behandelt. Darüber hinaus finden raumrelevante Entscheidungen bei der Gestaltung von Finanzausgleich, Förderungen, Steuern u. v. m. statt, vielfach, ohne die Ziele der Raumplanung ausreichend zu berücksichtigen. Denn durch diese Instrumente staatlicher Steuerung wird das Verhalten der Nutzer_innen des Raumes beeinflusst, z. B. bei der Wahl des Wohnsitzes oder eines Unternehmensstandortes, beim Mobilitätsverhalten u. v. m. Damit ist Raumplanung – in sich bezüglich der Akteur_innenlandschaft hoch divers – ein Steuerungselement von vielen, das Wirkung auf

[1] Die Bezeichnungen können zwischen den Bundesländern abweichen.

die Nutzung und Gestaltung des Raumes ausübt. Grundsätzlich ist vorauszuschicken, dass die Raumplanung auf fachlicher und rechtlicher Ebene durchaus Potenzial hat, hier im Sinne des quantitativen Bodenschutzes und des Klimaschutzes steuernd einzugreifen. Die dafür notwendigen Strategien, die im folgenden Unterkapitel diskutiert werden, sind zwar fachlich in Teilbereichen seit Jahrzehnten bekannt, haben aber den Weg in die Alltagspraxis der Raumplanung nur teilweise gefunden (Fleischhauer et al., 2013). Darüber hinaus wurde der überwiegende Teil der maßgeblichen rechtlichen Instrumente in Bezug auf die Steuerung der Flächeninanspruchnahme in der Raumplanung bereits in den 1970er-Jahren angelegt, sodass diese Umsetzungslücke zwischen fachlich gesichertem Wissen und Entscheidungspraxis in der Raumplanung umso erstaunlicher ist (Geier & Dumke, 2021). In Anbetracht der Fülle relevanter Themen fokussiert Kap. 7 insbesondere auf zwei Kernthemen, die die bisherige „Wirkungsmacht" der Raumplanung bei der Mitigation und Adaption des Klimawandels beschreiben:

- Die Flächeninanspruchnahme für Bau-, Verkehrs- und sonstige Flächen ist sowohl aus Sicht von Mitigation und Adaptation problematisch [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]: Jede zusätzliche Flächeninanspruchnahme für Siedlungs- und Verkehrszwecke zieht einen zusätzlichen Energie- bzw. Ressourcenverbrauch nach sich (Stoeglehner et al., 2014a). Dies wiederum steht dem Klimaschutz entgegen. Die damit einhergehende Versiegelung von Flächen erhöht den Regenwasserabfluss (Skougaard Kaspersen et al., 2017), befördert das Entstehen zusätzlicher urbaner Hitzeinseln (Fokaides et al., 2016; Holec et al., 2020) bzw. verstärkt deren negative Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit (Fischer & Puhr, 2020). Die Raumplanung hat dabei bei der Klimawandelanpassung besondere Stärken, etwa über die Freiraumsicherung und das Naturgefahrenmanagement.
- Die Energieraumplanung beschäftigt sich mit den räumlichen Dimensionen des Energieverbrauchs und der Energieversorgung. Diese umfassen die Aspekte Wärme, Elektrizität, Mobilität sowie die graue Energie in räumlichen Strukturen sowie die raumrelevanten Aspekte der Nutzung verschiedener erneuerbarer Energieträger (Stoeglehner et al., 2016).

Nach dem folgenden Problemaufriss werden diese beiden Themen ausführlich diskutiert, s. dazu auch Abschn. 7.4 „Bewertung der Steuerungsinstrumente".

7.1.2 Problemaufriss Flächeninanspruchnahme und Energieraumplanung

In Kap. 1 (Abb. 1.5) und in Abschn. 3.4.2 wird berichtet, dass der österreichische Siedlungsraum in den letzten Jahrzehnten vor allem auf Kosten der Ackerland- und Grünlandflächen (und zu weit geringeren Anteilen auch auf Kosten des insgesamt wachsenden Waldes) laufend zunimmt. In Kap. 6 wurde ergänzt, dass zumindest die Trendwende seit 2009 (Verringerung der versiegelten Flächen pro Jahr/Person gegenüber den früheren Jahren) etwas mit erfolgreicher Raumplanung zu tun hatte.

Leider fehlt eine valide Datenbasis dazu, wie groß dieses „Etwas" ist, auch im Jahr 2020. Expertisen des Umweltbundesamtes argumentieren vielmehr, das der leichte Rückgang bei der Flächen-Neuinanspruchnahme eher auf geringere Zuwächse bei den Erholungs- und Abbauflächen zurückzuführen ist (Umweltbundesamt, 2020b). Und obwohl Änderungen in den Bemessungskategorien der Flächeninanspruchnahme einen vieljährigen Trendvergleich erschweren, war etwa 2019 bei der Flächeninanspruchnahme durch Verkehrsflächen und Siedlungsstrukturen noch kein deutlicher Abnahmetrend erkennbar. Diese fortschreitende Flächenversiegelung ist bezüglich der Ziele der Klimawandelanpassung ebenso problematisch wie das noch nicht umgesetzte strategische Flächenmanagement inkl. eines umfassenden Mobilitätsmanagements mit neuen Verteilungsmechanismen der Kommunalsteuer zwischen Bund, Ländern und Gemeinden (Umweltbundesamt, 2019a). Derzeit liegt keine Untersuchung vor, in welcher die Raumwirksamkeit des Finanzausgleichs oder der Kommunalsteuer behandelt wird. Im Rahmen der Analyse umweltkontraproduktiver (direkter und indirekter) Subventionen wurde verschiedentlich festgehalten, dass manche Subventionen, u. a. im Verkehrsbereich (Pendlerpauschale), die Zersiedelung fördern (Kletzan-Slamanig & Köppl, 2016; Abschn. 6.6). Ein möglicher analytischer Zugang zu Wirkungsweise und Art von Steuerungsinstrumenten mit Klimarelevanz wird in Abschn. 7.5. angeboten.

Flächen und Böden kann man physikalisch nicht „verbrauchen", allerdings sind irreführende Begriffe wie „Flächenverbrauch" oder „Bodenverbrauch" medial stärker verbreitet als der wesentlich präzisere Begriff „Flächeninanspruchnahme", der auch in diesem Kapitel verwendet wird. Die englischen Pendants in der internationalen Fachliteratur sind „land take" (Flächeninanspruchnahme) und „land consumption" (Flächenverbrauch) bzw. sinngemäß auch „land occupation/utilization" und „soil consumption" (Marquard et al., 2020). Der Begriff „Flächeninanspruchnahme" beschreibt u. a. die Nutzungsänderungen von unversiegelten Flächen in teilweise oder vollständig versiegelte Flächen, aber auch die anteilige Reduktion des Grünlandes zu Zwecken der Besiedlung (inkl. aller Nutzungsvarianten wie Wohnen, Industrie, Gewerbe, Dienstleistungen, Freizeit usw.)

oder für Verkehrsinfrastruktur. Empirisch werden häufig nur einzelne oder im Flächenanteil überwiegende Nutzungen erfasst, auch wenn im bebauten und unbebauten Raum in Wirklichkeit meist mehrere Funktionen auf derselben Fläche koexistieren bzw. oft auch konkurrieren. Für weiterführende Informationen über den Zusammenhang zwischen „Raumordnung“ und „Flächeninanspruchnahme“ siehe ÖROK, 2017a; Statistik Austria, 2019; Umweltbundesamt, 2019b.

Somit beschreiben Trends der Flächeninanspruchnahme den dauerhaften Verlust biologisch produktiven Bodens durch Umnutzung von Grünland für Siedlungs- und Verkehrszwecke, aber auch für intensive Erholungsnutzungen, Deponien, Abbauflächen für mineralische Rohstoffe, Kraftwerksanlagen und ähnliche Intensivnutzungen (Umweltbundesamt, 2020b). Es ist auch festzustellen, dass in etwa 42 % der unter dem Terminus „Flächeninanspruchnahme“ erfassten Fläche tatsächlich versiegelt sind. Der dauerhafte Verlust der Bodenfunktionen (Ökosystemleistungen und biologische Fruchtbarkeit zur Ernährungsbasis) ist im Klimawandel doppelt schädlich: Die Abhängigkeit von agrarischen Importen, welche häufig mit einem schlechten „ökologischen Fußabdruck“ belastet sind, nimmt zu, und ebenso werden Ökosystemleitungen der offenen Kulturlandschaft reduziert, wenn deren Flächenanteile abnehmen (BMLRT, 2019; APCC, 2014; ÖROK, 2018; Umweltbundesamt, 2020b) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Dabei ist allerdings nicht nur der Trend der über die Jahrzehnte stark zunehmenden Bodenversiegelung höchst problematisch, sondern auch die Orte und Lagen, an denen diese Flächeninanspruchnahme stattfindet, so wie wie stark oder schwach diese klimaschädlichen Effekte und Emissionen wo ausfallen. Abb. 7.1 zeigt dazu den Versiegelungsgrad pro Kopf. Diese Karte erlaubt vielschichtige Interpretationen, da die unterschiedlichen Wachstums- und Schrumpfungsdynamiken zu berücksichtigen sind. So sind in Zentralräumen vielfach dichtere Siedlungsstrukturen vorzufinden. Bei einer hohen Zahl an Einwohner_innen und Arbeitsstätten ist der absolute Anteil der in Anspruch genommenen Flächen hoch. In einigen schrumpfenden Regionen führt die Bevölkerungsabnahme in der existierenden Bausubstanz dazu, dass eine geringe Zahl an Menschen große Gebäude bewohnt, wie z. B. Ein- oder Zweipersonenhaushalte in alten Vierkanthöfen zeigen. Diese „Unternutzung“ treibt die Flächeninanspruchnahme pro Kopf in die Höhe, ohne dass Bautätigkeit vorgenommen werden würde. Bewährte, aber seriell noch zu selten angewandte kommunale Raumplanungsstrategien wie die Innen- und Zentrenentwicklung können dabei helfen, diesen Trend zu bremsen: Die bestehende Bausubstanz würde effizienter genutzt, Neuwidmungen von Bauland würden ganz oder teilweise eingespart. Gerade im ländlichen Raum sind Neuwidmungen und Neubauten für einen Großteil der zusätzlichen Versiegelungen verantwortlich, auch weil die (gegenüber den städtischen Agglomerationen) geringen Baulandpreise nicht zum Flächensparen motivieren (ÖROK, 2017a; ÖROK 2017b; Ortner, 2021; Umweltbundesamt, 2019b) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Abb. 7.1 präzisiert dazu räumlich die versiegelten Flächen pro Kopf und zeigt sehr deutlich, dass die hohen Pro-Kopf-Anteile der beanspruchten Flächen pro Person eher ein Problem des ländlichen Raumes als eines der dicht besiedelten Agglomerationen sind.

Diesbezüglich sind drei Trends von Bedeutung, die meist außerhalb von städtischen Agglomerationen stattfinden: die Zersiedelung, die Suburbanisierung und der Donut-Effekt:

- Zersiedlung bedeutet „eine disperse Entwicklung von Bauflächen, in denen neue Wohn- und Gewerbegebiete in geringer Dichte an nicht geeigneten Standorten sowie an Verkehrswegen außerhalb der Siedlungsgrenzen“ (Pillei, 2019) entwickelt werden.
- Suburbanisierungsprozesse führen dazu, dass sich die Bevölkerung sowie bestimmte Infrastruktureinrichtungen (v. a. Einkaufsmöglichkeiten) zunehmend dispers im Raum verteilen und, gepaart mit flächenzehrenden Bauweisen, zu einer Reduktion der Infrastruktureffizienz und der Zunahme des motorisierten Individualverkehrs und dadurch begleitend auch zu immer noch mehr versiegelten Flächen führen (ÖROK, 2018).
- Eng in Zusammenhang mit der Suburbanisierung steht der Donut-Effekt, wo diese großräumigen Entwicklungen auch innerhalb von Gemeinden – und zwar sowohl im ländlichen, kleinstädtischen als auch urbanen Raum – ebenfalls festgestellt werden und zu einem weiteren Bedeutungsverlust von Dorf-, Orts- und Stadtkernen führen. Aktuell hat sich der Donut-Effekt sogar noch weiter verstärkt (Pillei, 2019; Ramani & Bloom, 2021). Bei regionaler Betrachtung zeigt sich, dass v. a. regionale Kleinzentren, respektive Kleinstädte, ihre Bedeutung als zentrale Orte zu verlieren drohen.

Die räumlichen Entwicklungstrends Zersiedlung, Suburbanisierung und „Donut-Effekt“ sind nicht neu. Ebenfalls nicht neu ist der Begriff „Energieraumplanung“ als Begriff und Methode zur Reduktion der Zersiedlung, zum Bremsen der Suburbanisierung und gegen den sog. Donut-Effekt. „Neu“ ist dagegen, dass im Jahr 2014 der Begriff Energieraumplanung im Rahmen einer Partnerschaft der Österreichischen Raumordnungskonferenz erstmals von den Raumplanungsabteilungen aller neun Bundesländer, einstimmig und im Bewusstsein der sich verschlimmernden Folgen des Klimawandels, wie folgt definiert wurde:

> „Energieraumplanung ist jener integrale Bestandteil der Raumplanung, der sich mit den räumlichen Dimensionen von Energieverbrauch und Energieversorgung umfassend beschäftigt“ (Thalhammer & Stöglehner, 2014).

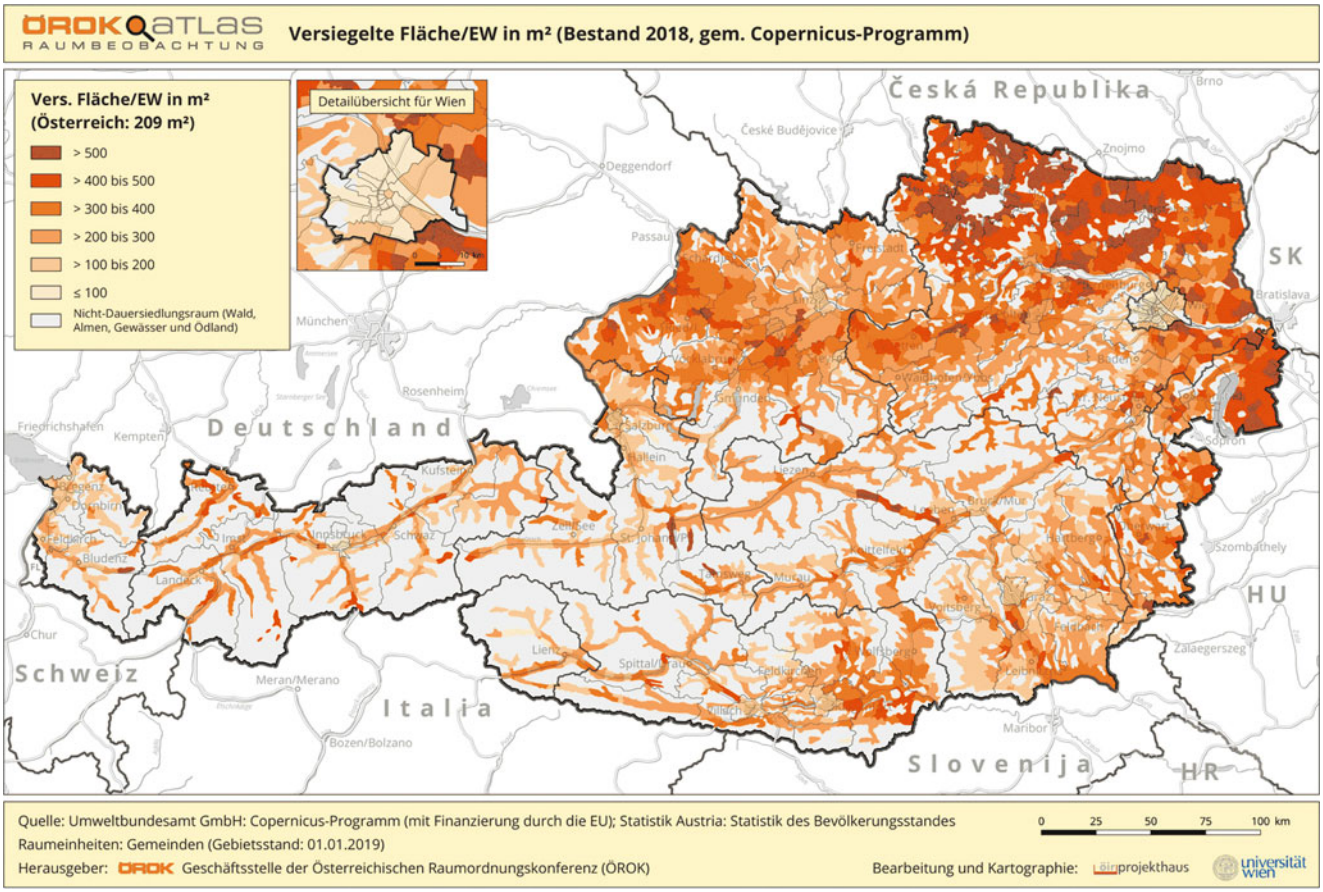


Abb. 7.1 Versiegelte Fläche pro Einwohner_in in m^2. (Quelle: ÖROK, 2018)

Diese Definition richtet sich strikt an die Handlungsmacht, die innerhalb der raumplanerischen Instrumente umsetzbar ist. In diesem Zusammenhang sind die Limitationen der Raumplanung in Bezug auf deren Ordnungs- und Entwicklungsfunktion wichtig. Raumplanung kann zwar ordnen, d. h. Bauland, Grünland und Infrastruktur festlegen und konkurrierende Nutzungen damit ausschließen, aber nicht direkt die klimawandelgerechte Umsetzung räumlicher Nutzungen steuern. Es werden vielmehr Nutzungsmöglichkeiten eröffnet; ob diese dann tatsächlich umgesetzt werden, obliegt Akteur_innen außerhalb der nominellen Raumordnung (zur Abgrenzung zwischen nomineller und funktioneller Raumordnung vgl. Abschn. 7.2.1). In diesem Prozess geht die Raumplanung z. B. bis zur Genehmigung eines Plans, die Umsetzung erfolgt zeitlich nachgelagert und teilweise von ganz anderen als den „planenden" Akteur_innen. Zwischen diesen beiden, häufig nicht identen, Gruppen (den „Planer_innen" und den Umsetzer_innen) bedarf es informeller Planungs- und Beteiligungsprozesse, die unter dem Begriff „Governance" subsummiert werden können. Darunter wird das Zusammenwirken staatlicher und nichtstaatlicher Akteur_innen (aus Zivilgesellschaft, Verwaltung, Politik, Wirtschaft und „Intermediären", d. h. zwischen diesen Rollen Vermittelnden) bei der Verwirklichung von Planungszielen verstanden.

Die Energieraumplanung beschäftigt sich mit der räumlichen Dimension der Energiegewinnung und des Energiekonsums und macht es sich dabei zur Aufgabe, bestehende energieeffiziente Raum- und Siedlungsstrukturen zu erhalten oder gänzlich neu zu entwickeln. Solche Strukturen sind funktionsgemischt, maßvoll dicht, kompakt, nach dem Prinzip der kurzen Wege gestaltet und forcieren Innenentwicklung, d. h. die weitere räumliche Entwicklung innerhalb der bestehenden Baulandgrenzen. Die Umsetzung energieeffizienter Raum- und Siedlungsstrukturen trägt somit wesentlich zum quantitativen Bodenschutz bei. In Bezug auf die Energieversorgung ist nominelle Raumplanung in den Kernkompetenzen Ressourcensicherung, Standortsicherung und Vermeidung von Nutzungskonflikten gefordert (Stoeglehner et al., 2016). Dies umfasst ein weites Aufgabenspektrum:

1) die Klärung von Bedarfsfragen an den jeweiligen erneuerbaren Energieformen unter Berücksichtigung von Flächenkonkurrenzen,
2) die Sicherung von Ressourcenbereitstellungsflächen, z. B. durch Freihaltung von Flächen für Windenergie, energe-

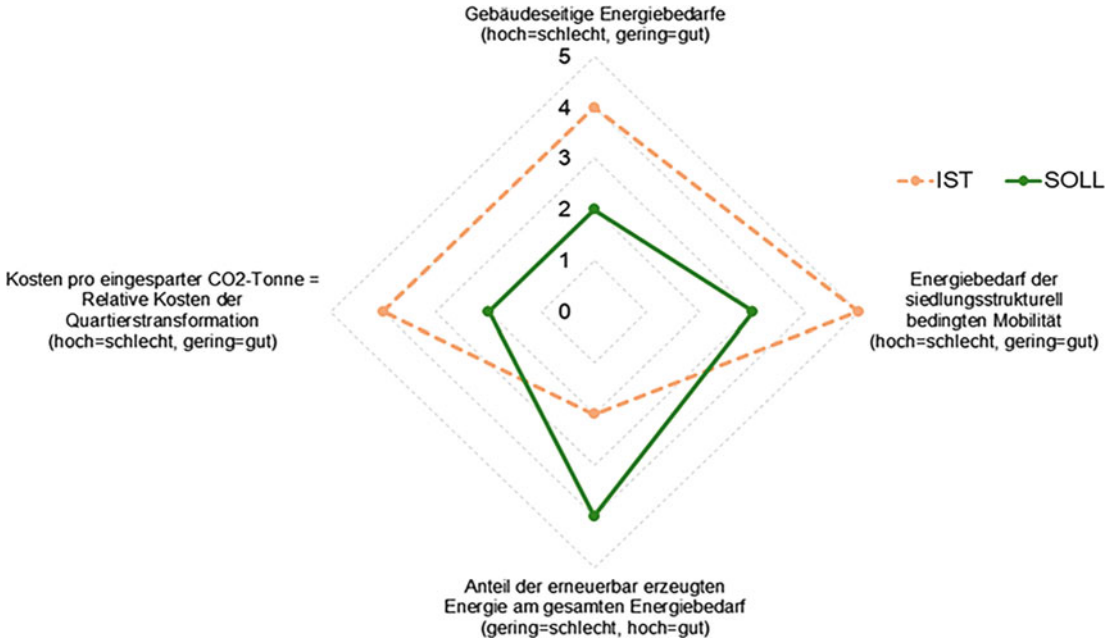


Abb. 7.2 Energienachfrage und Energieangebot in der Energieraumplanung zwischen Heute (IST) und in der Zukunft (SOLL). (Quelle: eigene Darstellung nach Dumke, 2018)

tische Nutzung von Biomasse und weitere erneuerbare Energieformen,

3) die Festlegung von Standorten für Energieversorgungsanlagen (Energiegewinnungs-, Energieverteilungs- und Energiespeicheranlagen),
4) die Vermeidung von Nutzungskonflikten zwischen Energieversorgung und sensiblen Nutzungen (wie z. B. Wohnen, Erholung, Lebensräume wilder Tiere und Pflanzen).

In diesem Aufgabenspektrum (1 bis 4) muss die nominelle Raumplanung in enger Abstimmung mit der funktionellen Raumplanung operieren, wenn die Zielstellungen dieser beiden Zugänge sich nicht widersprechen sollen. Dieser „Brückenschlag" funktioniert allerdings bisher nur in Teilbereichen (Abschn. 7.2.1). Die Energieraumplanung bietet dazu neue Methoden- und Steuerungsmöglichkeiten an, indem sie in Szenarien zwischen einem heutigen IST- und einem zukünftigen SOLL-Zustand denkt. In Zusammenhang mit den oben genannten vier Aufgabenspektren gelingt die klimawandelgerechte Transformation von Siedlungen besonders wirksam, wenn:

- der gesamte Energiebedarf (für Wärme, Kühlung, Mobilität, und dies in allen Nachfragesektoren der Haushalte, der Landwirtschaft, der Industrie und Dienstleistungen) deutlich gesenkt werden kann
- UND die Raumstrukturen sich so verändern, dass Wege kürzer werden und häufiger mit Verkehrsmitteln des Umweltverbundes erledigt werden können
- UND das erneuerbare und dekarbonisierte Energieangebot stärker genutzt wird, und zwar in allen Bedarfsdimensionen: Wärme, Kälte, Elektrizität, Mobilität
- UND all die bestehenden Energieraumplanungs-Erfolgsgeschichten künftig pro „Fall" deutlich weniger kosten als bisher (etwa gerechnet in Euro pro Tonne eingespartem CO_2).

Abb. 7.2 zeigt diese vier Veränderungsvektoren zwischen der gegenwärtigen und der künftigen Energieraumplanung.

Aus den beiden Perspektiven (vier Aufgabenstellungen und vier Veränderungsvektoren) lassen sich zwei wesentliche Leitziele für die Energieraumplanung zusammenfassen (Stöglehner et al., 2014b), die in der ÖREK-Partnerschaft österreichweit und einstimmig beschlossen wurden:

- *„Ziel 1 (erneuerbare Energieträger): Die räumlichen Potenziale für die Gewinnung erneuerbarer Energie sind in ausreichendem und leistbarem Ausmaß zu erhalten und zu mobilisieren."*
- *„Ziel 2 (räumliche Strukturen): Die raumstrukturellen Potenziale für die Umsetzung energiesparender und energieeffizienter Lebensstile und Wirtschaftsformen sind zu erhalten und zu verbessern."*

In diesem Sinne argumentiert auch Abschn. 3.4.2.

Bezüglich Ziel 1 wurden in den letzten Jahren oder werden aktuell in einigen Bundesländern einschlägige Sachprogramme und/oder sektorale Raumordnungsprogramme als

Beitrag der überörtlichen Raumplanung, zurzeit überwiegend für die Windkraftnutzung, aber auch für Freiflächen-Photovoltaik, erstellt. Ziel 2 wird in erster Linie im Rahmen der überörtlichen Planung adressiert wie z. B. über Aspekte der dezentralen Konzentration.

Für die örtliche Raumplanung sind in den Bundesländern unterschiedliche Ansätze für eine kommunale Energieraumplanung vorzufinden. Insbesondere in den Bundesländern Wien (Fachkonzept Energieraumplanung; MA 20, 2019), Steiermark (Sachbereichskonzept Energie für Gemeinden als Ergänzung zum örtlichen Entwicklungskonzept; Abart & Stöglehner, 2017), Niederösterreich (Klima- und Energiekonzept; fachliche Grundlagen derzeit von Abart und Stöglehner in Ausarbeitung), Oberösterreich (kommunale Energieraumplanung; fachliche Grundlagen derzeit von Abart und Stöglehner in Ausarbeitung) und Salzburg (integrierter Wärmeatlas; Salzburger Institut für Raumordnung und Wohnen, 2018) hat die Energieraumplanung bereits besonders hoch entwickelte Lenkungsansätze zur Verfügung. In allen anderen Bundesländern sind solche Ansätze ebenfalls bereits in Entwicklung, aber noch nicht so gründlich validiert und erprobt wie in den oben genannten Bundesländern. Abb. 7.6 listet im Überblick Steuerungsinstrumente mit Energierelevanz, gegliedert nach räumlichen Bezugsebenen und den Wirkungsweisen der Steuerungsansätze (indirekt oder direkt raumwirksam).

7.1.3 Raumnutzung und Mobilität

Raumnutzung und Verkehrssystem sind eng miteinander verflochten (Abschn. 6.6). Zusammen mit Lebensstilen und vielen weiteren Faktoren wie z. B. Zielwahl, Weglängen und Verkehrsmittelwahl bestimmen sie die verkehrlichen Ausprägungen realisierter Mobilitätsbedürfnisse (Schad et al., 2020; Scheiner & Kasper, 2003; Stöglehner et al., 2011a; Wegener, 2004) [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Weitere das Mobilitätsverhalten und die verkehrlichen Auswirkungen bestimmende Einflussfaktoren sind disruptive Ereignisse wie etwa die COVID-19-Pandemie (INFAS, 2021; IVT & WWZ, 2021; VCÖ, 2020), auch wenn momentan noch nicht absehbar ist, wie lange (und wie stark) die pandemiebedingten Lebens- und Verhaltensänderungen künftig überhaupt nachwirken werden. Im Abschn. 7.3 sind weitere Details zum Einfluss von Lebensstilen und Wirtschaftsweisen auf den Verkehrsaufwand (Personen- und Güterverkehr) und der Notwendigkeit dafür einen konsistenten Ordnungsrahmen herzustellen, genannt.

Für ein gutes Angebot an Gelegenheiten und deren gute Erreichbarkeit bieten vielfältige Mobilitätsangebote grundsätzlich attraktive (Raum-)Nutzungsmöglichkeiten, sowohl für individuelle als auch für wirtschaftliche Interaktionen. Verbesserte Mobilitätsmöglichkeiten (Angebot) werden grundsätzlich positiv beurteilt, führen aber auch zu verstärkter Nutzung (Nachfrage) und Umweltbelastungen (Abb. 7.3). Die Ortsveränderungen erfolgen zunehmend mittels motorisierter Verkehrsmodi, Distanzen spielen mit steigender Motorisierung eine immer geringere Rolle, zumindest für jene, die über diese Transportmittel verfügen. Die wachsende Anzahl immer stärker motorisierter Fahrzeuge und daraus resultierend steigende Personenverkehrsleistungen (gefahrene Personenkilometer) bzw. Transportleistungen (im Güterverkehr zurückgelegte Tonnenkilometer) verursachen zunehmende Treibhausgasemissionen (vgl. Umweltbundeamt, 2014, mit Umweltbundesamt, 2021). Die Mengen emittierter Treibhausgase korrelieren im Verkehrssektor streng mit Verkehrsleistung und Energiebedarf, besonders bei mit fossilen Treibstoffen angetriebenen Verkehrsmitteln (APCC, 2014; Danninger et al., 2022). Klammert man den Flugverkehr aus, so sind pro transportierter Person (= das Transportgut eines

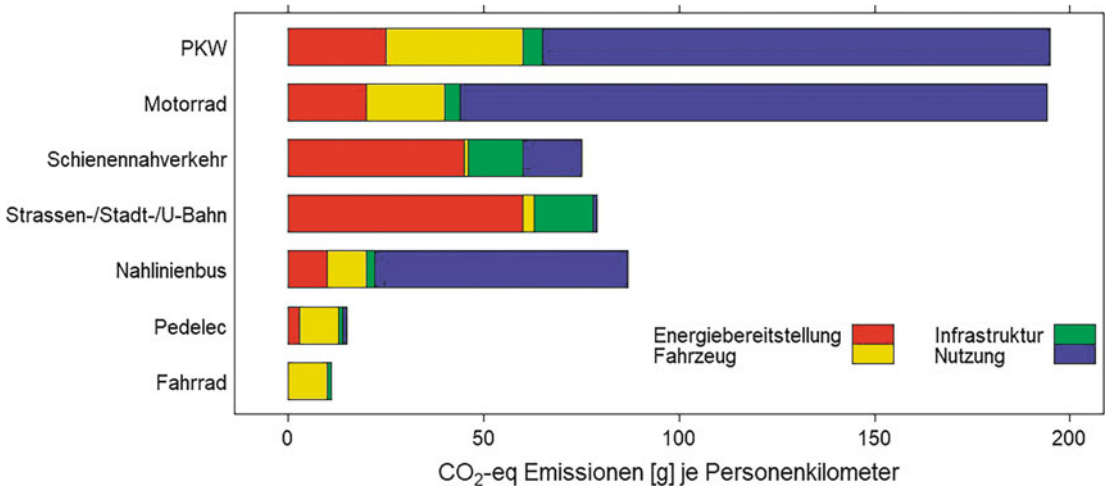


Abb. 7.3 Spezifische Treibhausgasemissionen in CO_2-Äquivalenten pro Personenkilometer. (Quelle: nach Allekotte et al., 2020)

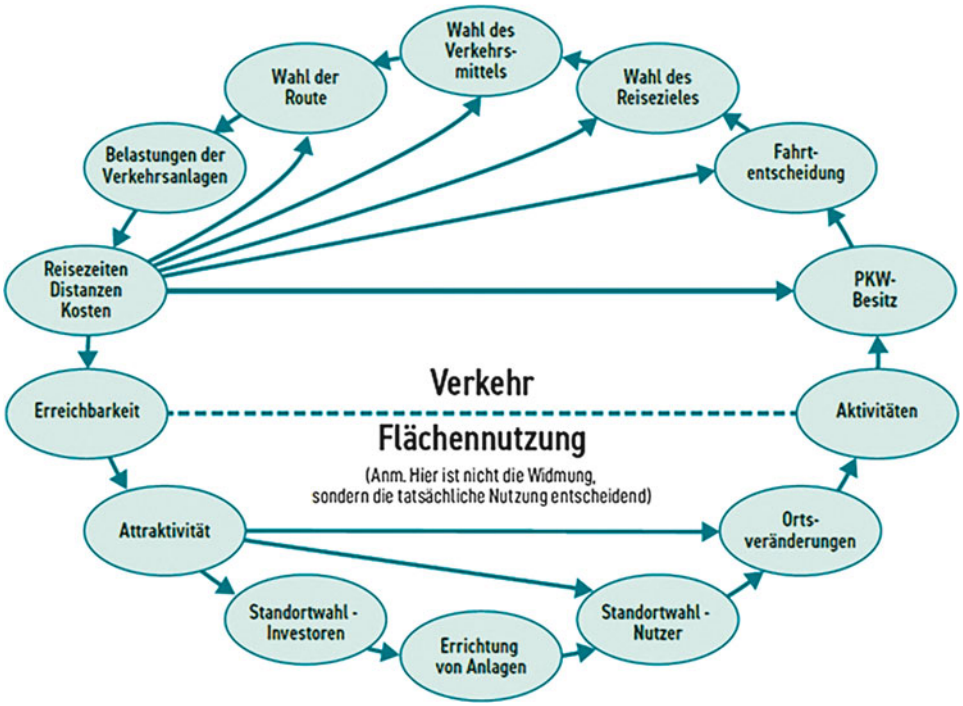


Abb. 7.4 Zusammenhang zwischen Flächennutzung und Verkehr. (Quelle: Wegener, 2004)

Verkehrssystems neben Gütertonnen und Nachrichten) und Kilometer Weglänge der spezifische Energiebedarf und damit die CO_2-Emissionen im motorisierten Individualverkehr (MIV, insb. PKWs und Motorräder) am höchsten, im öffentlichen Verkehr (ÖV) deutlich geringer und im Aktivverkehr (zu Fuß, mit dem Fahrrad) minimal, auch bei Betrachtung des gesamten Lebenszyklus (LCA) der Verkehrsmittel (Allekotte et al., 2020; Umweltbundesamt, 2012) [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Der Aktivverkehr und ÖV werden demzufolge auch als „Umweltverbund" bezeichnet. Abb. 7.3 veranschaulicht die spezifischen Treibhausgasemissionen verschiedener Verkehrsmittel.

Mobilitätserhebungen in Österreich zeigen, dass die Tageswegelänge pro Person von 28,4 km (1995) auf 34,4 km (2013/14) zugenommen hat – ein internationaler Trend:

> „Für diesen Anstieg sind im Wesentlichen Veränderungen in der Raumstruktur, Zersiedelung und Verschlechterungen der kleinräumigen Versorgungsqualität für den täglichen Bedarf, vom Lebensmitteleinkauf bis hin zur ärztlichen Versorgung, verantwortlich. Dass trotz gestiegener Tageswegelängen die Tageswegedauern im Durchschnitt annähernd gleichgeblieben sind, ergibt sich aus einer damit in Zusammenhang stehenden geänderten Verkehrsmittelwahl und den daraus resultierenden höheren durchschnittlichen Geschwindigkeiten. Insbesondere ist hier die Zunahme der MIV-Lenkerwege zu beachten" (Tomschy et al., 2016).

Diese räumlichen Zusammenhänge veranschaulicht Abb. 7.4.

Die Verkehrsmittelwahl ist maßgeblich von der zurückzulegenden Distanz abhängig. Die durchschnittliche Weglänge in Österreich ist zwischen den beiden Mobilitätserhebungen 1995 und 2013/14 um 27 % gestiegen. Demzufolge haben auch die Wege im MIV um 51 % zugenommen, Fußwege um knapp 40 % abgenommen (Tomschy et al., 2016). Die ständig steigenden Verkehrsleistungen im MIV spiegeln sich in deutlich steigendem Energiebedarf und Umweltbelastungen wider. Im Verkehrssektor Österreichs werden in absoluten Mengen über 30 % der Treibhausgase emittiert (Stand 2019); zum Vergleich: Die Gebäude verursachten 2019 10 %. Der Verkehrssektor verzeichnete auch die stärkste relative Zunahme von über 74 % seit 1990 (Umweltbundesamt, 2021). Damit ist der Verkehr hauptverantwortlich dafür, dass es insgesamt noch nicht zu einer Emissionsreduktion kommen konnte. Selbst die ambitionierten nationalen Ziele zur CO_2-Einsparung im Verkehrssektor gemäß Pariser Klimaabkommen und EU Green Deal sind mangels verbindlich festgelegter Ziele zu wenig wirksam und müssten deutlich ambitionierter gesteckt und umgesetzt werden (OECD/ITF, 2018a; Rifkin, 2019; Sammer, 2020; Siddi, 2020) [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Neben dem Energiebedarf hat der MIV generell einen rund zehnfach höheren spezifischen Flächenbedarf pro transportierter Person als alle anderen Mobilitätsformen (MA 18, 2014). Ähnlich sieht auch das Verhältnis beim ruhenden Verkehr aus. Disperse Siedlungsstrukturen beanspruchen deutlich mehr Fläche als verdichtete, mehrgeschossige Siedlungsformen und weisen auch einen deutlich höheren Erschließungsaufwand mit Verkehrsinfrastruktur auf. Der Erhaltungs- und Betreuungsaufwand (z. B. Taumittelbedarf im Winterdienst) korreliert stark mit der Verkehrsfläche. Flächenbeanspruchung und Versiegelung steigen deutlich stärker als die Einwohner_innenzahlen. Von 2001 bis 2019 nahm die Flächeninanspruchnahme in Österreich um 27 %

zu, die Einwohner_innenzahlen hingegen um 10,4 % (Ortner, 2021; WWF, 2021). Die Ursachen für diese überproportional wachsenden Flächenbeanspruchungen liegen in Lebensstiländerungen, wie z. B. den zunehmend motorisierten Mobilitätsgewohnheiten, die zunehmende Verkehrsflächen verursachen, sowie steigenden Wohnungsgrößen.

Es sind Anstrengungen in vielen Bereichen nötig, um die Ziel- und Verkehrsmittelwahl zu beeinflussen und damit die Mobilität klimaschonender gestalten zu können (Bakker et al., 2014; Bruns et al., 2020; Kammeier, 2009; Schiller & Kenworthy, 2017). Maßnahmen zur Beeinflussung des Mobilitätsverhaltens werden traditionell eingeteilt in attraktive Anreizmaßnahmen („Pull-Maßnahmen") und auferlegte Verhaltensvorschriften („Push-Maßnahmen"; Friedrich, 2020; FSV, 2021; Kirchhoff, 2021; Pischinger et al., 1998; Sammer & Snizek, 2021; van den Berg, 2020). Erstere sind populär, wie z. B. Verbesserungen im Angebot öffentlicher Verkehrsmittel, aber oft kostspielig für die Allgemeinheit und gleichzeitig wenig wirksam, weil sie Verhaltensänderungen zwar ermöglichen, aber nur in geringem Ausmaß umsetzen können. Zu diesen Angeboten zählen gegenüber dem MIV konkurrenzfähige Angebote im ÖV, von hochrangigen Bedienungen in Ballungsräumen bis hin zu Mikro-ÖV in ländlichen Regionen und zur Bewältigung der „letzten Meile" (Agora Verkehrswende, 2022; Hamburger Verkehrsverbund, 2022). Push-Maßnahmen sind mehrheitlich unpopuläre, aber wirksame restriktive Maßnahmen, die klimaschädigendes Verhalten verteuern und damit verhindern sollen. Dazu gehören u. a. Parkraumbewirtschaftung, City-Maut und Abgaben, die gefahrene Kilometer oder emittierte CO_2-Mengen bepreisen (Hamburger Verkehrsverbund, 2022). Es herrscht die überwiegende Fachmeinung, dass Push-und-Pull-Maßnahmen idealerwiese kombiniert eingesetzt werden müssen, um nennenswerte Verlagerungen vom MIV zum Umweltverbund erzielen zu können (Agora Verkehrswende, 2021; Aichinger & Klein-Hitpaß, 2020; Bauer et al., 2022). „Mobility as a Service" (MaaS) propagiert eine möglichst vollständige Orientierung der Mobilitätsangebote an den Bedürfnissen der Nutzer_innen und die vollständige „intermodale" Verknüpfung aller Mobilitätsangebote (ITS Austria, 2019; OECD/ITF, 2018a, 2018b). Eine Steigerung der geringen Besetzungsgrade von Pkws durch Sammelfahrten könnten wesentliche Verbesserungen der Umweltbilanzen erbringen (Crozet, 2020). Ebenso sind die Besetzungsgrade im ÖV eine wichtige Variable in den Klimaauswirkungen (Gramm CO_2 pro Personenkilometer). Die Internalisierung externer (Mobilitäts-)Kosten („externe Kosten pro Personenkilometer" in Abb. 7.5) wäre ein wichtiger Hebel, um der nachweislich zu billigen Mobilität die gesamtwirtschaftlichen Kosten aufzuerlegen und klimabelastende Verkehrsarten für die Nutzer_innen teurer und weniger attraktiv zu gestalten (EC et al., 2020; Frey et al., 2020; Sammer & Snizek, 2021). Dies entspricht auch dem umweltrechtlichen Verursacherprinzip („polluter pays principle"). Jedenfalls müssen die Fahrleistungen im fossil betriebenen MIV und Güterverkehr deutlich reduziert werden (Friedrich, 2020).

Mittels Raumordnung wird die Verkehrsentstehung beeinflusst, indem versucht wird, u. a. disperse Nutzungs- und Siedlungsstrukturen samt der daraus resultierenden langlebigen Pkw/Lkw-Abhängigkeit möglichst zu verhindern. Siedlungsstrukturen können kurze Wege und damit die aktive Mobilität fördern, etwa durch entsprechende Dichte, Mehrfachnutzungen und Attraktivität (Lorenz, 2021; van der Valk, 2002). Intermodale Knoten (Umsteigemöglichkeiten zwischen MIV und ÖV) sind innerhalb hoher Bebauungsdichte multifunktional und so attraktiv zu gestalten, dass für stark nachgefragte Relationen bevorzugt Verkehrsmittel des Umweltverbundes statt MIV genutzt werden. Für einen maßgeblichen Umstieg vom Pkw auf den ÖV sind entsprechend leistungsfähige öffentliche Verkehrsmittel erforderlich. So wurde z. B. in der „Kordonerhebung Wien" (Rittler, 2011) festgestellt: *„Die geringsten ÖV-Anteile werden in den Korridoren ohne Schnellbahnanbindung … erreicht."* Infrastrukturangebote, die eine hohe Personen- und Güterverkehrsmengen verursachen, sollten grundsätzlich an leistungsfähigen ÖV-Knoten angesiedelt werden.[2]

Die potenziell verkehrssparende Wirkung der „Stadt der kurzen Wege" sollte in eine „Region der kurzen Wege" eingebettet sein.

> *„Von einer Stadt und Region der kurzen Wege kann man sprechen, wenn die Voraussetzungen gegeben sind, die alltäglichen Aufgaben wie den Weg zur Arbeit und zur Ausbildung, Versorgungswege sowie den Weg zur Schule und zum Kindergarten in kurzer Zeit bewältigen zu können, ohne dazu auf ein Auto angewiesen zu sein"* (Beckmann et al., 2011).

Gemischte Nutzungen auf engstem Raum fördern prinzipiell kurze Wege und verbessern die Erreichbarkeit von Zielen im Aktivverkehr und damit besonders die Mobilitätschancen benachteiligter Bevölkerungsgruppen (Frey et al., 2020; Kuttler & Moraglio, 2020). Die individuelle Freizügigkeit der Verkehrsmittel- und Zielwahl wird allerdings in einer „Stadt der kurzen Wege" nicht beschränkt und somit auch nicht garantiert, dass z. B. auch dort gearbeitet und eingekauft wird, wo man wohnt. Die Erreichbarkeit weist auch eine soziale Komponente auf: Im Sinne der Daseinsvorsorge sollten lebensnotwendige Ziele (Daseinsgrundfunktionen) in kurzen Distanzen im Aktivverkehr bzw. Umweltverbund gut erreicht werden können. „Transport poverty" oder „mobility poverty" betreffen besonders mehrfach benachteiligte Bevölkerungsgruppen mit geringem Einkommen (darunter auch Kinder), die, gemessen an ihren verfügbaren Mitteln, überproportional hohe Aufwände für Mobilität auf sich nehmen müssen. Trotzdem verfügen sie selten über motorisierte

[2] Zur Abgrenzung zwischen „hoheitlicher" Raumplanung und der Gesetzgebung vgl. Kap. 6.

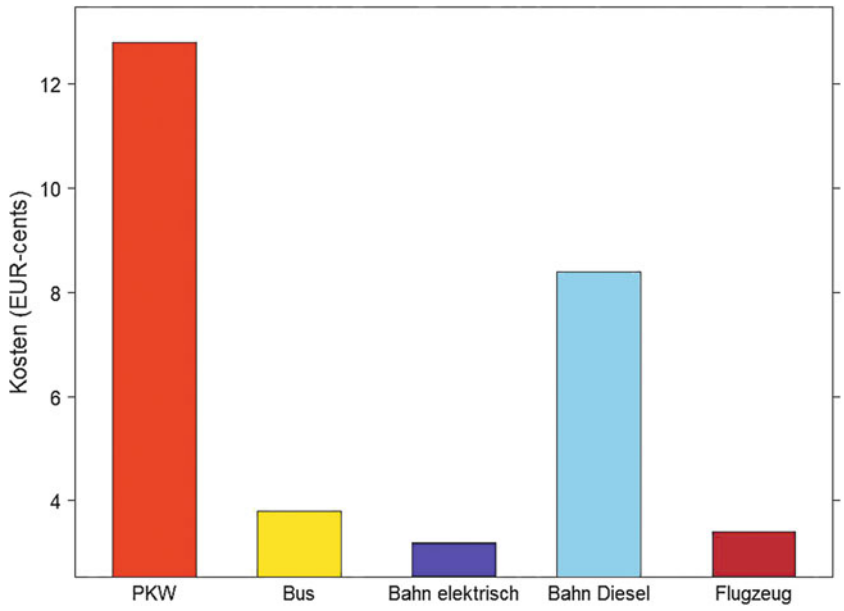


Abb. 7.5 Externe Kosten im Personenverkehr für Österreich nach Verkehrsmitteln (Bezugsjahr 2016). (Darstellung aus Sammer & Snizek, 2021, nach Berechnungen aus EC et al., 2020)

Transportoptionen und sind daher vom öffentlichen Leben zumindest teilweise ausgeschlossen. Diesen Gruppen kommen fußläufige und mit dem Fahrrad bewältigbare Raum- und Versorgungsstrukturen zugute (Frey et al., 2020; Holz-Rau & Scheiner, 2019; Jabareen, 2006; Kühne, 2020; Kuttler & Moraglio, 2020) [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Hochrangige Verkehrssysteme, wie beispielsweise Schnellstraßen und Bahnmagistralen (noch stärker Flughäfen), werden überwiegend von wohlhabenden Bevölkerungsschichten für überregionale Mobilität („long-distance") genutzt. Diese hochgradig motorisierten Bevölkerungsgruppen haben auch guten Zugang zu diesen Verkehrssystemen, während Gruppen mit geringen Einkommen kleinräumig zunehmend Schwierigkeiten beim Erreichen notwendiger Ziele haben (Banister, 2018; Kuttler & Moraglio, 2020). Gute Erreichbarkeit von Zielen und ausreichende Mobilitätsangebote für alle sozialen Schichten der Bevölkerung müssen, losgelöst vom MIV, gerade im Aktivverkehr oder durch gute ÖV-Angebote sichergestellt werden (Holz-Rau & Scheiner, 2019; OECD/ITF, 2018a). Die Förderung des Aktivverkehrs rechnet sich auch gesamtwirtschaftlich, z. B. durch geringere Investitionskosten pro Weg, deutlich positive Gesundheitsauswirkungen und auch verringerte Klimabelastungen (Kahlmeier et al., 2018; Kornas et al., 2017; Standen, 2018; Stieninger Hurtado, 2018; Zapata-Diomedi et al., 2019). Pro geradeltem Kilometer entsteht z. B. ein gesundheitlicher Gewinn von etwa 0,70 Euro für die Gesamtwirtschaft („HEAT Tool", Kahlmeier et al., 2018). *„On average, the estimated health benefits of cycling were substantially larger than the risks relative to car driving for individuals shifting their mode of transport"* (de Hartog et al., 2010).

Zur Erreichung der Klimaziele sind die Raumordnung und das Verkehrswesen in Richtung Nachhaltigkeit zu entwickeln. Dazu sind, unter anderem, die Anlastung verursachter (externer) Kosten den Verursacher_innen und die Schaffung marktbasierter Instrumente nach dem „polluter pays principle", beispielsweise entfernungsbasierte oder an den CO_2-Verbrauch gekoppelte Energieabgaben, erforderlich. Erforderliche Korrekturen im Rechtssystem werden in Abschn. 7.5 angesprochen. Die derzeit beschrittenen Zielerreichungspfade reichen bei Weitem nicht aus, um die im Pariser Klimaabkommen (EU 842, 2018; UNFCCC, 2015) und im Europäischen Green Deal bzw. „Fit for 55" (EC, 2021) vereinbarten Reduktionen klimaschädlicher Treibhausgase in erforderlichem Umfang und rechtzeitig zu erzielen. Mögliche Strategien, um die vereinbarten Ziele zu erreichen, wurden bereits 1997 entwickelt und vorgestellt (Pischinger et al., 1998) und sind aktualisiert z. B. in Kirchengast et al., 2019; Quaschnig, 2016; Stoeglehner & Abart-Heriszt, 2022 und Umweltbundesamt, 2017a, 2020c nachvollziehbar dargestellt [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung].

7.1.4 Gebäude im Kontext des Energiesystems

Aus den vorangegangenen Abschnitten ist zu schlussfolgern, dass durch Energieraumplanung sowohl auf Lage, Größe und Bauform von Gebäuden Einfluss genommen werden kann als auch auf die Bedarfsfrage, die Frage der Umnutzung bzw. der Nutzungseffizienz baulicher Strukturen. Allerdings können Gebäude auch wesentliche Systemelemente der Energieversorgung sein. In vergangenen Zeiten waren Gebäude in erster Linie als Energieverbraucher relevant, im Zuge der

Energiewende erlangen sie als Orte der Energiegewinnung Bedeutung, können aber in Zukunft auch als Elemente der Sektorkopplung einen Bedeutungsgewinn erfahren. Damit wird die Art und Weise, wo und wie Gebäude errichtet und betrieben werden, massive Einflüsse auf die Gestaltung von Energiewendepfaden nehmen.

Da die Versorgungsanteile aus erneuerbaren Energien kontinuierlich wachsen, müssen die Verteilnetze mit den Schwankungen von Angebot und Nachfrage umgehen, um den Übergang vom derzeitigen zentralisierten Markt zu einem intelligenten Markt in einem dezentralen und intelligenten Netz zu ermöglichen. Mit dem Fortschritt der Informations- und Kommunikationstechnologien können nun Lastverschiebungen über Raum und Zeit realisiert und überwacht werden. Während der Netzbetreiber in einem traditionellen System in der Regel nur über den Verbrauch der Nutzer_innen informiert sind, erfahren die Verbraucher_innen nicht, ob im Netz ein Energieüberschuss oder -mangel herrscht. In intelligenten Netzen („Smart Grids“) verläuft die Kommunikation zwischen Netzbetreiber_innen und Verbraucher_innen in beide Richtungen. Die Informationen stehen somit auch den Nutzer_innen zur Verfügung, die gleichzeitig dezentrale Energieversorger_innen sind. Weitere Daten innerhalb oder außerhalb des Gebäudes – Wetter, Verkehrslage, Belegung, um nur einige zu nennen – liefern zusätzliche Informationen. Der Abgleich dieser Informationen und die Steuerung der Anlagen spielen eine immer wichtigere Rolle (Märzinger & Österreicher, 2019).

In diesem Zusammenhang nehmen Gebäude im Kontext des Energiesystems eine zentrale Funktion ein, da sie zu den Hauptverbrauchern von Energie zählen. Die Veränderung von Gebäuden von reinen Verbrauchern zu Energieproduzenten und Energiespeichern ist ein wesentlicher Eckpfeiler der Transition des Energiesystems (Schleicher et al., 2018). Mit flexiblen und bidirektionalen Netzen wird durch die Interaktion der Gebäude mit dem (dezentralisierten) Energiesystem das gesamte Energiesystem zu einer agilen, organismusähnlichen Einheit, in der die Integration erneuerbarer Energien auf lokaler Ebene erleichtert werden kann (Zach et al., 2019). Strom-, Gas- sowie Fernwärme- und Fernkältenetze können das (lokale) Zusammenspiel der verschiedenen Einheiten unterstützen. Innerhalb der Energienetze sind Anergienetze (auch als kühle Fernwärmenetze bezeichnet), die sich bereits in einigen Pilotprojekten bewährt haben (ETH Zürich, 2019), eine vielversprechende Alternative bzw. Ergänzung zu Hochtemperatursystemen. Anergienetze arbeiten bei Umgebungstemperaturen und nutzen energiearme Abwärme oder thermisch gespeicherte Niedertemperaturwärme zur direkten Nutzung oder zur Umwandlung in Hochtemperaturfernwärmenetze. Diese Netze können im Sommer auch direkte Kühlung liefern und eignen sich besonders zur Nutzung von Abwärme aus anderen Systemen, zum Beispiel aus Abwasserleitungen oder Kläranlagen (Kretschmer et al., 2015; Lichtenwoehrer et al., 2019).

In Anbetracht der Tatsache, dass verschiedene Gebäudetypen, wie z. B. Wohngebäude, Büros, Schulen oder Krankenhäuser, unterschiedliche Potenziale für den Bedarf, die Speicherung und die Bereitstellung von Energie haben, gewinnt die Berücksichtigung von Energie im stadt- und regionsmorphologischen Planungsprozess an Bedeutung. Die funktionale Mischung von Gebäudeblöcken, Quartieren und (in größerem Maßstab) ganzen Städten oder Regionen beeinflusst wesentlich, wie die Potenziale von Gebäuden zur Erzeugung und Speicherung verstärkt genutzt werden können. Die grundlegenden Fragen bei der Gestaltung nachhaltiger Quartiere beziehen sich demzufolge auf die Aspekte, was (Art der Energie), wann (Zeit) und von wem (Art der Nutzung) benötigt wird (Österreicher, 2020).

7.2 Strategien und Akteur_innen

7.2.1 Zusammenwirken der Ziele nachhaltiger Raumentwicklung mit Energieraumplanung

Jene Gestaltungsprinzipien, die energieeffiziente Raum- und Siedlungsstrukturen auszeichnen (Stöglehner & Manhart, 2020), ergänzt um ein vielfältiges, zugängliches und robustes Angebot an vernetzten Grünräumen bzw. Grünraumelementen gemäß dem Konzept der Grünen Infrastruktur (EC, 2013) kennzeichnen nachhaltige Raumentwicklung (Jabareen, 2006) [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Als Planungsziele umgesetzt, unterstützen diese Gestaltungsprinzipien die Energiewende und den Klimaschutz auf vielfältige Weise (Stoeglehner et al., 2016):

- So legen Personen, die in energieeffizienten Raum- und Siedlungsstrukturen leben, bei hoher Mobilität deutlich weniger Distanzen pro Jahr und diese zu einem deutlich höheren Anteil im Umweltverbund (zu Fuß gehen, Rad fahren, öffentlichen Verkehr nutzen) zurück als Personen, die nicht in solchen effizienten Räumen leben.
- Fußläufig bzw. mit öffentlichen Verkehrsmitteln gut erreichbare Grünräume mit hoher Aufenthaltsqualität wie beispielsweise attraktive, infrastrukturell gut ausgestattete öffentliche Parkanlagen und Gärten tragen zur Förderung der aktiven Mobilität, sozialen Inklusion und damit zum Wohlbefinden und zum Gesundheitsschutz und der Gesundheitsförderung der Menschen bei (Fischer & Puhr, 2020).
- Durch kompakte Raum- und Siedlungsstrukturen können offene Kulturlandschaften freigehalten werden, was einerseits ein Beitrag zum Ressourcenschutz ist und andererseits die Standortfindung für Energieinfrastruktur erleichtert.

- Leitungsgebundene Energieinfrastruktur (sowohl für Wärme als auch für Kühlung) wird ebenso wie öffentlicher Verkehr durch die erhöhte Nachfrager_innendichte effizienter betreibbar.
- Die Sektorkopplung zwischen Energiewirtschaft, Industrie und produzierendem Gewerbe ebenso wie dem Dienstleistungssektor und Wohnen (zu dieser Definition von Sektorkopplung aus der „Österreichischen Klima- und Energiestrategie“ siehe BMNT & BMVIT, 2018) wird leichter umsetzbar, wenn die Nutzungsintensität hoch ist (Abschn. 6.4.2.2).[3]

Nach diesen Gestaltungsprinzipien organisierte Raum- und Siedlungsstrukturen erleichtern das Naturgefahrenmanagement und damit die Klimawandelanpassung. Gleichzeitig ist – ein entsprechender Baulandbedarf vorausgesetzt – aber auch ein entsprechender Dichtediskurs zu führen. Der Bedarf an Bauland setzt sich aus veränderten Nutzungsansprüchen und einer angestrebten Dichte zusammen, wie am Beispiel Wohnen erörtert werden kann: Ein zusätzlicher Bedarf entsteht durch Bevölkerungswachstum, Wachstum an Haushalten (nicht nur durch Bevölkerungswachstum, auch durch kleinere Haushaltsgrößen), Zunahme der Wohnfläche pro Haushalt, Multilokalität, etc. Wie hoch der daraus erwachsende Bedarf an Fläche ist, wird durch die Dichte bestimmt, d. h., ob Wohnungen als mehrgeschossiger Wohnbau, Reihenhaus oder freistehendes Einfamilienhaus errichtet werden sollen. Auch innerhalb dieser Wohnformen können unterschiedliche Dichten angestrebt werden, z. B. durch Parzellengrößen bei Einfamilienhäusern oder Anzahl der Geschoße bei Mehrfamilienhäusern (Abschn. 6.6.3). Damit wird auch determiniert, wie energieeffizient die entsprechende Raum- und Siedlungsstruktur ist und wie sie mit (leitungsgebundener) erneuerbarer Energie versorgt werden kann.

Dieser Dichtediskurs wäre in zwei Richtungen zu entwickeln: Mindestdichten zur Effizienz von Energieversorgung, Infrastruktur und Flächennutzung (d. h. Reduktion der Flächeninanspruchnahme für Bauland und Infrastruktur) sowie Höchstdichten, um hochwertige Freiraumversorgung und grüne Infrastruktur (Vermeidung urbaner Hitzeinseln, Regenwassermanagement) zu ermöglichen. Welche Dichte nun die optimale ist, kann nur raumtypenspezifisch und in Anbetracht der Situation vor Ort u. a. im Kontext der Freiraum- und Infrastrukturversorgung beantwortet werden. Zur Förderung der Akzeptanz und Umsetzung von Nachverdichtung sind partizipative Planungsprozesse notwendig, weil man es bei Nachverdichtungen meist mit komplexen Akteur_innenkonstellationen zu tun hat. Nach unten ist die maßvolle Dichte in der Siedlungsentwicklung lageunabhängig durch kritische Mindestdichten beschränkt, etwa um den wirtschaftlichen Betrieb leitungsgebundener Infrastruktur wie der Energie- und ÖV-Versorgung, aber auch um eine ausreichende Nachfragedichte nach Gütern des täglichen Bedarfs zur Sicherung der Nahversorgung zu gewährleisten.

Ein weiterer wesentlicher Aspekt ist die Innenentwicklung, wobei die weitere räumliche Entwicklung innerhalb der bestehenden Siedlungsgrenzen stattfinden soll, Baulücken geschlossen und unternutzte oder ungenutzte Gebäude einer intensiveren Nutzung zugeführt werden sollen. Auch die Belebung von Stadt- und Ortskernen ist ein wesentlicher Aspekt der Innenentwicklung. Um diese Strategie umsetzen zu können, sind einerseits raumplanerische Strategien gefordert wie das Festlegen von Siedlungsgrenzen, das Eindämmen von Außenentwicklung sowie die Erhöhung der Effizienz der Baulandnutzung, was mit dem Erhöhen von Funktionsmischung und dem Erzielen einer maßvollen Dichte einhergeht (Abschn. 6.3.3). Andererseits benötigt dies komplementäre Maßnahmen wie Bewusstseinsbildung, Förderungen und öffentliche Investitionen (Stöglehner & Manhart, 2020). Ansätze der Energieraumplanung, wie sie in der Steiermark, in Nieder- und Oberösterreich verfolgt werden, unterstützen Gemeinden aus energieraumplanerischer Perspektive dabei, die Zielgebiete für Innenentwicklung festzulegen.

7.2.2 Akteur_innen der Energieraumplanung

Das Akteur_innenspektrum in der Energieraumplanung ist höchst vielfältig und kann im Wesentlichen in sechs Kategorien eingeteilt werden (Stöglehner et al. 2014b):

- Rahmensetzende Akteur_innen: Dabei handelt es sich um politische und administrative Entscheidungsträger_innen, die durch Politikgestaltung, Gesetzgebung und das Design von Förderregimen einen Einfluss auf die räumliche Entwicklung nehmen, die Gesetzgeber_innen für die Raumplanung sowie verwandte Rechtsmaterien wie Bauordnungen, Mietrecht, Stellplatzregulative, Grunderwerbsrecht etc.; Vollziehung auf unterschiedlichen Ebenen, z. B. Raumplanungsbehörden, Umweltschutzbehörden u. v. m.
- Interessenvertretungen und Interessensgruppen: Diese nehmen spezifische Positionen zur Energiewende ein und beeinflussen die Politikgestaltung, Gesetzgebung und Vollziehung sowie die Planung; darüber hinaus Nichtregierungsorganisationen, Medien, Bildungseinrichtungen, die Bevölkerung und Grundeigentümer_innen.
- Wissenschafter_innen: Forschung und Entwicklung in Bezug auf Energieversorgungstechnologien, Infrastrukturplanung, Bauwirtschaft, IKT, Planungsmethoden u. v. m. sowie interdisziplinäre Querschnittsthemen.

[3] Vgl. dazu auch Abschn. 6.4.2.2: *„Neben einer Reduktion von Emissionen kann eine höhere Besteuerung von Treibstoffen auch zu einer Eindämmung der Zersiedelung beitragen, indem durch die höheren Kosten ein Anreiz gegen lange Wegstrecken gesetzt wird“.*

- Planer_innen in unterschiedlichen institutionellen Kontexten, z. B. in Behörden, Planungsbüros, Interessensvertretungen, NGOs oder in Betrieben, die selbst Standortentwicklung betreiben.
- Investor_innen, Entwickler_innen und Betreiber_innen: Diese zeichnen sich durch ein gewinnorientiertes wirtschaftliches Verwertungsinteresse aus, wie z. B. an Immobilien (z. B. Grundeigentümer_innen, Immobilienentwickler_innen und Investor_innen) und Energie- und Mobilitätsinfrastruktur, sowie die Industrie als Hersteller von Energietechnologien oder die Bauwirtschaft etc.
- Endverbraucher_innen: Bevölkerung und Unternehmen sowie Lebensstile und Wirtschaftsweisen, da Alltagsentscheidungen die Energiewende und den Klimaschutz maßgeblich beeinflussen.

Allein diese Aufstellung zeigt, dass eine Vielzahl an Akteur_innen nicht nur auf Planungsprozesse und deren Ergebnisse, sondern auch auf die Planumsetzung wirken. Diese Komplexität zeigt, dass Lösungen in der (Energie-) Raumplanung in einem herausfordernden Umfeld zu finden sind, und untermauert, dass (Energie-)Raumplanung über die Verordnung von Plänen und Programmen und damit die Wirkmächtigkeit der Planungsinstrumente gemäß den jeweiligen Raumordnungsgesetzen der Bundesländer hinausgehen sollte. Dies verlangt nach neuen Governance-Ansätzen (Abschn. 6.7).

7.2.3 Handlungsfelder

Wie in Abschn. 7.3 dargestellt, ist das Akteur_innenspektrum im Bereich Energieraumplanung in hohem Maße divers. Daher würde es zu kurz greifen, nur das Spektrum politischer Entscheidungsträger_innen auf den verschiedenen staatlichen Regierungsebenen und in den unterschiedlichen Rechtsmaterien zu betrachten. Dafür sind auch Wirtschaftsweisen und Lebensstile von nichtstaatlichen Akteur_innen zu berücksichtigen, die als Treiber für nicht nachhaltige räumliche Entwicklung wirken. Daraus ergeben sich folgende Handlungsfelder:

1. Herstellung eines konsistenten Ordnungsrahmens, der nicht nur räumliche Entwicklung im Rahmen der nominellen und funktionellen Raumplanung steuert, sondern auch auf Lebensstile und Wirtschaftsweisen einwirkt. Der Ordnungsrahmen kann sowohl innerhalb der funktionellen Raumplanung, aber auch über andere Rechtsmaterien hergestellt werden, was Aufgabe des Bundes und der Bundesländer im jeweiligen Wirkungsbereich ist.
2. Etablieren finanzieller Anreizsysteme, die flächenzehrende Bauland- und Infrastrukturentwicklungen reduzieren: dies betrifft sowohl den öffentlichen Sektor, z. B. über den Finanzausgleich, als auch Private und Unternehmen, z. B. über einschlägige Steuern wie CO_2-Steuern u. v. m. Hierbei ist problematisch, dass ein umfassendes und konsistent konstruiertes System des „climate proofing“ bisher fehlt (vgl. Abschn. 3.5.3). Möglicherweise wären die Ökosystemleistungen als eines der „Proof“-Kriterien für den Umbau des Förderinstrumentariums im Sinne des Klimawandels geeignet. Zudem können ökonomische Steuerungsinstrumente wie beispielsweise eine Planwertabgabe (Abschöpfung eines Teils des Widmungsgewinns), eine Erhöhung von Immobilienertragsteuern (Besteuerung der Spekulation mit Flächen), Infrastrukturabgaben sowie Leerstandsabgaben (Besteuerung u. a. der Spekulation aus Nichtverwendung leerstehender Grundstücke und Gebäude) einen wichtigen Beitrag zum sparsamen Bodengebrauch leisten. Die genannten Instrumente wurden in Österreich bislang nicht oder nur in wenig wirksamem Ausmaß etabliert (Abschn. 7.4). Diese Instrumente würden nicht nur den Eigentümer_innen, sondern auch den für die Flächenwidmung zuständigen Gemeinden entsprechende Anreize (evtl. auch hinsichtlich der Rückwidmung nicht genutzter Rechte) bieten.
3. Öffentliche Investitionen im Sinne einer nachhaltigen (Raum-)Entwicklung, d. h. nicht nur in nachhaltige Gebäude, sondern auch in eine entsprechende Standortwahl.
4. Information, Kommunikation und Partizipation, um ein breites Verständnis für die räumlichen Aspekte von Klimaschutz und Energiewende zu erreichen, politische Entscheidungen in diese Richtung zu unterstützen bzw. einzufordern und sich aktiv an Planungsprozessen und deren Umsetzung zu beteiligen.

Die Umsetzung von Energiewende-, Flächeneffizienz-, Klimaschutz- und Klimawandelanpassungsstrategien wird auf übergeordneten Ebenen vielfach aus Umweltgründen getroffen, die einen entsprechenden gesellschaftlichen Rückhalt brauchen. Je näher die Umsetzung zu den Bürger_innen und Unternehmen kommt, desto mehr treten soziale und ökonomische Entscheidungskriterien in den Vordergrund (Stöglehner et al., 2011b). Parallel dazu wird es notwendig sein, bestehende Subventionen auf ihre klimaschädliche Wirkung hin zu untersuchen und dann abzubauen. Laut WIFO (Kletzan-Slamanig & Köppl, 2016) betragen diese zwischen 3,8 und 4,8 Mrd. Euro jährlich. Das Umweltbundesamt (2017b) schätzt, dass durch eine gezielte Förderpolitik bestehende Leerstände und Industriebrachen im Umfang von rund 40.000 Hektar in ganz Österreich mobilisiert werden könnten. Um konsistentes Handeln zu ermöglichen, müssen alle Entscheidungen sämtlicher Akteur_innen im Raum unter Beachtung aller rechtsstaatlichen Prinzipien in die gleiche Richtung, d. h. hin zu nachhaltiger räumlicher Entwicklung, zeigen (Stöglehner et al., 2011b). Dies sei an einem Beispiel erläutert: Auf internationaler Ebene wird das 1,5-°C-Ziel be-

schlossen, das auf nationaler, regionaler und kommunaler Ebene in Energie- und Klimaschutzstrategien konkretisiert wird. Umgesetzt wird dieses Ziel im Endeffekt durch eine Vielzahl von Einzelentscheidungen, wie die Wahl des Wohnortes, der Wohnform, der Heizungsart, der Mobilitätsform u. v. m. Nur wenn alle diese Entscheidungen in diese Richtung zeigen, ist die Erreichung von Energiewende-, Klimaschutz- und Flächeneffizienzzielen machbar.

Die nominelle Raumplanung wirkt hier in erster Linie als Ordnungsinstrument, indem Landnutzungen in bestimmte Gebiete gelenkt werden können, d. h. in denen Wohngebiete, Kerngebiete, Betriebs- bzw. Industriegebiete, landwirtschaftliche Gebiete etc. festgelegt werden (Abschn. 6.6). Mit Raumplanung kann allerdings keine Entwicklung verordnet werden, da Standortentscheidungen am Ende von den Betrieben getroffen werden. Es bleibt z. B. offen, ob die Nutzungsmöglichkeiten, die ein Betriebsgebiet eröffnet, tatsächlich durch Betriebsansiedlungen realisiert werden. Ob sich Betriebe ansiedeln, ist von der öffentlichen Hand nicht direkt, allenfalls durch Infrastrukturinvestitionen, Anreizsysteme oder Standortmarketing beeinflussbar und damit außerhalb der Regelungsmacht der Raumplanung.

Als Ordnungsinstrument funktioniert Raumplanung grundsätzlich gut, sofern die im Einzelfall (d. h. einem entsprechenden Plan auf überörtlicher oder örtlicher Ebene) in einer planerischen Abwägung festgelegten Planungsziele nicht durch private Interessen von Akteur_innen konterkariert werden. Ein wesentliches Problem ist diesbezüglich die Baulandverfügbarkeit. Gewidmetes und bislang unbebautes Bauland steht hierbei aus verschiedenen Gründen nicht zur Verfügung. Unter anderem aus spekulativen Gründen wird Bauland (in guten Lagen) von den jeweiligen Grundeigentümer_innen nicht an Bauwillige verkauft. Damit werden räumliche Entwicklungen aber auch in die zweit- oder drittbeste Lage abgedrängt oder verunmöglicht. Dieses Problem der mangelnden Baulandverfügbarkeit ist seit Langem bekannt und wird z. B. bereits bei Ebenezer Howard 1898 in seinem Gartenstadt-Konzept (Howard, 1898) aufgegriffen, ebenso in der Charta von Athen 1933 (Hilpert, 1984) und in vielen anderen profunden raumplanerischen und städtebaulichen Auseinandersetzungen. Dennoch mangelt es nach wie vor an Instrumenten, um die Baulandverfügbarkeit zu erhöhen, und die dazu beizutragen, (energie-)raumplanerische Maßnahmen umzusetzen und so auch Klimaschutz und Klimawandelanpassung zu verbessern.

Es ist festzustellen, dass baulandmobilisierende Maßnahmen im Rahmen der Vertragsraumordnung lediglich bei Neuwidmung, nicht aber im Bestand wirken. Unter Vertragsraumordnung ist zu verstehen, dass üblicherweise vor einem Widmungsakt zwischen Gemeinde und Grundeigentümer_innen Verträge über die zeitnahe und widmungsgemäße Nutzung der Grundstücke getroffen werden, wobei noch verschiedene weitere Aspekte geregelt werden können. Im Sinne einer nachhaltigen Raum- und Innenentwicklung greifen diese Instrumente daher ins Leere, da damit der Bestand nicht erreicht wird. Hier bräuchte es andere Instrumente, z. B. fiskalische Instrumente. Ein alternativer Ansatz besteht im Flächenmanagement und den damit verbundenen Instrumenten, wie es etwa in Deutschland betrieben wird (Hoymann & Goetzke, 2018).

Allerdings mangelt es an wirksamen finanziellen Anreizsystemen. Wenn Steuern und Abgaben (z. B. Leerstands- oder Infrastrukturabgaben, Planwertausgleich) überhaupt vorhanden sind, sind sie betragsmäßig so gering, dass sie keine profunde Steuerungswirkung entfalten. Grundsätzlich wäre auch eine Steuerung über handelbare Flächennutzungszertifikate zur Reduktion des Bodenverbrauchs effektiv. Damit sind im derzeitigen bestehenden System im Wesentlichen nur drei Instrumente wirksam, die erlauben, räumliche Entwicklung im Sinne von Nachhaltigkeit positiv zu beeinflussen:

- (Rück-)Widmungen im Sinne öffentlicher Interessen (z. B. Natur- und Landschaftsschutz), die jedoch einen öffentlichen Mitteleinsatz (je nach Bundesland unterschiedlich bis hin zur Abgeltung eines eventuellen Vermögensnachteils) nach sich ziehen,
- öffentliche Ausgaben für Interventionen am Immobilienmarkt durch den Erwerb von Grundstückes und dem Verkauf an Bauwillige oder dem Entzug der Grundstücke aus dem Immobilienmarkt (öffentliches Eigentum),
- Verschiedene, nicht bindende Instrumente der Bewusstseinsbildung, Information und Kommunikation.

Die zunehmende Flächeninanspruchnahme und die teils jahrzehntelangen Diskussionen um die Einführung von wirksamen Instrumenten zur Reduktion der klimaschädlichen Flächennutzung zeigen, dass die bisherigen Bemühungen von beschränkter Wirksamkeit gewesen sind. Eine Folge sind wirtschaftliche Schäden durch Wetter und klimabedingte Ereignisse in Österreich von zumindest 2 Mrd. Euro im Jahresschnitt (Steininger et al., 2020). Wie die Kap. 3–6 dieses gegenständlichen Berichtes zeigen, sind die klimabezogenen Wirkungen sowie die verschiedenen Maßnahmen zur Einschränkung der Flächeninanspruchnahme bekannt. Wie bei Bauer (2020) beschrieben, handelt es sich hier um ein mehrfaches Steuerungsversagen der verschiedenen staatlichen Ebenen und Entscheidungsträger_innen (Prokop 2020; zu möglichen weiteren Instrumenten und deren Wirkungen siehe Abschn. 7.3). In diesen Beispielen zeigen sich auch die systemischen Grenzen der Raumplanung. In den letzten Jahren wurden in allen Bundesländern baulandmobilisierende Maßnahmen in die Raumordnungs- bzw. -planungsgesetze integriert (Kanonier, 2020). So ist es mittlerweile in manchen Bundesländern möglich, selbst bei Änderungen von Bebauungsplänen Elemente der Vertragsraumordnung einzusetzen.

Dennoch zeigt sich, dass Raumplanung in Gesetzgebung und Wirkungsentfaltung nur in dem Ausmaß gut funktioniert, in dem die Flächeninanspruchnahme im Rahmen der Ordnungsfunktion rechtlich reguliert werden kann (Getzner, 2017; Gruber et al., 2018; ÖROK, 2017b; Pillei, 2019; Wieser & Schönbäck, 2011) [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Neben den hier besprochenen Fragen der Bodenmobilisierung und der Instrumente der (Energie-)Raumplanung ist darauf hinzuweisen, dass insbesondere gesamtwirtschaftliche Entwicklungen die Flächeninanspruchnahme wesentlich beeinflussen. Die empirische Evidenz für Österreich zeigt einen bisher gesicherten Zusammenhang zwischen verschiedenen Umweltindikatoren (z. B. Treibhausgasemissionen; Verbrauch fossiler, mineralischer und biogener Materialien, Bodeninanspruchnahme) und dem gesamtwirtschaftlichen Einkommen (Friedl & Getzner, 2003; Getzner, 2009; Getzner & Kadi, 2020; Steinberger et al., 2013).

7.3 Bewertung des Ordnungsrahmens

Die in diesem Special Report beschriebenen evidenzbasierten Entwicklungen der hohen Flächeninanspruchnahme, der nicht nachhaltigen Bewirtschaftung insbesondere land- und forstwirtschaftlicher Flächen sowie der nach wie vor steigenden Zersiedlung (Abschn. 7.2.2 und 7.3) stehen derzeit einer klimagerechten, nachhaltigen Entwicklung der Flächennutzung in Österreich entgegen.

Der Ordnungsrahmen der funktionellen Raumplanung ist, wie vielfach fachlich kritisiert wird, sehr lückenhaft. Funktionelle strategische Planungen gibt es vor allem im Forstrecht (Waldentwicklungsplan) und im Wasserrecht (u. a. wasserwirtschaftliche Rahmenpläne und Rahmenverfügungen), während z. B. das gesamte Energie- oder Verkehrsrecht keine verbindliche hoheitliche strategische Planung vorsieht.

Substanzielle Lücken im Planungssystem stehen einem konsistenten Ordnungsrahmen für Energiewende, Klimaschutz und Flächeneffizienz entgegen. Im Energierecht wird nur über die Genehmigung von Projekten (mit und ohne Umweltverträglichkeitsprüfung) gesteuert. Die strategische Planung wird über den Bedarfsnachweis von Projekten an die Projektwerber_innen delegiert, die logischerweise die eigenen Interessen bei der Bedarfsfestlegung in den Vordergrund stellen, d. h., ob die gewonnene, transportierte oder gespeicherte Energie am globalen, europäischen, nationalen oder regionalen Energiemarkt Abnehmer_innen findet. Daher gibt es durch diesen stark projektbezogenen Steuerungsmodus aus staatlichen energie- und klimawandelrelevanten Gesetzen heraus keine strategische Planung.

Im Verkehrswesen ist zwar ein Generalverkehrsplan vorhanden, dieser ist aber nicht rechtlich bindend und umfasst vor allem Ausbauprogramme für Schiene und Straße. Verkehrsvermeidung ist somit untergeordnet, auch werden keine verbindlichen Bedienungsqualitäten festgelegt. Damit fehlt ein wesentlicher Baustein für eine sinnvolle Abstimmung von Siedlungsentwicklung und Mobilitätsangebot, da zwar Siedlungsentwicklung rund um öffentliche Haltestellen fokussiert werden soll, aber niemand weiß, ob nicht zum nächsten Fahrplanwechsel die Haltestelle stillgelegt wird oder die Bedienhäufigkeit so ausgedünnt wird, dass Siedlungen nicht mehr ausreichend erschlossen sind. Dies ist u. a. bei Nebenbahnen zu beobachten (z. B. im Wiener Umland).

Die nominelle Raumplanung ist zwar grundsätzlich gut mit Planungsinstrumenten ausgestattet, es ist allerdings nicht ausreichend gewährleistet, dass diese in Richtung einer nachhaltigen Raumentwicklung eingesetzt werden. Zu einer umfassenden Analyse raumplanungsrelevanter Aspekte der Energieversorgung und energieversorgungsrelevanter Aspekte der Raumplanung vor dem Hintergrund der gesetzlichen Regelungen zu nomineller und funktioneller Raumordnung in Österreich über alle Bundesländer siehe Stöglehner et al., 2011b. Engagierte politische Entscheidungsträger_innen und Akteur_innen werden vom Rechtsrahmen zwar kaum in ihren Initiativen behindert, allerdings fordert der Rechtsrahmen auch kein nachhaltigkeitskonformes Verhalten ein.

Die klimapolitisch bedenkliche Zunahme von versiegelten Flächen steht im Widerspruch zu einer Reihe von Konzepten der gesamtstaatlichen Raumentwicklung (z. B. ÖROK 2011) bzw. Entwurf ÖREK 2030 (ÖROK, 2021), sowie ÖROK-Empfehlungen, insbesondere Nr. 55: Für eine Stadtregionspolitik in Österreich (ÖROK, 2017c) und Nr. 56: Flächensparen, Flächenmanagement & aktive Bodenpolitik (ÖROK, 2017b), Schriften, wie „Leistbares Wohnen“ ÖROK-Schriftenreihe Nr. 191 (ÖROK, 2014) sowie die Fachempfehlung zur Stärkung von Stadt- und Ortskernen (ÖROK, 2019). Der STRAT.AT (BMLFUW, 2002) nennt dazu beispielsweise eine zusätzliche Flächeninanspruchnahme von max. zwei Hektar pro Tag. Für Deutschland wurde ein in etwa vergleichbares Ziel von max. 30 Hektar pro Tag festgelegt. Wie Davy (2009) bemerkt, sind diese politischen Zielsetzungen wissenschaftlich nicht fundiert. Die hohe Flächeninanspruchnahme hat eine Reihe von u. a. sozio-ökonomischen sowie rechtlich-institutionellen Ursachen (Getzner & Kadi, 2020). Die Ursachen hierfür liegen mit hoher Sicherheit unter anderem in der nicht ausreichenden Effektivität der bestehenden Instrumente, deren Ausgestaltung und Anwendung sowie in der Unverbindlichkeit der raumbezogenen Zielsetzungen. Darüber hinaus sind fehlende Anreize, die vorhandene Kompetenzzersplitterung sowie die politische Ökonomie der kommunalen Flächenwidmung einer flächensparenden Landnutzung nicht förderlich (Schindegger, 2020).

Grundsätzlich sieht die umweltökonomische und -politische Forschung zwei wesentliche marktbasierte Ansatzpunk-

te, eine unerwünschte Umweltwirkung wie etwa negative externe Effekte der Zersiedlung zu beschränken: Einerseits kann eine umweltschädliche Bodennutzung mit einem Preis versehen werden (z. B. Besteuerung einer nicht nachhaltigen Bodennutzung), und andererseits mit einer Beschränkung der Menge und der Einführung eines Handelssystems für entsprechende Zertifikate (Baumol et al., 1975; Tietenberg & Lewis, 2018). Beide Instrumente sind aus ökonomischer Sicht grundsätzlich effizient. In Kap. 6 werden bestehende marktbasierte Instrumente bzw. dabei auch das „Marktversagen" (insbesondere Steuern, Subventionen) bei der Bekämpfung der Klimakrise beschrieben, die sowohl umweltverbessernd als auch kontraproduktiv wirken (können).

Es besteht große Übereinstimmung in der ökonomischen Literatur darüber, dass unter bestimmten Voraussetzungen (z. B. ökologische Differenzierung) handelbare Flächennutzungszertifikate (z. B. sog. „Tradable Planning Permits" [TPPs] oder „Tradable Development Rights" [TDRs]) eine Beschränkung der Flächeninanspruchnahme herbeiführen können, indem beispielsweise Gemeinden (oder andere öffentliche oder private Rechtsträger_innen) bei der Flächenwidmung oder bei Bauvorhaben den Aufsichtsbehörden entsprechende Zertifikate vorweisen müssen. Wie Henger und Bizer (2010) ausführten, sind die Wirkungen derartiger Instrumente – wie auch anderer Instrumente der Raumplanung und der Umweltpolitik – mit einer Reihe von Indikatoren zu messen, u. a. die ökonomische Effizienz (z. B. Euro pro eingesparter Tonne CO_2-Äquivalent), die ökologische Effektivität (inkl. der adäquaten Widerspiegelung des Grenzschadens der Umweltbeeinträchtigung), die Höhe der Transaktionskosten eines Systems sowie die soziale Ausgewogenheit und Akzeptanz. Diese Ziele können nicht gleichzeitig erreicht werden, sondern je nach Ausgestaltung eines Instruments müssen Trade-offs (Zielkonflikte) in Kauf genommen werden. Ein System der handelbaren Planungszertifikate (TPPs) ist ohne räumliche und sachliche Differenzierung (d. h. ausschließlich auf die quantitative Bodeninanspruchnahme gerichtet) ökonomisch effizient, aber aus Sicht der ökologischen Treffsicherheit (z. B. Differenzierung der Flächeninanspruchnahme nach ökologisch mehr oder weniger wertvollen Flächen bzw. nach dem ökologischen Grenzschaden beispielsweise hinsichtlich der beeinträchtigten Ökosystemleistungen des Bodens) kaum geeignet. Eine hohe ökonomische Effizienz in diesem Zusammenhang bedeutet, dass ein bestimmtes Ziel (z. B. Beschränkung der Flächeninanspruchnahme auf einen bestimmten Zielwert) mit geringsten gesamtwirtschaftlichen Kosten erreicht wird. Eine räumliche und sachliche Differenzierung bewirkt eine bessere ökologische Differenzierung, führt jedoch zu erhöhten Transaktionskosten und zu einer geringeren ökonomischen Effizienz. Expert_innen sind sich grundsätzlich darin einig, dass ein System handelbarer Zertifikate der Flächennutzung die zusätzliche Flächeninanspruchnahme stark reduzieren und damit der (Energie-)Raumplanung effektive Instrumente bereitstellen kann (Bovet et al., 2013). Für die Wirksamkeit dieses Instruments ist eine Reihe von institutionellen Voraussetzungen notwendig (u. a. effektive Governance, Zusammenarbeit zwischen privatem und öffentlichem Sektor, öffentliches Vertrauen; Ferreira, 2020).

Neben dieser Lösung der Mengenbeschränkung, die gemeinhin als die bessere Lösung in Hinblick auf die Zielgenauigkeit des Instruments beschrieben wird (Tietenberg & Lewis, 2018), können Preisanreize ein weiteres wichtiges Instrument der Energieraumplanung darstellen (Altes, 2009; Cheshire & Sheppard, 2005; Kärkkäinen et al., 2020). Abgesehen von den in Kap. 6 angesprochenen ökologisch orientierten Steuern besteht große Übereinstimmung, dass für die (Energie-)Raumplanung steuerliche Anreize für eine effizientere Flächennutzung (z. B. Leerstandsabgabe, Widmungsabgabe, Grundsteuer) effektiv und ökonomisch effizient sein könnten (Gallmeyer, 2020; Gutsche, 2005; Segú, 2020; Wieser & Schönbäck, 2011) [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Instrumente mit einer derartigen Ausgestaltung und Anreizwirkung sind in Österreich derzeit nur in geringem Ausmaß oder nur regional implementiert. Die im Rahmen der Novellierung der Bauordnung von Wien vorgesehene Infrastrukturabgabe stellt ein ökonomisches Instrument dar, von privaten Bauträger_innen im Rahmen städtebaulicher Verträge einen Beitrag zur Schaffung öffentlicher Infrastrukturen für das kommunale Budget zu erhalten. Unter einer Reihe von Bedingungen könnten derartige Instrumente der Vertragsraumordnung wirksam und effizient sein (Getzner, 2017). Bislang sind Vorschläge von Raumentwicklungsforscher_innen zur Einführung von ökonomischen Instrumenten in der Raumplanung (z. B. Planwertausgleich, handelbare Flächennutzungszertifikate) in Österreich nicht umgesetzt worden, auch wenn die Novelle der Wiener Bauordnung (§ 1a der Wiener Bauordnung; LGBl W 11/1930 2014) im weiteren Sinn auch als Einführung einer Quasi-Planwertabgabe ökonomisch interpretiert werden kann.

Bisherige Vorschläge zu finanziellen Anreizsystemen als Teil der Bodenpolitik enthalten die folgenden Punkte:

- Mit der periodisch stattfindenden Neuregelung des Finanzausgleichs (FA) könnte eine Zielorientierung des FA klima- und bodenpolitische Ziele berücksichtigen (Bröthaler et al., 2011; Bröthaler & Getzner, 2017). Derzeit ist der Finanzausgleich in weiten Bereichen „blind" gegenüber derartigen Zielsetzungen, die in Form von verschiedenen Anreizen für Gemeinden unterstützt werden könnten. Die wesentlichen Mittel, die Gemeinden auf Basis des Finanzausgleichs zur Finanzierung ihrer Aufgaben erhalten, sind die Ertragsanteile aus gemeinschaftlichen (Bundes-)Abgaben, die im Wesentlichen auf Basis der Anzahl an Einwohner_innen horizontal zugewiesen werden. Gemeinden, die eine wachsende Bevölkerung

aufweisen, erhalten somit entsprechend höhere Mittelzuteilungen. Dies stellt im Grunde einen Anreiz zur höheren Flächeninanspruchnahme für Siedlungs- und Infrastrukturflächen dar, da die Zuteilung nicht aufgrund unterschiedlicher boden- und klimapolitischer Gemeindeentscheidungen differenziert wird. Dem Wachstum an Einwohner_innen stehen fiskalpolitisch die Ausgaben (und Kosten) für die Schaffung der notwendigen Infrastrukturen entgegen. Die fiskalische Rentabilität (im Sinne eines Netto-Einnahmeüberschusses) ist hierbei nicht automatisch gegeben. Eine Neugestaltung des Finanzausgleichs könnte einen Teil der Finanzausgleichszuweisungen von einer sparsamen Flächeninanspruchnahme oder von Siedlungsentwicklungen im Inneren von Ortskernen (Innenentwicklung) abhängig machen.

- Im Sinne der Entschärfung des (flächenverbrauchenden) Standortwettbewerbs zwischen den Gemeinden könnte auch eine Stärkung der Elemente des interkommunalen Finanzausgleichs (z. B. Aufteilung von Kommunal- und Grundsteuer) die Flächeninanspruchnahme reduzieren.
- Zur Reduzierung von baulichem Leerstand wurden und werden eine Reihe von Instrumenten (z. B. Meldepflicht, Leerstandsabgabe) vorgeschlagen – auch hierbei erfolgte diesbezüglich noch kaum eine wirksame Umsetzung durch den Gesetzgeber bzw. durch die Entscheidungsträger_innen. Modelle aus verschiedenen Ländern (z. B. Frankreich, USA) zeigen, dass eine Leerstandsabgabe wirksam sein kann, um leerstehende Wohnungen für den Wohnungsmarkt zugänglich zu machen. Diesbezüglich stellt auch eine grundlegende Erfassung des Leerstandes durch eine entsprechende Meldepflicht kein Problem dar (Gallmeyer, 2020; Segú, 2020).

Die Förderungen sollen Haushalte und Unternehmen gleichermaßen ansprechen. Hier sollten Lagekriterien bei der Festlegung der Förderbarkeit von raumrelevanten Vorhaben, z. B. in der Wohnbauförderung, Gestaltung der Pendlerpauschale oder der Wirtschaftsförderung stärker als bisher einfließen (Kap. 6).

7.4 Bewertung der Steuerungsinstrumente

Für die möglichst vollständige Systematisierung der Steuerungsansätze mit Klimawandelrelevanz reichen die formell rechtsverbindlichen Instrumente (etwa aus der Flächenwidmungs- und Bebauungsplanung, aber auch aus den Bundesgesetzen) nicht aus. Aus diesem Grund wurde am Institut für Raumplanung an der TU Wien (Geier & Dumke, 2021) die Abb. 7.6 entwickelt, die nach Raumbezügen und der direkt oder indirekt raumverändernden Wirkungsweise eines Steuerungsansatzes unterscheidet. Regulative, finanzierende und bewusstseinsbildende Instrumente gehören zum indirekt raumwirksamen Wirkungsspektrum, marktaktivierende und standortentwickelnde zum direkt raumwirksamen. Prozesssteuernde Ansätze können direkt oder indirekt raumwirksam sein oder auch beides zugleich. Inhaltlich bewegen sich die direkt raumwirksamen Ansätze zwar im Rahmen der Vorgaben der indirekten Ansätze, entfalten ihre Wirkmacht aber häufig erheblich schneller und räumlich unmittelbarer als die indirekten Ansätze.

Diese Unterscheidung ist wichtig, um zumindest ansatzweise zu verstehen, was medial häufig als „Raumplanungsversagen“ bezeichnet wird, tatsächlich aber (von wenigen, vereinzelten „Erfolgsgeschichten“[4] abgesehen) ein häufiges Umsetzungsversagen meint. Nicht die Raumplanungsinstrumente versagen per se, sondern die Politik in deren Anwendung, da die seit vielen Jahren von Raumplanungsexpert_innen geforderten Inhalte noch nicht ausreichend in den Planungsinstrumenten Niederschlag finden (Abschn. 1.6.2). Um das zu ändern, müssten bundeslandübergreifende Wirkungsanalysen erstellt werden, die folgender Fragestellung nachgehen: Welcher Steuerungsansatz hat wo und warum welchen Lenkungseffekt im Sinne des Klimaschutzes und der Zielstellungen der Energieraumplanung erzielt? (Abb. 7.6).

In Abb. 7.6 zeigt sich ein Steuerungsdefizit auf der überörtlichen, regionalplanerischen Ebene. Regionen sind vom Instrumentarium der Bundesländer oft nur „mitgemeint“. Das Zusammenspiel von verbindlichen Raumplänen (Regionalplanung), Fördermaßnahmen sowie Bewusstseinsbildung auf der regionalen Ebene kann zwar positive Wirkungen entfalten, aber es gibt bei Weitem nicht überall Regionalverbände und verbindliche Pläne, um Klimawandel- und Energiewendeziele breit umsetzen zu können. Mangels Verbindlichkeit kann dieses Steuerungsdefizit auch nicht durch Prozesse in Klimawandelanpassungsregionen, Klima- und Energiemodellregionen oder andere Bottom-up-Regionsbildungen ausgeglichen werden. Dadurch ergibt sich ein weiterer Forschungsbedarf, ob diese „Steuerungslücke“ auf regionaler Ebene umfassende Kompetenzverlagerungen aus der kommunalen Ebene braucht – oder ob die kommunale Raumplanung durch Änderungen im bestehenden Anreiz-Instrumentarium (Förderungen, Vertragsraumordnung) im Sinne einer Regionalplanung wirksamer werden kann.

Neben der bereits erwähnten regionalen Ebene besteht ein zweites Steuerungsdefizit zwischen einzelnen Gebäuden und den gesamten Gemeinden, konkret für gesamte Quartiere (in urbanen Räumen) oder gesamte Siedlungen (im ländlichen Raum; Geier & Dumke, 2021). Für Quartiere, Siedlungen und Regionen ist im Sinne einer klimawandelgerechten

[4] Als Beispiel sei hier der „Smart Block Geblergasse“ in 1170 Wien genannt (Zeininger, 2021). Dieses im besten Sinne der Energieraumplanung komplett transformierte Bestandsquartier ist mittlerweile ein Best-practice-Beispiel, das von Planer_innen und Expert_innen aus ganz Europa besucht wird.

Raumbezug	Wirkungsweise und Raumwirksamkeit (indirekt und direkt raumverändernd)					
Bundesland	Raumordnungs- und Raumplanungsgesetze, Bauordnungen, OIB-Richtlinien	Landesenergiekonzepte (Energie, Zukunft, Mobilität, Klimaschutz), Wärmeatlas (Stmk, W, S)	Förderungen: Wohnbau, Sanierungen, Produktion erneuerbarer Energien		Windkraft-Sachprogramme und -konzepte (K, NÖ, OÖ, Stmk), PV Konzepte (K, B), Fernwärme-Anschlusszwang (Stmk)	
Region		Regionale Energiekonzepte, Smart Regions- und Mobilitäts-konzepte, Klima- und Energiemodellregionskonzepte, LEADER-Konzepte				Entwicklung von Regionalentwicklungsmanagements und Interessensverbänden
Stadt, Gemeinde	Örtliche Entwicklungskonzepte, Masterpläne, Stadtentwicklungspläne	Kommunale Energieleitbilder und -konzepte, e5-Gemeinden-Konzepte			Wärmenetzbetrieb, Energiegewinnung, Flächenwidmungspläne, Bebauungspläne	Etablierung von Beratungsstellen, Gebietsbetreuungen (W), Mobilitätszentralen
Quartier, Siedlung, Gebäudeensembles	Energieraumpläne (W)	Energiekonzepte, sanfte Stadterneuerung (W), Energiemosaik-Rasterkarten (Stmk), Wärmeatlas (S)	Verträge, Public-Private Partnerships, Bodenfonds, Steuer- und Einspeiseregelements der Erneuerbare-Energie-Gewinnung	Investorenwettbewerbe, Nutzungsbeiträge	Grundstücksaufschließungen, Baulandumlegungen, städtebauliche Verträge	Sanfte Stadterneuerung (W), ERP-Simulations- und Berechnungstools, Entwicklungsgesellschaften
Einzelne Gebäude		Beratungsangebote für Mieter und Eigentümerinnen		Zertifizierungssysteme		Eigentümerverträge und -beschlüsse
	regulativ (indirekt)	**kommunikativ, bewusstseinsbildend (indirekt)**	**finanzierend (indirekt)**	**marktaktivierend (direkt)**	**standortentwickelnd (direkt)**	**Prozesse steuernd (direkt und/oder indirekt)**

Abb. 7.6 Klimawandelrelevante Steuerungsinstrumente der Raumplanung, nach Raumbezug und Wirkungsweisen. Bundesland-Kürzel: *Stmk* = Steiermark, *W* = Wien, *S* = Salzburg, *K* = Kärnten, *B* = Burgenland. (Quelle: Geier & Dumke, 2021)

Transformation oft niemand „zuständig“. Deshalb besteht – neben dem oben erwähnten Forschungsbedarf zu den Kompetenzen und Wirkungsweisen im Instrumentarium – ein weiterer Forschungsbedarf auch genau darin, was allfällige „Erfolgsgeschichten“ der Energieraumplanung seriell wiederholbar macht. Diese „Serialitätsforschung“ könnte sich in Kooperations- und Geschäftsmodellen für die klimawandelgerechte Transformation und den laufenden wirtschaftlichen Betrieb von Regionen und Siedlungen (d. h. die Versorgung mit Wärme-, Kälte-, Elektrizitäts- und Mobilitätsdienstleistungen) manifestieren (Abschn. 7.2.2, insbesondere zum zu reduzierenden „Preis“ je Klimawandeleffekt).

Kap. 7 zeigt, dass es trotz aller Inkonsistenzen und Schwächen des Ordnungsrahmens und der Planungsinstrumente sowie deren Umsetzung nicht an Steuerungsansätzen fehlt. Was fehlt, ist die deutlich höhere Verbindlichkeit des Instrumentariums und eine breite Basis an Erfolgsgeschichten darüber, wie Raumplanung bereits zum Klimaschutz und zur Klimawandelanpassung beigetragen hat. Im Sinne dieser „Wirksamkeitssteigerung“ nennt Abschn. 7.5 Vorschläge.

7.5 Ausblick auf das zukünftige, klimawandelrelevante Instrumentarium der Raumplanung

Die Planung und Umsetzung dezentraler Energieversorgung wie auch die Aktivierung dezentraler erneuerbarer Energiepotenziale bauen auf kleinräumigen Analysen zum Energiebedarf auf. Damit steigen die Anforderungen an geeignete kleinräumige (z. B. gebäudebezogene) Informationen (Department für Raumplanung, 2013). Raumplanung ist zum Ausarbeiten von Strategien (Ziele, Maßnahmen, Projekte) auf größtmögliche Validität und Genauigkeit in den Informationen zu räumlichen Entwicklungen angewiesen. Durch die Georeferenzierung eines breiten Spektrums an Inhalten (Merkmale zu verschiedenen Objektträgern) aus verschiedenen Registern der amtlichen Verwaltung werden seit ca. 15 Jahren Informationen auf verschiedenen räumlichen Aggregationsniveaus angeboten und zunehmend aktuell gehalten (Giffinger et al., 2006). So bietet etwa die Aufbereitung von Bevölkerungs- und Arbeitsstättendaten über Raster von 500 × 500 m eine relative präzise Darstellung von Dichteinformationen. Damit kann jede Stelle des Territoriums von Österreich in seinen Dichteeigenschaften gekennzeichnet werden. Darauf aufbauend lassen sich aus topologischen Bezügen die Nachbarzellen zu größeren räumlichen Aggregaten zusammenfassen, sodass daraus die Agglomerationsräume in Österreich eindeutig abgebildet werden können, die in vielen Fällen schon weit über die Grenzen der Kernstadt hinausreichen (ÖROK, 2009). In einem weiteren Schritt konnten über dominante Pendlerverflechtungen zwischen diesen Agglomerationsräumen und den daran angrenzenden Gemeinden sogenannte Verflechtungsräume (Pendlerregionen) identifiziert werden (Giffinger et al., 2006; ÖROK, 2009; Wonka & Laburda, 2010).

Wichtigste Informationsquelle zur Bestimmung des Bedarfs ist dabei gemäß GWR-Gesetz (Bundesgesetz über das Gebäude- und Wohnungsregister) das von der Bundesanstalt für Statistik Österreich (Statistik Austria) zu führende „Adress-, Gebäude- und Wohnungsregister (AGWR II)“. In dieser bundesweiten Datenbank werden eine Vielzahl verschiedener gebäudebezogener Daten in einheitlicher und strukturierter Form mit Merkmalen wie Gebäudealter, Nutzfläche und Geschoßanzahl sowie die Art der Beheizung und der Warmwasseraufbereitung erfasst. Analysen und Aussagen zum Energiebedarf lassen sich aber nur über allgemeine Annahmen zu wichtigen Parametern des gebäudebezogenen Energiebedarfs machen, weil Informationen zum thermischen (Sanierungs-)Zustand, Heizsystemen oder Energieträgern fehlen (Giffinger et al., 2017). Informationen zu einzelnen Gebäudetypen, die über die Energieausweisdatenbank (EADB; Statistik Austria, 2014) zur Verfügung stehen (gem. Energie-Ausweis-Vorlage-Gesetz [EAVG]), lassen sich aufgrund dieser fehlenden Angaben in räumlichen Statistiken kaum ersetzen, da der Sanierungszustand je nach Gebäudealter eine hohe Variation im Energiebedarf bedeutet. Der Energiebedarf von Siedlungsteilen oder Quartieren sowie für ganze Siedlungseinheiten (Gemeinden, Städte oder Regionen) lässt sich daher nur über Durchschnittsannahmen zu zentralen Einflussfaktoren machen, wie dies z. B. beim Energiemosaik Österreich (Abart-Heriszt et al., 2019) gemacht wurde.

Daten zur Energieinfrastruktur (in Form von Leitungskatastern) und deren Auslastung bestehen auf Gemeindeebene in unterschiedlicher Qualität und Aktualität. Die Topologie der Netzstrukturen zu verschiedenen Energieträgern ist damit zwar überwiegend bekannt, vorhandene Netz-, Verbrauchs- und Produktionsdaten werden für öffentliche Planungen allerdings von Energieversorgungsunternehmen nicht oder nicht ausreichend zur Verfügung gestellt. Die Zusammenschau dieser netzbezogenen Informationen wäre aufgrund der zunehmenden Bedeutung von lokal vorhandenen Energiepotenzialen, ihrer Bereitstellung und Nutzung in dezentraler Form auf Quartiersebene eine Voraussetzung, um das lokale Energieangebot und die lokale Nachfrage aufeinander abzustimmen (Beestermöller, 2017) und um die Versorgungssicherheit zu verbessern.

Angesichts sich ändernder Strukturen im Energiebedarf (E-Mobilität, Heizen/Kühlen von Gebäuden) und auch in der Energiebereitstellung (Dezentralisierung, verschiedene erneuerbare Energiequellen) sind Studien erforderlich, die präziser als bisher hinausarbeiten, wie Energiewende und Versorgungssicherheit gewährleistet werden kann. Zugang zu und Verwendung von gebäude- und gebietsbezogenen Daten zum Energieverbrauch/-bedarf sind dabei eine unerlässliche Voraussetzung. Bislang entwickelte Ansätze zur

Bedarfsermittlung und Modellierungen des zukünftigen Energiebedarfs könnten damit deutlich präzisiert werden (Abart-Heriszt et al., 2019; 2013; Giffinger et al., 2017).

Ziele der klimarelevanten Raumplanung (Abschn. 6.6.1) werden effektiver erreicht, wenn ihre Instrumente weiter ausgebaut und verbesserte Informationsgrundlagen bereitgestellt werden. Beispiele solcher erst vereinzelt, aber bei Weitem noch nicht flächendeckend vorhandenen instrumentellen Ansätze sind:

- Methodisch einheitliche Energieraumpläne (sowohl auf Bundesebene, aber auch auf Ebene der Bundesländer, Regionen und Gemeinden), die Eignungs- und Ausschlusszonen für ALLE erneuerbaren Energieträger beinhalten. Vorbild: Schweizer Energierichtpläne (Baudirektion Kanton Zürich, 2019), Landesentwicklungsplan Burgenland (Amt der Burgenländischen Landesregierung, 2012) und ARE Raumentwicklung und Raumplanung (2020); Abschn. 1.6.2.
- Österreichweite Karten, die für die Dimensionen Wärme- und Elektrizitätsbedarf, aber auch für die Energiebedarfe für Mobilität aktuelle und vollständige Gebäude- und Raumdaten enthalten. Vorbild: Sachbereichskonzept Energie Steiermark (Abart-Heriszt & Stöglehner, 2019) sowie Energie- und Klimakonzept Niederösterreich und Energieraumplanung Oberösterreich (Projekt des Instituts für Raumplanung, Umweltplanung und Bodenordnung an der BOKU Wien).
- Österreichweite Karten, die Eignungszonen für Nachverdichtung im Gebäudebestand und für Angebotsverbesserungen des Angebotes öffentlicher Verkehrsmittel und der aktiven Mobilität darstellen. Vorbild: Webgis-Inhalte des Projektes ENUR (Department für Raumplanung, 2013), Energiemosaik Österreich (Abart-Heriszt et al., 2019).
- Raumbezogene Governance-Analysen, durch welche methodisch fundiert Herausforderungen in Steuerungs- und Koordinationsprozessen identifiziert und systematisch Empfehlungen zur Verbesserung dieser Prozesse entwickelt werden können (Essig et al., 2017). Nicht zuletzt ist es das „richtige" Zusammenspiel zwischen Akteur_innen, Akteur_innenkonstellationen, institutionellem und strukturellem Kontext, welches über die Wirksamkeit von Steuerung und Koordination entscheidet.
- Sozialraumanalysen, welche Orte aus der Perspektive der Akteur_innen und aus dem Wechselverhältnis zwischen sozialen und baulich-physischen Strukturen betrachten, leisten einen Beitrag dazu, Zielgruppen/Nutzer_innen, deren Ressourcen, Handlungen und Wahrnehmungen von räumlichen Strukturen an unterschiedlichen Orten herauszuarbeiten (zur Wahl geeigneter Partizipationsverfahren nach Aufgabenstellung siehe ÖGUT, 2022). Dies ermöglicht einen sozial differenzierten Blick in Steuerungs- und Koordinationsmaßnahmen.
- Quartiersbezogene Steuerung, welche auf relevanten Informationen zu Gebäuden, Nutzungen, Erhaltungszustand, etc. aufbaut und Entscheidungshilfen zur optimierten Sanierung und Verwendung dezentraler erneuerbarer Energiequellen bietet (Giffinger et al., 2017).

Literatur

Abart, L., Stöglehner, G., 2017. Das Sachbereichskonzept Energie – Ein Beitrag zum Örtlichen Entwicklungskonzept. Land Steiermark.

Abart-Heriszt, L.-, Erker, S., Reichel, S., Schöndorfer, H., Weinke, E., Lang, S., 2019. Energiemosaik Austria.

Abart-Heriszt, L., Stöglehner, G., 2019. Das Sachbereichskonzept Energie – Ein Beitrag zum Örtlichen Entwicklungskonzept, Leitfaden, Version 2.0. Land Steiermark.

Agora Verkehrswende, 2022. Umparken – den öffentlichen Raum gerechter verteilen; Zahlen und Fakten zum Parkraummanagement. Agora Verkehrswende, http://www.agora-verkehrswende.de.

Agora Verkehrswende, 2021. Vier Jahre für die Fairkehrswende Empfehlungen für eine Regierungs-Charta mit Kurs auf Klimaneutralität und soziale Gerechtigkeit im Verkehr in der 20. Legislaturperiode (2021–2025). Agora Verkehrswende, http://www.agora-verkehrswende.de.

Aichinger, W., Klein-Hitpaß, A., 2020. Parkraummanagement – Schlüssel zur urbanen Verkehrswende. PlanerIN 4, 20–22. https://www.agora-verkehrswende.de/blog/parkraummanagement-zeit-fuer-ein-update/

Allekotte, M., Althaus, H.-J., Bergk, F., Biemann, K., Knörr, W., Sutter, D., 2020. Umweltfreundlich mobil! Ein ökologischer Verkehrsartenvergleich für den Personen- und Güterverkehr in Deutschland. Umweltbundesamt, Berlin.

Altes, W.K.K., 2009. Taxing land for urban containment: Reflections on a Dutch debate. Land Use Policy 26, 233–241. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2008.01.006

Amt der Burgenländischen Landesregierung (Ed.), 2012. Landesentwicklungsprogramm Burgenland – LEP 2011.

APCC, 2014. Österreichischer Sachstandsbericht *Klimawandel* 2014 (AAR14). Austrian Panel on Climate Change (APCC), Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien, Österreich, 1096 Seiten. ISBN 978-3-7001-7699-2

ARE Raumentwicklung und Raumplanung, 2020. Konzept Windenergie [WWW Document]. https://www.are.admin.ch/are/de/home/raumentwicklung-und-raumplanung/strategie-und-planung/konzepte-und-sachplaene/konzepte/konzept-windenergie.html

Bakker, S., Zuidgeest, M., De Coninck, H., Huizenga, C., 2014. Transport, Development and Climate Change Mitigation: Towards an Integrated Approach. Transport Reviews 34, 335–355.

Banister, D., 2018. Inequality in Transport. Alexandrine Press. https://www.researchgate.net/publication/329656405_Inequality_in_Transport

Baudirektion Kanton Zürich, 2019. Kantonale Energieplanung. https://www.zh.ch/de/umwelt-tiere/energie/energieplanung.html

Bauer, H., 2020. Bodenpolitik neu ausrichten – aber wie?, in: Dillinger, T., Getzner, M., Kanonier, A., Zech, S. (Eds.), 50 Jahre Raumplanung an Der TU Wien – Studieren, Lehren, Forschen. NWV Verlag, Wien; Wien, pp. 560–585.

Bauer, U., Gerwinat, S., Huber, O., Scheiner, J., Schimor, K., Stein, T., 2022. Wechselwirkungen zwischen Wohnstandortwahl und Alltagsmobilität. Wissenschaftliche Grundlagen und kommunale Praxis. Arbeitspapier im Rahmen des STAWAL-Projekts. Working Paper 01, Sonderveröffentlichung. Deutsches Institut für Urbanistik – Difu, Berlin.

Baumol, W.J., 1922–2017 (viaf)108139227, Bawa, V.S., Oates, W.E., 1975. The theory of environmental policy : externalities, public outlays, and the quality of life. Englewood Cliffs (N.J.) : Prentice-Hall.

Beckmann, K.J.; T.-L., Jörg; Preuß, Thomas; Gies, Jürgen, 2011. Leitkonzept – Stadt und Region der kurzen Wege. Gutachten im Kontext der Biodiversitätsstrategie., Texte; 48/2011. Deutschland.

Beestermöller, R., 2017. Die Energienachfrage privater Haushalte und ihre Bedeutung für den Klimaschutz-Volkswirtschaftliche Analysen zur deutschen und europäischen Klimapolitik mit einem technologiefundierten Allgemeinen Gleichgewichtsmodell (Dissertation). Universität Stuttgart, Stuttgart.

BMLFUW, 2002. Die österreichische Strategie zur Nachhaltigen Entwicklung. Bundesregierung, Wien.

BMLRT, 2019. Bodenverbrauch in Österreich – Rückläufiger Trend seit 2010 [WWW Document]. https://info.bmlrt.gv.at/themen/regionen-raumentwicklung/raumentwicklung/bodenverbrauch.html

BMNT, BMVIT, 2018. #mission2030 – Die Österreichische Klima- und Energiestrategie. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie, Wien.

Bovet, J., Bizer, K., Henger, R., Ostertag, K., Siedentop, S., 2013. Handelbare Flächenzertifikate – vom akademischen Diskurs über einen Modellversuch in die Planungspraxis? Raumforschung und Raumordnung 71, 497–507. https://doi.org/10.1007/s13147-013-0255-6

Bröthaler, J., Getzner, M., 2017. Evaluierungsrahmen zum Finanzausgleich und Einschätzungen zum FAG 2017, in: Bauer, H., Biwald, P., Mitterer, K., Thöni, E. (Eds.), Finanzausgleich 2017 – Ein Handbuch. NWV Verlag, Wien, pp. 387–414.

Bröthaler, J., Getzner, M., Pitlik, H., Schratzenstaller-Altzinger, M., Biwald, P., Bauer, H., Schuh, U., Strohner, L., 2011. Grundlegende Reform des Finanzausgleichs. Reformoptionen und Reformstrategien (Endbericht). Bundesministerium für Finanzen, Wien.

Bruns, F., Abegg, C., Erismann, B., Fumasoli, T., Pahud-Schiesser, N., EBP Schweiz AG, 2020. Verkehr der Zukunft 2060: Langfristige Wechselwirkungen Verkehr – Raum (No. 1673). Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation, Bundesamt für Strassen, Bern.

Cheshire, P., Sheppard, S., 2005. The Introduction of Price Signals into Land Use Planning Decision-making: A Proposal. Urban Studies 42, 647–663. https://doi.org/10.1080/00420980500060210

Crozet, Y., 2020. Cars and Space Consumption; Rethinking the Regulation of Urban Mobility; Discussion Paper, Roundtable. OECD Publishing, Paris.

Danninger, O., Luksch, T., André, D., 2022. Dekarbonisierung der Mobilität. Mit welchen Hebeln Europa die Lücken der Klimazielerreichung verringern kann. (No. 01–2022), point of view. Accilium.

Davy, B., 2009. Flächenhaushalt reconsidered: alternatives to the German Federal30 hectares goal, in: van der Valk, A., Dijk, T. (Eds.), Regional Planning for Open Space. Routledge, London, pp. 279–284.

de Hartog, J.J., Boogaard Hanna, Nijland Hans, Hoek Gerard, 2010. Do the Health Benefits of Cycling Outweigh the Risks? Environmental Health Perspectives 118, 1109–1116. https://doi.org/10.1289/ehp.0901747

Department für Raumplanung, 2013. ENUR – Energie im urbanen Raum [WWW Document]. ENUR – Energie im urbanen Raum. http://enur.project.tuwien.ac.at/index.php/webgis.html

Dumke, H., 2018. Erneuerbare Energien für Regionen – Flächenbedarfe und Flächenkonkurrenzen (Dissertation). Technische Universität Wien, Wien.

EC, 2021. European Green Deal: Commission proposes transformation of EU economy and society to meet climate ambitions [WWW Document]. European Commission, Press Corner. https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/IP_21_3541

EC, 2013. Grüne Infrastruktur (GI) – Aufwertung des europäischen Naturkapitals. Europäische Kommission, Brüssel.

EC, van Essen, H., van Wijngaarden, L., Schroten, A., Sutter, D., Bieler, C., Maffii, S., Brambilla, M., Fiorello, D., Fermi, F., Parolin, R., 2020. Handbook on the external costs of transport, version 2019.1. European Commission, Directorate-General for Mobility and Transport. https://doi.org/10.2832/27212

Essig, S., Mollay, U., Schremmer, C., Madner, V., Mayr, S., Kretz, S., Parapatics, K., Hamedinger, A., Raho, S., Lutz, M., 2017. Smart-City-Governance Prozesse in kleinen und mittleren Städten. Berichte aus Energie- und Umweltforschung 142.

ETH Zürich, 2019. Anergy Grid [WWW Document]. https://ethz.ch/en/the-eth-zurich/sustainability/campus/environment/energy/anergy-grid.html (accessed 10.16.19).

EU 842, 2018. Regulation (EU) 2018/842 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 on binding annual greenhouse gas emission reductions by Member States from 2021 to 2030 contributing to climate action to meet commitments under the Paris Agreement and amending Regulation.

Fassmann, H., 2018. Stadt- und Raumentwicklung Österreich, in: Handwörterbuch Der Stadt- Und Raumentwicklung. ARL – Akademie für Raumentwicklung in der Leibniz-Gemeinschaft, Hannover.

Ferreira, A., 2020. Reconsidering the merit of market-oriented planning innovations: Critical insights on Transferable Development Rights from Coimbra, Portugal. Land Use Policy 99, 104977. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104977

Fischer, T., Puhr, G., 2020. Gesunde Stadt und Grüne Infrastruktur, in: Stöglehner, G. (Ed.), Grundlagen Der Raumplanung 2. Strategien, Schwerpunkte, Konzepte. facultas Universitätsverlag, Wien, pp. 269–299.

Fleischhauer, M., Overbeck, G., Janssen, G., Kufeld, W., 2013. Raumplanung und Klimaschutz – ein Überblick, in: Birkmann, J., Vollmer, M., Schanze, J. (Eds.), Raumentwicklung im Klimawandel. Herausforderungen für die räumliche Planung. ARL, Hannover.

Fokaides, P.A., Kylili, A., Nicolaou, L., Ioannou, B., 2016. The effect of soil sealing on the urban heat island phenomenon. Indoor and Built Environment 25, 1136–1147. https://doi.org/10.1177/1420326X16644495

Frey, K., Burger, A., Dziekan, K., Bunge, C., Lünenbürger, B., 2020. Transforming the transport sector for Everyone; How to achieve more socially just and environmentally friendly mobility, Umweltbundesamt: Position. Dessau-Roßlau.

Friedl, B., Getzner, M., 2003. Determinants of CO2 emissions in a small open economy. Ecological Economics 45, 133–148. https://doi.org/10.1016/S0921-8009(03)00008-9

Friedrich, M., 2020. Instrumente und Maßnahmen für eine Verkehrswende – Was bringt wieviel für die Klimaziele? svt Straßenverkehrstechnik 64, 819–831.

FSV, 2021. Ökosoziale Steuerreform als Schlüsselmaßnahme für den Verkehrssektor, Berichte aus der Österreichischen Monitoring-Gruppe Klimaübereinkommen und Verkehr (No. 1), FSV-Berichte. Österreichische Forschungsgesellschaft Straße – Schiene – Verkehr (FSV), Wien.

Gallmeyer, C., 2020. Vancouver empty home tax: An analysis of taxation as a solution to a housing crunch. Pittsburgh Tax Review 18. https://doi.org/10.5195/taxreview.2020.124

Geier, S., Dumke, H., 2021. Energieraumplanung: Das österreichische Instrumentarium im IST und SOLL, in: Giffinger, R., Berger, K., Weninger, K., Zech, S. (Eds.), Energieraumplanung – Ein Zentraler Faktor Zum Gelingen Der Energiewende. Technische Universität, Wien, pp. 38–47.

Getzner, M., 2017. Innovative vertragliche Instrumente der Stadtentwicklungs- und Wohnpolitik aus ökonomischer Sicht, in: Suitner, J., Giffinger, R., Plank, L. (Eds.), Jahrbuch Raumplanung 2017. NWV Verlag, Wien, pp. 83–95.

Getzner, M., 2009. Determinants of (de-) materialization of an industrialized small open economy". International Journal of Ecological Economics and Statistics 14, 3–13.

Getzner, M., Kadi, J., 2020. Determinants of land consumption in Austria and the effects of spatial planning regulations. European Planning Studies 28, 1095–1117. https://doi.org/10.1080/09654313.2019.1604634

Giffinger, R., Kalasek, R., Wonka, E., 2006. Ein neuer Ansatz zur Abgrenzung von Stadtregionen; methodische Grundlagen und Perspektiven zur Anwendung, in: Schrenk, M. (Ed.), CORP 2006 & Geomultimedia06. Presented at the Sustainable Soulutions for the Information Society – 11th International Conference on Urban Planning and Spatial Development for the Information Society, Wien.

Giffinger, R., Latzer, D., Ecker, M., Getzner, M., Janke, J., Böhm, M., Madner, V., Grob, L.-M., Pont, U., Mahdavi, A., Schaffer, H., Plha, S., Eibl, T., Hager, W., Utri, G., Naveau, N., Holzkorn, P., Berger, G., 2017. E_profil: Quartiersprofile für optimierte energietechnische Transformationsprozesse. BMVIT, Berichte aus Energie- und Umweltforschung 9.

Grossauer, F., 2019. 1. überörtliche Raumplanung, in: Manhart, V., Stöglehner, G. (Eds.), Grundlagen Der Raumplanung 1. Theorien, Methoden, Instrumente. facultas Universitätsverlag, Wien.

Grossauer, F., Manhart, V., 2019. 2. örtliche Raumplanung, in: Stöglehner, G. (Ed.), Grundlagen Der Raumplanung 1. Theorien, Methoden, Instrumente. facultas Universitätsverlag, Wien.

Gruber, M., Kanonier, A., Pohn-Weidinger, S., Schindelegger, A., 2018. Raumordnung in Österreich und Bezüge zur Raumentwicklung und Regionalpolitik, Schriftenreihe / Österreichische Raumordnungskonferenz. Österreichische Raumordnungskonferenz (ÖROK), Wien.

Gutsche, J.-M., 2005. Begünstigt das kommunale Finanzsystem eine verkehrsaufwändige Siedlungsentwicklung der Stadtregionen? Raumforschung und Raumordnung 63, 142–153. https://doi.org/10.1007/BF03183089

Hamburger Verkehrsverbund, 2022. Mobilität A-Z: Umstieg auf ÖPNV, Umstieg auf ÖPNV; Push- und Pull-Maßnahmen im Verkehrsbereich [WWW Document]. hvv Schulprojekte. https://www.hvv-schulprojekte.de/unterrichtsmaterialien/umstieg-opnv/

Henger, R., Bizer, K., 2010. Tradable planning permits for land-use control in Germany. Land Use Policy 27, 843–852. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.11.003

Hilpert, T., 1984. LeCorbusiers „Charta von Athen" – Texte und Dokumente, 2nd ed. Vieweg 1988.

Holec, J., Feranec, J., Šťastný, P., Szatmári, D., Kopecká, M., Garaj, M., 2020. Evolution and assessment of urban heat island between the years 1998 and 2016: case study of the cities Bratislava and Trnava in western Slovakia. Theoretical and Applied Climatology 141, 979–997. https://doi.org/10.1007/s00704-020-03197-1

Holz-Rau, C., Scheiner, J., 2019. Land-use and transport planning – A field of complex cause-impact relationships. Thoughts on transport growth, greenhouse gas emissions and the built environment. Transport Policy 74, 127–137. https://doi.org/10.1016/j.tranpol.2018.12.004

Howard, E., 1898. Garden cities of to-morrow, edited by Osborn F.J. (1965). ed. MIT-Press pbk. ed., Cambridge, Mass.: MIT Press.

Hoymann, J., Goetzke, R., 2018. Flächenmanagement, in: ARL – Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Ed.), Handwörterbuch Der Stadt- Und Raumentwicklung. Akademie für Raumforschung und Landesplanung, Hannover, pp. 675–686.

INFAS, 2021. Mobilität und Corona: Wie verändert sich der Alltagsverkehr? [WWW Document]. https://www.infas.de/neuigkeit/mobilitaet-und-corona-wie-veraendert-sich-der-alltagsverkehr/

ITS Austria, 2019. Maas made in Austria Langfassung; Nationale Rahmenbedingungen zur Realisierung von Mobility as a Service in Österreich. ITS Austria, Wien.

IVT, E.Z., WWZ, U.B., 2021. MOBIS-COVID 19/37, Ergebnisse am 08/03/2021 (Zweiter Welle) [WWW Document]. ITVmobis. https://ivtmobis.ethz.ch/mobis/covid19/reports/mobis_covid19_report_de_2021-03-08.html

Jabareen, Y., 2006. Sustainable urban forms. Their typologies, models, and concepts. Journal of Planning Education and Research, 26, 38–52. https://doi.org/10.1177/0739456X05285119

Kahlmeier, S., Göttschi, T., Cavill, N., Fernandez, A.C., Brand, C., Rojas Rueda, D., Woodcock, J., Kelly, P., Lieb, C., Oja, P., Foster, C., Rutter, H., Racioppi, F., 2018. Gesundheitsökonomisches Bewertungsinstrument (HEAT) für Gehen und für Radfahren; Methodik und Benutzeranleitung für Bewertungen der Auswirkungen von körperlicher Betätigung, Luftverschmutzung, Verletzungen und Kohlenstoffemissionen.

Kammeier, D., 2009. The Key Role of Transport in Managing Spatial Growth and Change: A Personal Review, 1968–2008, in: Mobiles Leben: Festschrift Für Prof. Dr.-Ing. Dirk Zumkeller. KIT Scientific Publishing.

Kanonier, A., 2020. Wirkungsfähigkeit von baulandmobilisierenden Instrumenten im Raumordnungsrecht : Wirkungsfähigkeit von baulandmobilisierenden Instrumenten im Raumordnungsrecht. Baurechtliche Blätter 23, 119–135. https://doi.org/10.33196/bbl202004011901

Kärkkäinen, L., Lehtonen, H., Helin, J., Lintunen, J., Peltonen-Sainio, P., Regina, K., Uusivuori, J., Packalen, T., 2020. Evaluation of policy instruments for supporting greenhouse gas mitigation efforts in agricultural and urban land use. Land Use Policy 99, 104991. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104991

Kirchengast, G., Kromp-Kolb, H., Steininger, K., Stagl, S., Kirchner, M., Ambach, Ch., Grohs, J., Gutsohn, A., Peisker, J., Strunk, B., 2019. Referenzplan als Grundlage für einen wissenschaftlich fundierten und mit den Pariser Klimazielen in Einklang stehenden Nationalen Energie- und Klimaplan für Österreich (Ref-NEKP), Vision 2050 und Umsetzungspfade: Österreich im Einklang mit den Pariser Klimazielen und der Weg dorthin.

Kirchhoff, P., 2021. Entlastung der Großstadtzentren vom Autoverkehr. Verkehr und Technik 40, 525–531.

Kletzan-Slamanig, D., Köppl, A., 2016. Subventionen und Steuern mit Umweltrelevanz in den Bereichen Energie und Verkehr. WIFO.

Kornas, K., Bornbaum, C., Bushey, C., Rosella, L., 2017. Exploring active transportation investments and associated benefits for municipal budgets: a scoping review. Transport Reviews 37, 465–487.

Kretschmer, F., Neugebauer, G., Kollmann, R., Eder, M., Zach, F., Zottl, A., Narodoslawsky, M., Stoeglehner, G., Ertl, T., 2015. Resource recovery from wastewater in Austria: wastewater treatment plants as regional energy cells. Journal of Water Reuse and Desalination 6, 421–429. https://doi.org/10.2166/wrd.2015.119

Kühne, B., 2020. Verkehr sozial und gerecht gestalten. fairkehr 4/2020, 20–23.

Kuttler, T., Moraglio, M. (Eds.), 2020. Re-thinking Mobility Poverty, Understanding Users Geographies, Backgrounds and Apitudes, 1st ed. Routledge, Londin.

LGBl W 11/1930, 2014. Wiener Stadtentwicklungs-, Stadtplanungs- und Baugesetzbuch (Bauordnung für Wien – BO für Wien), LGBl.

Lichtenwoehrer, P., Erker, S., Zach, F., Stoeglehner, G., 2019. Future compatibility of district heating in urban areas – A case study analysis in the context of integrated spatial and energy planning. Energy, Sustainability and Society 9, 12. https://doi.org/10.1186/s13705-019-0192-5

Lorenz, P., 2021. Die Städte brauchen eine neue Widmungspolitik; Teures Wohnen, totaler Bodenfraß, hässliche Vorstädte, sterbende Bezirkszentren, verpasste Klimaziele – radikales Umdenken ist angesagt. Wiener Zeitung Nr. 028, 21.

MA 18, 2014. Stadtentwicklungsplan Wien 2015 – STEP 2025.

MA 20, 2019. Fachkonzept Energieraumplanung Wien.

Marquard, E., Bartke, S., Gifreu I, Font, J., Humer, A., Jonkman, A., Jürgenson, E., Marot, N., Poelmans, L., Repe, B., Rybski, R., Schröter-Schlaack, C., Sobocká, J., Tophøj Sørensen, M., Vejchodská, E., Yiannakou, A., Bovet, J., 2020. Land Consumption and Land Take: Enhancing Conceptual Clarity for Evaluating Spatial Governance in the EU Context. Sustainability 12, 8269. https://doi.org/10.3390/su12198269

Märzinger, T., Österreicher, D., 2019. Supporting the Smart Readiness Indicator – A Methodology to Integrate A Quantitative Assessment of the Load Shifting Potential of Smart Buildings. Energies 12. https://doi.org/10.3390/en12101955

OECD/ITF, 2018a. Transport CO2 and the Paris Climate Agreement; Reviewing the Impact of Nationally Determined Contributions. OECD Publishing, Paris.

OECD/ITF, 2018b. How transport CO2 reduction pledges fall short. OECD Publishing, Paris.

ÖGUT, 2022. partizipation.at [WWW Document]. Partizipation. https://partizipation.at/ (accessed 12.17.21).

ÖROK, 2021. Österreichisches Raumentwicklungskonzept ÖREK 2030 kompakt, Raum für Wandel, Beschluss der Österreichischen Raumordnungskonferenz (ÖROK) 20. Oktober 2021.

ÖROK, 2019. Fachempfehlungen zur Stärkung der Orts- und Stadtkerne in Österreich. ÖROK, Wien.

ÖROK, 2018. Bodenversiegelung in Österreich. ÖROK, Wien.

ÖROK, 2017a. „Flächensparen, Flächenmanagement & aktive Bodenpolitik“ Ausgangslage, Empfehlungen & Beispiele (No. 56), ÖROK-Empfehlung. ÖROK, Wien.

ÖROK, 2017b. ÖROK Empfehlungen 56 „Flächensparen, Flächenmanagement & aktive Bodenpolitik“.

ÖROK, 2017c. ÖROK-Empfehlung Nr. 55: „Für eine Stadtregionspolitik in Österreich“ Ausgangslage, Empfehlungen & Beispiele. ÖROK, Wien.

ÖROK, 2014. Beiträge der Raumordnung zur Unterstützung „leistbaren Wohnens“ (No. Nr. 191), Schriftreihe. ÖROK, Wien.

ÖROK, 2011. ÖROK-Regionalprognosen 2010–2030: Bevölkerung, Erwerbspersonen und Haushalte.

ÖROK, 2009. Szenarien der Raumentwicklung Österreichs 2030 – Regionale Herausforderungen & Handlungsstrategien.

Ortner, M., 2021. Bodenverbrauch: Österreich baut sich zu. Wiener Zeitung Nr 027, 6.

Österreicher, D., 2020. Energy in the Built Environment. A Systemic Approach to the Sustainable Use of Energy and Resources in Buildings, Districts and Cities (Habilitation). Universität für Bodenkultur Wien, Wien.

Pillei, M., 2019. 4. Aufgaben und Funktionsweise der Raumplanung, in: Grundlagen Der Raumordnung 1. Theorien, Methoden, Instumente. facultas Universitätsverlag, Wien.

Pischinger, R., Hausberger, S., Meinhart, J., Sammer, G., Thaller, O., Schneider, F., Stiglbauer, A.M., 1998. Volkswirtschaftliche Kosten-Wirksamkeitsanalyse von Maßnahmen zur Reduktion der CO2-Emissionen des Verkehrs in Österreich (No. 72), VKM-THD Mitteilungen. TU Graz, Graz.

Prokop, G., 2020. UBA im Rahmen der Konferenz der „ Initiative Gemeinsam für unseren Boden.

Quaschnig, V., 2016. Sektorkopplung durch die Energiewende Anforderungen an den Ausbau erneuerbarer Energien zum Erreichen der Pariser Klimaschutzziele unter Berücksichtigung der Sektorkopplung. Hochschule für Technik und Wirtschaft HTW Berlin, Berlin.

Ramani, A., Bloom, N., 2021. The Donut Effect of Covid-19 on Cities. NBER working paper 28876, 40. https://doi.org/10.3386/w28876 https://www.nber.org/papers/w28876

Rifkin, J., 2019. Der globale Green New Deal. Campus, Frankfurt, New Youk.

Rittler, C., 2011. Kordonerhebung Wien in den Jahren 2008 bis 2010. Planungsgemeinschaft Ost, Wien.

Salzburger Institut für Raumordnung und Wohnen, 2018. Wärmeatlas „heatswap_salzburg.“

Sammer, G., 2020. Die Kluft zwischen den Klimazielen und den strategischen Mobilitätskonzepten (Editorial). svt Straßenverkehrstechnik 64, 807.

Sammer, G., Snizek, S., 2021. Ökosoziale Reform der Steuern, Gebühren und staatlichen Ausgaben für den Verkehrs- und Mobilitätssektor in Österreich. FSV-Schriftreihe 23.

Schad, H., Wegelin, P., Mahrer, M., Marconi, D., Pfund, S., Lutzenberger, M., 2020. Einflussfaktoren auf Alltagsmobilität und nicht-alltägliche Mobilität. Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation, Bundesamt für Straßen.

Scheiner, J., Kasper, B., 2003. Lifestyles, choice of housing location and daily mobility: the lifestyle approach in the context of spatial mobility and planning. International Social Science Journal 55, 319–332. https://doi.org/10.1111/1468-2451.5502011

Schiller, P.L., Kenworthy, J.R., 2017. An introduction to sustainable transportation: Policy, planning and implementation. Routledge.

Schindegger, F., 2020. Raumplanung neu denken, in: Dillinger, T., Getzner, M., Kanonier, A., Zech, S. (Eds.), 50 Jahre Raumplanung an Der TU Wien – Studieren, Lehren, Forschen. NWV Verlag, Wien, pp. 386–395.

Schleicher, S., Köppl, A., Sommer, M., Lienin, S., Trebersprung, M., Österreicher, D., Grünner, R., Lang, R., Mühlberger, M., Steininger, K.W., Hofer, C., 2018. Welche Zukunft für Energie und Klima? Folgenabschätzung für Energie- und Klimastrategien – Zusammenfassende Projektaussagen (No. 61014), WIFO Studies. WIFO, Wien.

Segú, M., 2020. The impact of taxing vacancy on housing markets: Evidence from France. Journal of Public Economics 185, 104079. https://doi.org/10.1016/j.jpubeco.2019.104079

Siddi, M., 2020. The European Green Deal: Assessing its current state and future implementation.

Skougaard Kaspersen, P., Høegh Ravn, N., Arnbjerg-Nielsen, K., Madsen, H., Drews, M., 2017. Comparison of the impacts of urban development and climate change on exposing European cities to pluvial flooding. Hydrology and Earth System Sciences 21, 4131–4147. https://doi.org/10.5194/hess-21-4131-2017

Standen, C., 2018. The value of slow travel: An econometric method for valuing the user benefits of active transport infrastructure. Institute of Transport and Logistics Studies. The University of Sydney Business School, Sydney.

Statistik Austria, 2019. Wie geht's Österreich – Indikatoren und Analysen, 4 Umwelt. Statistik Austria.

Statistik Austria, 2014. Energieausweisdatenbank. https://www.statistik.at/datenbanken/adress-gebaeude-und-wohnungsregister/energieausweisdatenbank-eadb

Steinberger, J.K., Krausmann, F., Getzner, M., Schandl, H., West, J., 2013. Development and Dematerialization: An International Study. PLOS ONE 8, e70385. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0070385

Steininger, K., Bednar-Friedl, B., Knittel, N., Kirchengast, G., Nabernegg, S., Williges, K., Mestel, R., Hutter, H.-P., Kenner, L., 2020. Klimapolitik in Österreich: Innovationschance Coronakrise und die Kosten des Nicht-Handelns, Wegener Center Research Briefs. Graz.

Stieninger Hurtado, P., 2018. From Sustainable Cities to Sustainable People – Making Behaviour Change towards Sustainability a Priority in Urban Planning Processes. Presented at the REAL CORP 2018 – Expanding Cities – Diminishing Space. Are „Smart Cities“ the solution or part of the problem of continuous urbanisation around the globe? Proceedings of 23rd International Conference on Urban Planning, Regional Development and Information, CORP – Competence Center of Urban and Regional Planning, pp. 583–588.

Stoeglehner, G., Abart-Heriszt, L., 2022. Integrated spatial and energy planning in Styria – A role model for local and regional energy transition and climate protection policies. Renewable and Sustainable

Energy Reviews 165, 112587. https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.112587

Stoeglehner, G., Neugebauer, G., Erker, S., Narodoslawsky, M., 2016. Integrated spatial and energy planning: supporting climate protection and the energy turn with means of spatial planning, SpringerBriefs in applied sciences and technology. Springer International Publishing, Cham.

Stoeglehner, G., Baaske, W., Mitter, H., Niemetz, N., Kettl, K.-H., Weiss, M., Lancaster, B., Neugebauer, G., 2014a. Sustainability appraisal of residential energy demand and supply – a life cycle approach including heating, electricity, embodied energy and mobility. Energy, Sustainability and Society 4, 363. https://doi.org/10.1186/s13705-014-0024-6

Stöglehner, G., Manhart, V., 2020. Innenentwicklung, in: Grundlagen Der Raumplanung 2 – Strategien, Themen, Konzepte. Facultas Universitätsverlag, Wien, pp. 71–101.

Stöglehner, G., Mitter, H., Weiss, M., Neugebauer, G., Narodoslawsky, M., Niemetz, N., Kettl, K.-H., Baaske, W., Lancaster, B., 2011a. ELAS – Energetische Langzeitanalyse von Siedlungsstrukturen, Projekt gefördert aus Mitteln des Klima- und Energiefonds, der Länder Oberösterreich und Niederösterreich sowie der Stadt Freistadt (Endbericht Klima- und Energiefonds). Universität für Bodenkultur, Wien. https://energieforschung.at/projekt/elas-energetische-langzeitanalysen-fuer-siedlungsstrukturen/

Stöglehner, G., Narodoslawsky, M., Steinmüller, H., Steininger, K., Weiss, M., Mitter, H., Neugebauer, G.C., Weber, G., Niemetz, N., Kettl, K.-H., Eder, M., Sandor, N., Pflüglmayer, B., Markl, B., Kollmann, A., Friedl, C., Lindorfer, J., Luger, M., Kulmer, V., 2011b. PlanVision – Visionen für eine energieoptimierte Raumplanung. Projektendbericht (Projektbericht). Gefördert aus Mitteln des Klima- und Energiefonds, Austrian Climate Research Programme, Wien.

Stöglehner, G., Neugebauer, G., Erker, S., 2014b. ÖREK-Partnerschaft Energieraumplanung, Ergebnispapier der Energieraumplanung. ÖROK, Wien.

Thalhammer, W., Stöglehner, G., 2014. Zusammenfassung, ÖREK-Partnerschaft „Energieraumplanung". ÖROK-Schriftreihe 9–10.

Tietenberg, T., Lewis, L., 2018. Environmental and Natural Resource Economics, 11th Edition. ed. Routledge.

Tomschy, R., Herry, M., Sammer, G., Klementschitz, R., Riegler, S., Follmer, R., Gruschwitz, D., Josef, F., Gensasz, S., Kirnbauer, R., Spiegel, T., 2016. Österreich unterwegs 2013/2014. Ergebnisbericht zur österreichweiten Mobilitätserhebung „Österreich unterwegs 2013/2014". im Auftrag von: Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie, Autobahnen- und Schnellstraßen-Finanzierungs-Aktiengesellschaft, Österreichische Bundesbahnen Infrastruktur AG, Amt der Burgenländischen Landesregierung, Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, Amt der Steiermärkischen Landesregierung und Amt der Tiroler Landesregierung. Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie, Wien.

Umweltbundesamt, 2021. Klimaschutzbericht 2021 (No. REP-0776). Umweltbundesamt GmbH, Wien.

Umweltbundesamt, 2020a. Austria's National Inventory Report 2020 – Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol (No. REP-0724). Umweltbundesamt GmbH, Vienna, Austria.

Umweltbundesamt, 2020b. Flächeninanspruchnahme – Entwicklung des jährlichen Bodenverbrauchs in Österreich [WWW Document]. https://www.umweltbundesamt.at/umweltthemen/boden/flaecheninanspruchnahme (accessed 6.22.20).

Umweltbundesamt, 2020c. Klimaschutz im Verkehr: Reformbedarf der fiskalpolitischen Rahmenbedingungen und internationale Beispiele; Teilbericht zum Forschungsvorhaben „Fiskalische Rahmenbedingungen für eine postfossile Mobilität: Konzeptionelle und konkrete Vorschläge zur Weiterentwicklung des Systems von Steuern, Abgaben, Umlagen, Entgelten und Subventionen" (No. 165/2020), Texte. Umweltbundesamt Deutschland, Berlin.

Umweltbundesamt, 2019a. Zwölfter Umweltkontrollbericht – Umweltsituation in Österreich (Report No. REP-0684). Umweltbundesamt GmbH, Vienna, Austria.

Umweltbundesamt, 2019b. Bodenverbrauch in Österreich Status quo Bericht zur Reduktion des Bodenverbrauchs in Österreich. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.

Umweltbundesamt, 2018. Treibhausgas-Bilanz Österreichs 2018. Umweltbundesamt GmbH, Wien

Umweltbundesamt, 2017a. Klimaschutz im Verkehr: Neuer Handlungsbedarf nach dem Pariser Klimaschutzabkommen Teilbericht des Projekts „Klimaschutzbeitrag des Verkehrs 2050" (No. 45/2017), Texte. Umweltbundesamt Deutschland, Berlin.

Umweltbundesamt, 2017b. Klimaschutzbericht 2017. Umweltbundesamt GmbH, Wien.

Umweltbundesamt, 2014. Klimaschutzbericht 2014 (No. REP-0491). Umweltbundesamt GmbH, Wien.

Umweltbundesamt, 2012. Daten zum Verkehr Ausgabe 2012. Umweltbundesamt, Berlin.

UNFCCC, 2015. COP 15-Adoption of the Paris Agreement. FCCC/CP/2015/L.9/Rev.1

van den Berg, C., 2020. The ‚push & pull' to stimulate cycling – A CLD analysis to identify effective policy measures to increase the cycling modal split.

van der Valk, A., 2002. The Dutch planning experience. Landscape and Urban Planning 58, 201–210. https://doi.org/10.1016/S0169-2046(01)00221-3

VCÖ, 2020. Ergebnisse der VCÖ-Befragung „Auswirkung der Covid-19-Pandemie auf das Mobilitätsverhalten [WWW Document]. https://www.vcoe.at/ergebnisse-corona-befragung

Wegener, M., 2004. Chapter 9: Overview of land-use transport models, in: Hensher, D.A., Button, K. (Eds.), Handbook of Transport Geography and Spatial Systems, Vol. 5. Pergamon/Elsevier Science, Kidlington, 127–146. https://www.researchgate.net/publication/228912259_Overview_of_land_use_transport_models

Wieser, R., Schönbäck, W., 2011. Volkswirtschaftliche und raumordnungspolitische Aspekte der Widmungsabgabe nach dem Entwurf zur Novelle zum Tiroler Raumordnungsgesetz. Raumforschung und Raumordnung 69, 269–280. https://doi.org/10.1007/s13147-011-0106-2

Wonka, E., Laburda, E., 2010. Stadtregionen 2001 – Das Konzept. Statistische Nachrichten, 12, 1108–1118.

WWF, 2021. WWF – Bodenreport 2021: Die Verbauung Österreichs; Ursachen, Probleme und Lösungen einer wachsenden Umweltkrise.

Zach, F., Kretschmer, F., Stoeglehner, G., 2019. Integrating Energy Demand and Local Renewable Energy Sources in Smart Urban Development Zones: New Options for Climate-Friendly Resilient Urban Planning. Energies 12. https://doi.org/10.3390/en12193672

Zapata-Diomedi, B., Boulangé, C., Giles-Corti, B., Phelan, K., Washington, S., Veerman, J.L., Gunn, L.D., 2019. Physical activity-related health and economic benefits of building walkable neighbourhoods: a modelled comparison between brownfield and greenfield developments. International Journal of Behavioral Nutrition and Physical Activity 16, 11. https://doi.org/10.1186/s12966-019-0775-8

Zeininger, J., 2021. Smart-Block Geblergasse, Wien, klimaaktiv [WWW Document]. https://www.klimaaktiv.at/bauen-sanieren/staatspreis/Preistr%C3%A4ger-2021/Geblergasse.html (accessed 12.20.22).

Open Access Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.
Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.



Kapitel 8. Landnutzung und Klimawandel im Kontext der Nachhaltigen Entwicklungsziele

Inhaltsverzeichnis

8.1 Einleitung . . . 408

8.2 Die SDGs: eine umfassende, unteilbare Agenda . . . 411
8.2.1 Politik(in)kohärenz und Bewertung der Interaktionen von SDGs . . . 411
8.2.2 Landnutzung, Landmanagement und Klimawandel: Interaktionen der SDGs . . . 412

8.3 Landnutzung und Klimawandel und die Umsetzung der SDGs in Österreich . . . 413
8.3.1 Datenlage und -lücken . . . 414
8.3.2 Beteiligung diverser Akteur_innen an der Umsetzung der Agenda 2030 . . . 416

8.4 Eingangspforten für Transformation . . . 421
8.4.1 Menschliches Wohlergehen und menschliche Befähigung/Verwirklichung . . . 421
8.4.2 Nachhaltige und gerechte Ökonomien . . . 425
8.4.3 Nachhaltige Ernährungssysteme und gesunde Ernährung . . . 428
8.4.4 Dekarbonisierung von Energie mit universalem Zugang . . . 432
8.4.5 Herausforderungen der Entwicklung urbaner und peri-urbaner Räume in Österreich . . . 435
8.4.6 Globale Umwelt-Commons . . . 437

8.5 Hebel zur Transformation . . . 442
8.5.1 Governance . . . 442
8.5.2 Wirtschafts- und Finanzwesen . . . 443
8.5.3 Individuelles und kollektives Handeln . . . 446
8.5.4 Wissenschaft und Technik . . . 448

Literatur . . . 450

Koordinierende Leitautor_innen:
Georg Gratzer[1], Kyoko Shinozaki[2]

Leitautor_innen:
Doris Damyanovic[1], Friedrich Hinterberger[3], Andreas Koch[2], Michael Obrovsky[4], Marianne Penker[1], Thomas Schinko[5], Christian Sturmbauer[6], Karin Weber[1], Matthias Zessner-Spitzenberg[7]

Beitragende Autor_innen:
Thomas Frank[1], Markus Hametner[8], Andreas Melcher[1], Manuela Prieler[9], Joachim Raich[1], Nathalie Spittler[1], Horst Steinmüller[9], Birte Strunk[10], Patricia Urban[8], Elisabeth Worliczek[11], Ottavia Zoboli[7]

Review-Editor_innen:
Jan Habel[2], Kirsten van Elverfeldt[12]

Zitiervorschlag:
Gratzer, G., Shinozaki, K., Damyanovic, D., Hinterberger, F., Koch, A., Obrovsky, M., Penker, M., Schinko, T., Sturmbauer, C., Weber, K., Zessner-Spitzenberg, M. 2024: Kapitel 8 Landnutzung und Klimawandel im Kontext der Nachhaltigen Entwicklungsziele. In: APCC Special Report: Landnutzung und Klimawandel in Österreich (APCC SR Land). [Jandl, R., Tappeiner, U., Foldal, C. B., Erb, K.-H. (Hrsg.)]. Springer Spektrum. Berlin/Heidelberg. S. 407–468.

[1] Universität für Bodenkultur Wien
[2] Paris Lodron Universität Salzburg
[3] Universität für angewandte Kunst Wien
[4] Österreichische Forschungsstiftung für Internationale Entwicklung
[5] Internationales Institut für Angewandte Systemanalyse (IIASA)

© Der/die Autor(en) 2024

R. Jandl et al. (Hrsg.), *APCC Special Report: Landnutzung und Klimawandel in Österreich*,
https://doi.org/10.1007/978-3-662-67864-0_10

6 Universität Graz
7 Technische Universität Wien
8 Wirtschaftsuniversität Wien
9 WIVA P&G – Wasserstoffinitiative Vorzeigeregion Austria Power & Gas
10 New School for Social Research
11 Climate Change Centre Austria
12 Universität Klagenfurt

8.1 Einleitung

Dieses Kapitel präsentiert und bewertet den aktuellen Stand des Wissens zum Thema Landnutzung und Klimawandel im Kontext Österreichs aus dem systemischen Blickwinkel der UN Agenda 2030 für eine Nachhaltige Entwicklung. Dabei wird dem Thema entsprechend auf die Verflechtungen zwischen den lokalen und nationalen Ebenen eingegangen.

Die Menschheit befindet sich in kritischen, vielfältigen und vernetzten Krisen. Integrative und globale Lösungsansätze, wie sie in der Agenda 2030 festgeschrieben sind, haben für diese multiplen Krisen ein hohes Lösungspotenzial.

Der Klimawandel bedroht die Integrität der Biosphäre (IPCC, 2018) und verursacht humanitäre Krisen und Armut (Hallegatte & Rozenberg, 2017). Biodiversitätsverluste haben einerseits Ausmaße eines vom Menschen verursachten sechsten Massensterbens angenommen (Ceballos et al., 2015; IPBES, 2019; siehe Abschn. 1.4) und können Ernteerträge der Land- und Forstwirtschaft reduzieren. Während die Ungleichheit bezüglich des Einkommens zwischen Ländern relativ verringert wurde, hat sie *innerhalb* der Mehrheit der Länder bzw. innerhalb einer Region zugenommen (Hallegatte & Rozenberg, 2017; UNDESA, 2020). Soziale Ungleichheit, z. B. innerhalb von Europa, ist Grundlage für Arbeitsmigration, die für land- und forstwirtschaftliche Produktion, auch in Österreich, unter derzeitigen wirtschaftlichen Rahmenbedingungen eine wichtige Grundlage darstellt.

Landnutzung ist einerseits eng mit diesen Herausforderungen verwoben, andererseits ist Landnutzung ein Verursacher der Klima- und Biodiversitätskrise: Landwirtschaft, Forstwirtschaft und andere Landnutzung tragen global rund zu 23 %, in Österreich zu 9,2 % zu anthropogenen Treibhausgasemissionen bei (2007–2016, IPCC, 2019; Abschn. 2.2.3.2). Landnutzung ist der stärkste Treiber von Biodiversitätsverlusten (IPBES, 2019). Durch Importe von Nahrungsmitteln und Viehfutter hat Österreich Anteil an globalen Biodiversitätsverlusten (Crist et al., 2017) und an sozial prekären Produktionsbedingungen (ITC, 2017). Die Lösung dieser vernetzten Probleme stößt innerhalb der einzelnen Sektoren an ökonomische, administrative und legislative Barrieren. Deren Überwindung ist häufig nur durch Änderung von übergeordneten Systemzusammenhängen möglich, z. B. Eingriff in Marktmechanismen (etwa durch geänderte Steuer- und Fördersysteme, die ökologische und soziale Kosten besser internalisieren), Produktionssysteme und Änderung von Konsumverhalten etc. Es ist daher eine „große Transformation“ nötig (APCC 2023, SYSTEMIQ, 2020; TWI2050, 2018; UN, 2019a; WBGU, 2011; World Economic Forum, 2020). Die Ziele des Europäischen Green Deals (EC, 2019) wie auch des aktuellen österreichischen Regierungsprogramms (BMK, 2020a) sind nur mit einer solchen „großen Transformation“ erreichbar.

Global nimmt sich die Agenda 2030 der Vereinten Nationen (UN, 2015a) dieser Herausforderungen auf umfassende Art und Weise an. Die Agenda 2030 für Nachhaltige Entwicklung definiert einen politischen Raum, innerhalb dessen die UN-Mitgliedsstaaten – auch Österreich – sich verpflichtet haben, entlang der großen Themen Menschen, Planet, Wohlstand, Frieden und Partnerschaft (in roter Schrift der Abb. 8.1), die Beziehungen innerhalb von menschlichen Gesellschaften und zwischen Gesellschaften und Natur fair und nachhaltig zu gestalten. Dieser Raum wird begrenzt durch ein Set von sozialen Zielen, die menschliches Wohlergehen und menschliche Befähigung definieren (linke Seite des äu-

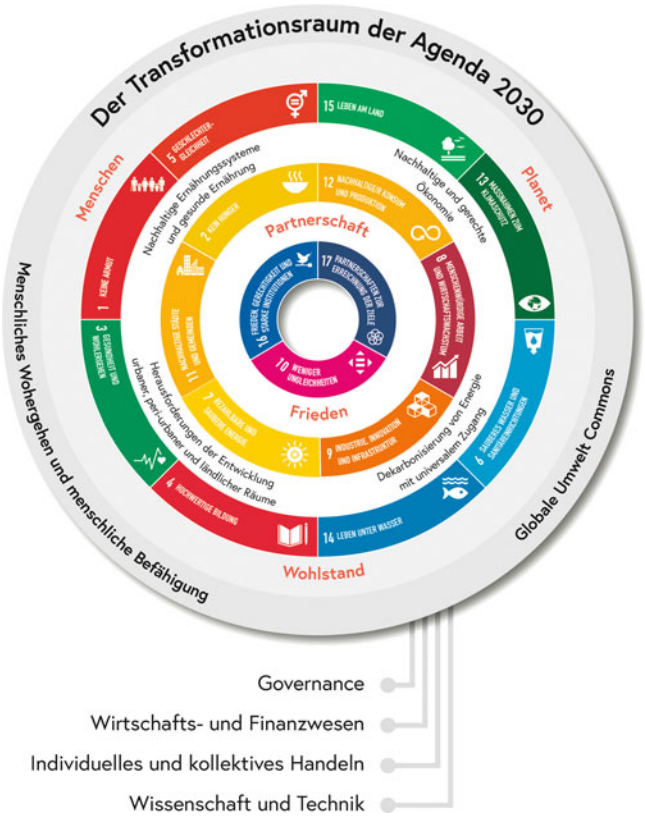


Abb. 8.1 Die SDGs (als Icons), die großen Themen der Agenda 2030 (*in roter Schrift*), die Eingangspforten zur Transformation (*in schwarzer Schrift*) und die Hebel zur Umsetzung der Agenda 2030 (*links von den grauen Linien*). (Geändert nach: UN, 2019a, S. 24)

ßeren Kreises in Abb. 8.1), und von Umweltzielen, die die Natur und die globalen Umwelt Commons sichern (rechte Seite des äußeren Kreises in Abb. 8.1). Ziele, die Partnerschaft und Frieden garantieren, liegen im Zentrum des inneren Kreises. Um eine gerechtere und ausgewogenere Entwicklung innerhalb des politischen Raumes der Agenda 2030 zu ermöglichen, ist es nötig, menschliche Aktivitäten (innerer Kreisring) nach diesen Themen und Zielen auszurichten. Dadurch soll die Welt auf einen Pfad der Transformation hin zu einer fairen und nachhaltigen Lebensweise, die niemanden zurücklässt, gebracht werden. Strukturiert entlang der großen Themen Menschen, Planet, Wohlstand, Frieden und Partnerschaft formuliert die Agenda 2030 die Vision einer Welt frei von Armut und Hunger, in der Konsum- und Produktionsmuster nachhaltig und fair gestaltet sind und in der alle ihr volles Potenzial in Harmonie mit der Umwelt entfalten können (UN, 2015a). Die Umsetzung dieser Agenda wurde von allen Mitgliedstaaten der Vereinten Nationen, so auch von Österreich, verpflichtend angenommen. Die Agenda 2030, in deren Zentrum die 17 nachhaltigen Entwicklungsziele (Sustainable Development Goals; SDGs) stehen, wird als die bislang ambitionierteste Agenda „gegen Armut und für den Planeten" gesehen (Ban Ki-moon, 2016). In der Formulierung der Agenda 2030 liegt die Herausforderung in Bezug auf Politikkohärenz, aber auch das Potenzial zur Bewältigung der globalen Krisen. Die einzelnen SDGs weisen dabei synergistische und durchaus auch antagonistische Interaktionen untereinander auf, deren adäquate Berücksichtigung zu der in der Agenda 2030 geforderten Transformation führen kann. Die effizienteste und teilweise die einzige Möglichkeit, Fortschritt bei der Erreichung von Zielen und Zielvorgaben zu machen, ist die Nutzung dieser Synergien und die Vermeidung von negativen Interaktionen (UN, 2019a).

Auch wenn SDGs, wie alle anderen internationalen Konventionen, keine strengen rechtlichen Durchsetzungsmechanismen haben, können sie gesellschaftspolitische, wirtschaftliche und wissenschaftliche Diskurse – mit potenziell hoher Relevanz für die Landnutzung – auf der lokalen, nationalen und transnationalen Ebene beeinflussen, indem ein Narrativ um Nachhaltigkeit und Entwicklung kreiert wird. Der Fortschritt in der Umsetzung der SDGs wird von den Mitgliedstaaten regelmäßig an die UN berichtet, Österreich hat seinen ersten Bericht im Jahr 2020 eingereicht (BMK, 2020a).

Die Agenda 2030 ist universell, integriert und unteilbar.

- „Universell" bedeutet, dass sie für die ganze Welt gilt. Insbesondere sollen die neuen Entwicklungsziele nicht nur für den Globalen Süden, sondern auch für den Globalen Norden und die Verflechtungen zwischen verschiedenen Weltregionen gelten. Diese inklusiven, zusammenhängenden Konzeptualisierungen machen die Verschiebung der Verantwortung für die nachhaltige Entwicklung in den vorangegangenen Millennium Development Goals (MDGs) obsolet (Fukuda-Parr & McNeill, 2019). Damit wird die Notwendigkeit der Entwicklung aller Staaten in Richtung der Erreichung sozialer Mindeststandards innerhalb biophysikalischer Grenzen gefordert. In Abb. 8.2 sind Länder entlang dieser beiden Achsen dargestellt (O'Neill et al., 2018). Dabei zeigt sich, dass kein Staat im oberen linken Quadranten angesiedelt ist, in dem diese beiden Kriterien erfüllt sind, und daher alle Länder Entwicklungsbedarf aufweisen.
- „Integriert" beschreibt, dass die 17 Ziele und 169 Zielvorgaben in den drei Dimensionen von nachhaltiger Entwicklung (Wirtschaft, Sozialem und Umwelt) balanciert sind.
- „Unteilbar" weist darauf hin, dass die Agenda in ihrer Gesamtheit zu adressieren und erreichen ist. Damit soll der möglichen Tendenz zur selektiven Bearbeitung von nur einzelnen Zielen vorgebeugt werden, die einem Fortschritt in der Erreichung der in der Agenda 2030 avisierten gesamtgesellschaftlichen Transformation entgegenstehen würde.

Aufbauend auf den Grundlagen der Agenda 2030 werden Eingangspforten und Hebel für eine Transformation hin zu einer nachhaltigeren Landnutzung identifiziert, die ergänzend zu den Betrachtungen der vorangegangenen Abschnitte die breiteren gesellschaftlichen Prioritäten integrativ mitberücksichtigen.

Kap. 8 nimmt die Auswirkungen der Landnutzung im Kontext des voranschreitenden Klimawandels auf die Erreichung der globalen SDGs sowie die möglichen Rückwirkungen der Verfolgung der SDGs auf die Landnutzung in den Blick. Landnutzungs- und Klimawandelaspekte spielen in vielen der 17 SDGs eine zentrale Rolle. So lautet etwa eine Zielvorgabe des SDG 2 „Kein Hunger": „*Bis 2030 die Nachhaltigkeit der Systeme der Nahrungsmittelproduktion sicherstellen und resiliente landwirtschaftliche Methoden anwenden, die die Produktivität und den Ertrag steigern, zur Erhaltung der Ökosysteme beitragen, die Anpassungsfähigkeit an Klimaänderungen, extreme Wetterereignisse, Dürren, Überschwemmungen und andere Katastrophen erhöhen und die Flächen- und Bodenqualität schrittweise verbessern.*" Weitere relevante Aspekte, welchen sich dieses Kapitel im Detail zuwenden wird, betreffen unter anderem Landnutzungsrechte (SDG 1), Gendergerechtigkeit (SDG 5), Armut (SDG 1), nachhaltige und resiliente Wirtschaftssysteme (SDG 8, 9), erneuerbare Energien (SDG 7), nachhaltige Städte und Gemeinden (SDG 11) sowie die Auswirkungen von Landnutzung auf Landökosysteme (SDG 15) (siehe Tab. 6.1).

Dieses Kapitel besteht aus vier Unterkapiteln und einem Exkurs (Box 8.1). Nach der Erläuterung der SDGs und der Darstellung des Standes des Wissens über deren Interaktio-

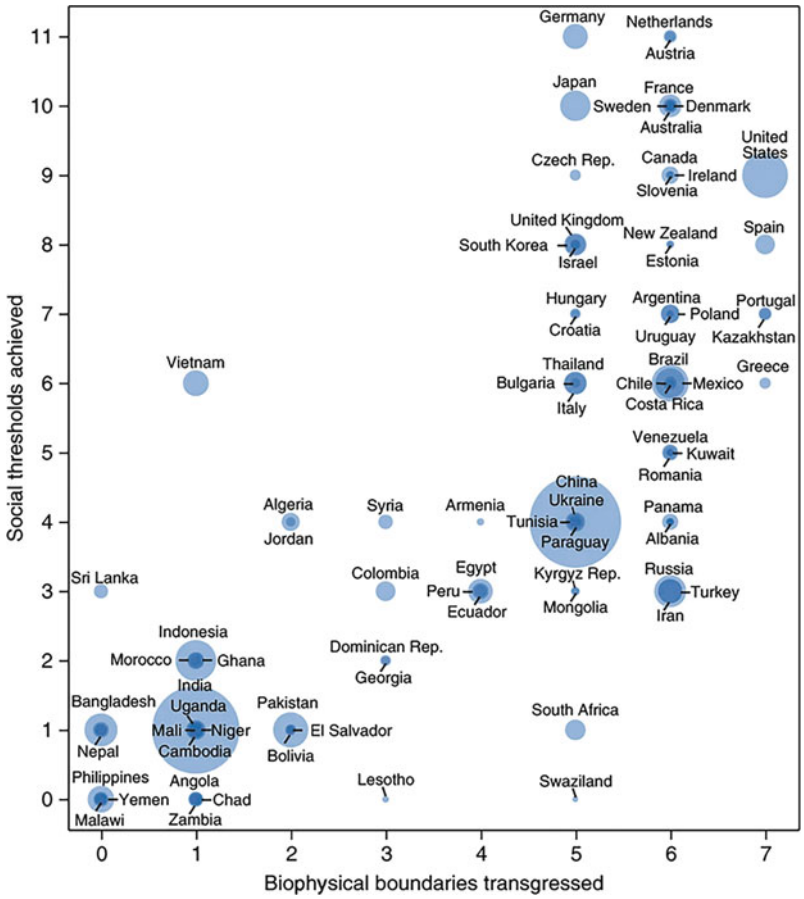


Abb. 8.2 Anzahl der erreichten sozialen Schwellenwerte im Vergleich zur Anzahl der überschrittenen biophysikalischen Grenzen für verschiedene Länder, skaliert nach Bevölkerungszahl. Nur Länder mit Daten für alle sieben biophysikalischen Indikatoren und mindestens zehn der elf sozialen Indikatoren sind dargestellt ($N = 109$). Soziale Schwellenwerte werden anhand der folgenden Indikatoren bewertet: Lebenszufriedenheit, gesunde Lebenserwartung, Ernährung, sanitäre Einrichtungen, Einkommen, Zugang zu Energie, Bildung, soziale Unterstützung, demokratische Qualität, Gleichberechtigung und Beschäftigung. Die biophysikalischen Grenzen werden auf einer Pro-Kopf-Basis im Verhältnis zu den derzeit festgelegten Grenzwerten (z. B. eine 2-°C-Grenze für die globale Erwärmung) bewertet und umfassen die folgenden Indikatoren: CO_2-Emissionen, Phosphor, Stickstoff, blaues Wasser, eHANPP (für „embodied Human Appropriation of Net Primary Production", d. h. die durch den Konsum von Biomasseprodukten verursachte gesellschaftliche Aneignung von Netto-Primärproduktion), ökologischer Fußabdruck und materieller Fußabdruck. (Quelle: © SpringerNature, *Nature Sustainability*; O'Neill et al., 2018)

nen (Abschn. 8.2) werden die politischen Rahmenbedingungen von Landnutzung, Landmanagement und Klimawandel im Kontext Österreichs mit Blick auf die Umsetzung der Agenda 2030 skizziert (Abschn. 8.3). Der darauffolgende Exkurs liefert eine quantitative Analyse über die bisher erzielten Fortschritte in Österreich. Die Gliederung der Abschn. 8.4 und 8.5 folgt den sechs Eingangspforten für die Transformation („entry points for transformation"), die durch den „Global Sustainable Development Report 2019" identifiziert wurden (UN, 2019a). Eingangspforten für Transformation sind jene Handlungsfelder, wo die Zusammenhänge zwischen den sozio-ökonomischen und ökologischen Zielen und Vorgaben für eine nachhaltige Entwicklung besonders geeignet sind, um die notwendige Transformation mit der nötigen Effektivität und Geschwindigkeit voranzutreiben (UN, 2019a). Anschließend werden vier Hebel für eine Transformation hin zu einer nachhaltigeren Landnutzung identifiziert, die – ergänzend zu den Betrachtungen der vorangegangenen Unterkapitel – die breiteren gesellschaftlichen Prioritäten integrativ mitberücksichtigen (Abschn. 8.4; 8.5).

Dieser Ansatz stellt eine systemische Herangehensweise zur Implementierung der Agenda 2030 dar, die das Verhältnis zwischen Natur, Gesellschaft und Wirtschaft in den Blick nimmt. Diese systemische Betrachtungsweise erscheint im Lichte der grundlegenden gesamtgesellschaftlichen Transformationen, welche notwendig sein werden, um die SDGs – aber auch die diversen gesellschaftlichen Ansprüche an die Landnutzung – koordiniert und auf einander abgestimmt umzusetzen, als zielführender im Vergleich zu einer isolierten Betrachtung einzelner Ziele oder Clustern von Zielen.

8.2 Die SDGs: eine umfassende, unteilbare Agenda

Die in der Agenda 2030 festgelegten Ziele sind ebenso ambitioniert wie verschieden und stellen hohe Anforderungen an die umsetzenden Staaten (Abb. 8.3). Das kommt darin zum Ausdruck, dass die 17 SDGs mit insgesamt 169 den Zielen zugeordneten Zielvorgaben konkretisiert wurden. Diese Ziele und ihre Zielvorgaben sind eng miteinander verflochten und interdependent, stehen also in einer gegenseitigen Abhängigkeit (Lusseau & Mancini, 2019).

8.2.1 Politik(in)kohärenz und Bewertung der Interaktionen von SDGs

SDGs, Zielvorgaben und Indikatoren bzw. Maßnahmen, die getroffen werden, um die Ziele und Zielvorgaben zu erreichen, können einander sowohl auf eine wechselseitig verstärkende Weise (Synergien) als auch auf hinderliche Weise (Trade-offs) beeinflussen (Nilsson et al., 2016; Kroll et al., 2019; Cling et al., 2020).

Derartige Interaktionen zu identifizieren trägt zu einer schnelleren und effizienteren Umsetzung der SDGs bei (Kostetckaia & Hametner, 2022; Nilsson et al., 2018) und wird als Lösungsweg zur Bewältigung der großen Krisen dargestellt (UN, 2019a). Studien zu SDG-Interaktionen (ICSU, 2017; Pradhan et al., 2017; Weitz et al., 2018; Dawes, 2020; Pham-Truffert et al., 2020; Requejo-Castro et al., 2020) liefern Hinweise auf mögliche Synergien, die eine Annäherung an bestimmte Ziele und Zielvorgaben durch Maßnahmen erbringen, die für andere Ziele gesetzt wurden. Mit Synergien ist hier gemeint, dass eine Kombination von unterschiedlichen Handlungen und Maßnahmen – also im Kontext dieses Kapitels eine Kombination von Zielen (SDGs) und deren Unterzielen in deren gleichzeitigen Umsetzung – einander stärken. Dies hat zur Folge, dass das Ergebnis dieser Interaktion von mehreren (Unter-)Zielen bzw. Maßnahmen größer ist, als wenn einzelne (Unter-)Ziele bzw. Maßnahmen umgesetzt und addiert werden (Pedercini et al., 2019). Gleichzeitig können antagonistische Beziehungen potenzielle Bereiche mangelhafter Politikkohärenz sichtbar machen, in denen Maßnahmen, die zur Erreichung eines Ziels oder einer Zielvorgabe gesetzt wurden, eine Verschlechterung bei der Erreichung anderer Ziele bewirken (Kostetckaia & Hametner, 2022). Die Identifikation von Trade-offs zwischen den SDGs birgt damit das Potenzial einer Minderung dieser Zielkonflikte durch das Setzen entsprechender Maßnahmen (Nilsson et al., 2018). Während in der Literatur aufgrund von unterschiedlichen Methoden, regionalen Kontexten oder Analyseebenen keine Einigkeit über eine universale Natur von SDG-Interaktionen besteht (Olesen & Bindi, 2002; Le Blanc, 2015; Barbier & Burgess, 2017; Singh et al., 2018; Weitz et al., 2018; Thacker et al., 2019; Eisenmenger et al., 2020, Horvath et al. 2022), wird übereinstimmend festgestellt, dass die SDGs im Allgemeinen mehr Synergien als antagonistische Beziehungen (Trade-offs) aufweisen (Kostetckaia & Hametner, 2022; Kroll et al., 2019; Miola et al., 2019; Pradhan et al., 2017; Weitz et al., 2018). Dies gilt auch für den österreichischen Kontext, für den in einer Gesamtbetrachtung aller SDGs nach dem Wissensstand der Autor_innen bisher nur eine einzige Studie vorliegt (Urban & Hametner, 2022) Allerdings wird derzeit im Projekt „Universitäten und Nachhaltige EntwicklungsZiele“ (UniNEtZ) – in Kooperation von 16 Universitäten, dem Climate Change Centre Austria, der Geologischen Bundesanstalt und dem studentischen Netzwerk forum n (Glatz et al., 2021), eine Gesamtbewertung der Interaktionen der Zielvorgaben mit im Projekt erarbeiteten Handlungsoptionen durchgeführt.



Abb. 8.3 17 globale Ziele für nachhaltige Entwicklung der Agenda 2030. (Quelle: Bundesregierung, 2022)

8.2.2 Landnutzung, Landmanagement und Klimawandel: Interaktionen der SDGs

Menschliche Lebensweisen sowie Konsum- und Produktionsmuster existieren eingebettet in ein sozial-ökologisches System (siehe Box 1.2) und sind eng verwoben mit anderen Prozessen und Systemen – Schnittstellen, die besonders in Bezug auf Landnutzung, Landmanagement und Klimawandel deutlich werden. Den wechselseitigen Einflüssen von Wirtschafts-, Sozial- und Umweltsystemen kommt in dem holistischen Rahmenwerk der SDGs und der entsprechenden Maßnahmengestaltung besondere Relevanz zu. Um wirkungsvoll auf identifizierte Trade-offs zwischen den SDGs zu reagieren und Synergien optimal zu nutzen, sind integrative und akteur_innen- und sektorenübergreifende politische Strategien notwendig (Nilsson et al., 2018; Scherer et al., 2018; Weitz et al., 2018).

Ein Beispiel: Zwischen Wirtschaftswachstum und dem Erhalt der Umwelt entfalten sich grundlegende Konflikte (Hametner, 2022; Hickel & Kallis, 2020; Jackson, 2009; Kallis, 2011; Meadows et al., 1972; O'Neill et al., 2018; Rockström et al., 2009; Urban & Hametner, 2022). Wachsende Wirtschaftsleistung (SDG 8) ist eng verbunden mit steigendem Ressourcen- und Energieverbrauch (SDGs 12 und 7) sowie mit negativen Umwelteinflüssen, wie Druck auf Wasserressourcen (SDG 6), steigenden Treibhausgasemissionen (SDG 13), Entwaldung und Biodiversitätsverlust (SDG 15) (Parrique et al., 2019) oder mit Landverbrauch und Bodenversiegelung (Colsaet et al., 2018; Getzner & Kadi, 2020). Dieser fundamentale Zielkonflikt ist in Österreich nicht grundlegend anders, wobei hier für Wirtschaftsleistung und Ressourcen- und Energieverbrauch, wie in vielen Industrienationen, eine relative Entkopplung feststellbar ist (Wirtschaftsleistung steigt schneller als der Ressourcenverbrauch, aber beide steigen – und zwar in Konsumperspektive stärker als in territorialer Perspektive; BMK, 2020b). Für Österreich bestehen diesbezüglich ebensolche Trade-offs. Mit steigendem Bruttoinlandsprodukt (BIP) pro Kopf (SDG 8) nehmen negative Auswirkungen landwirtschaftlicher Variablen wie Pestizidrisiko und Ammoniakemissionen zu und die Verbreitung von Feldvögeln ab (SDG 15) (Urban & Hametner, 2022).

Effizienzgewinne, welche *ceteris paribus* eine Senkung des Material- und Energieverbrauchs erlauben würden, können durch Rebound-Effekte teilweise ausgeglichen oder sogar überkompensiert werden (Sorrell, 2007; Krausmann et al., 2009; Parrique et al., 2019). Ein steigender Ressourcen- und Energieverbrauch hängt wiederum mit steigenden Treibhausgasemissionen (SDG 13) zusammen (Ronzon & Sanjuan, 2019; Urban & Hametner, 2022).

Zwischen dem Anteil erneuerbarer Energien und Treibhausgasemissionen bestehen ebenfalls Synergien (Jacobson & Delucchi, 2011; ICSU, 2017; EEA, 2018; IRENA, 2019) – dies gilt auch für Österreich (Urban & Hametner, 2022). In Österreich waren 2018 67 % der Treibhausgase energiebezogen (Eurostat, 2020a), wodurch eine Abnahme der Treibhausgasemissionen in Österreich und damit der allgemeine Fortschritt zu SDG 13 (Klima) stark an eine Reduktion des Energieverbrauchs und an die Umstellung auf weniger emissionsintensive Energieträger geknüpft ist. Dieser Zusammenhang wurde bis dato für Österreich nicht aus einer ganzheitlichen Perspektive untersucht. Beispielsweise gehen mit Landnutzungsveränderungen oder der Herstellung der entsprechenden Technologien oftmals ein hoher Ressourcenverbrauch, Treibhausgasemissionen und negativen Auswirkungen auf Ökosysteme einher (Parrique et al., 2019; Lyytimäki et al., 2020).

Energiesicherheit (SDG 7) spielt eine wichtige Rolle für verschiedene Arten der Landnutzung (Abschn. 1.2.2), wie Landwirtschaft (SDG 2) und Siedlungsgebiete (SDG 11), die in hohem Maße von der Verfügbarkeit leistbarer und verlässlicher Energieversorgung abhängig sind (ICSU, 2017). Steigende Siedlungsfläche pro Kopf führt zu höherem Energie- und Materialverbrauch (Daniele et al., 2020). Dies gilt auch für Österreich, wo die Siedlungsfläche pro Kopf synergistisch mit dem inländischen Materialverbrauch sowie mit Primär- und Endenergiekonsum interagiert (Urban & Hametner, 2022) (zu energieeffizienter Raumentwicklung siehe Kap. 7). Landnutzungskonflikte betreffen, zwischen der Expansion von Städten und peri-urbanen Gebieten und landwirtschaftlichem Anbau, den Verlust von überdurchschnittlich fruchtbaren Böden sowie die Verfügbarkeit sauberer Wasserressourcen (SDG 6) (ICSU, 2017). Ebenso wirken sich landwirtschaftliche Aktivitäten durch tierische Abfälle, Dünger und Pestizide, die zur Steigerung landwirtschaftlicher Produktivität eingesetzt werden, negativ auf Wasserressourcen aus (ICSU, 2017). Gleichzeitig besteht die Gefahr, dass ein Fokus auf Produktivitätssteigerung antagonistisch mit dem Erhalt von Biodiversität interagiert (ICSU, 2017). Landwirtschaft ist einerseits einer der größten Treiber von Veränderungen hinsichtlich Landnutzung und Landdegradation (Millenium Ecosystem Assessment, 2005), was auf einen Trade-off zwischen SDG 2 „Kein Hunger" und SDG 15 „Leben and Land" hinweist. Andererseits lassen sich auch Synergien zwischen Landwirtschaft und anderen Bereichen identifizieren: Für Österreich wirkt sich biologischer Landbau positiv auf die Wasserqualität inländischer Binnengewässer und auf die mit potenziellen Gesundheitsrisiken zusammenhängende Nitratkonzentration aus (Brender et al., 2013; Bao et al., 2017; Qasemi et al., 2018; Urban & Hametner, 2022) (zu Anpassungs- und Minderungsmaßnahmen in der Landwirtschaft siehe die Abschn. 4.2 und 5.1.1). Auch Veränderungen im Konsum können diese Trade-offs verringern und Synergien mit anderen Bereichen schaffen: Ein Umstieg auf eine stärker pflanzenbasierte Ernährung kann laut einer Prognose für das Jahr 2050, verglichen

mit einem Referenzszenario, sowohl die globale vorzeitige Sterblichkeit (berechnet asynergistisch aus regionalen Daten für Personen über einem Alter von 20 Jahren) aufgrund von ungesunder Ernährung und Fettleibigkeit um 6–10 % verringern, als auch die Treibhausgasemissionen des Ernährungssystems um 29–70 % reduzieren (Springmann et al., 2016) (Abschn. 5.3.2.1). Dies weist somit auf potenziell synergistische Beziehungen zwischen SDG 2 „Kein Hunger", SDG 3 „Gesundheit" und SDG 13 „Maßnahmen zum Klimaschutz" hin, deren Nutzung zu einer effizienteren und effektiveren Zielerreichung aller drei SDGs führen kann.

Treibhausgasemissionen sind das direkte Resultat menschlicher Konsum- und Produktionsmuster, weshalb SDG 13 „Maßnahmen zum Klimaschutz" mit vielen anderen SDGs zusammenhängt und von deren Fortschritten abhängig ist (Weitz et al., 2018). Besonders relevant sind die Synergien zwischen Material- und Energieverbrauch und Treibhausgasemissionen (Ronzon & Sanjuan, 2019). In Österreich führten in den letzten zwei Jahrzehnten Verbesserungen hinsichtlich der Höhe und Zusammensetzung des Energiekonsums auch zur Reduktion von Treibhausgasemissionen (Urban & Hametner, 2022). Darüber hinaus unterstützen Klimaschutzmaßnahmen (SDG 13) langfristig die Umsetzung anderer SDGs und somit der Agenda 2030 insgesamt (Lyytimäki et al., 2020).

Klimatische Bedingungen sind mit Ökosystemen und dem Wasserhaushalt eng verflochten und betreffen daher direkt SDG 6 „Sauberes Wasser" sowie SDG 15 „Leben an Land" (IPCC, 2014; IPBES, 2018; Ronzon & Sanjuan, 2019; Pham-Truffert et al., 2020; Requejo-Castro et al., 2020). Eine Studie zu SDG-Interaktionen mit Fokus auf Wasser stellte fest, dass Länder ihre Wasserressourcen weniger überlasten, wenn der Anteil von Wind- und Solarenergie im Vergleich zu fossilen Brennstoffen steigt (Requejo-Castro et al., 2020), was auf eine Synergie zwischen SDG 7 „Saubere Energie" und SDG 6 „Sauberes Wasser" hinweist; dies ist unter anderem darauf zurückzuführen, dass Wind- und Solarenergie einen geringen Wasserbedarf, etwa für Kühlung, aufweisen (WWAP, 2014; Ali & Kumar, 2017). Dennoch sind auch erneuerbare Energien auf Wasser angewiesen, insbesondere für Wasserkraftanlagen oder den Anbau von Energiepflanzen (WWAP, 2014), wodurch Wasserkraft und Bioenergie neben den positiven ebenso erhebliche negative Auswirkungen auf Land- und Wasserressourcen sowie auf Ökosysteme haben können (Lyytimäki et al., 2020). Die Landwirtschaft gilt als der Sektor mit dem größten Wasserverbrauch auf globaler Ebene. Hinsichtlich der Wasserqualität wirkt sich in Österreich etwa die Abwasserbehandlung durch sekundäre Kläranlagen (betrifft SDG 11 „Nachhaltige Städte und Gemeinden") positiv auf den biochemischen Sauerstoffbedarf in Flüssen, die Nitratkonzentration im Grundwasser und die Wasserqualität inländischer Binnengewässer aus (Urban & Hametner, 2022).

In Bezug auf Landnutzungskonflikte um kultivierbare Landflächen (z. B. zwischen der Lebensmittel- und Biokraftstoffproduktion) und durch nicht nachhaltige Landnutzung verursachte Landdegradierung und Verschmutzung von Ökosystemen können potenzielle Synergien zwischen nachhaltigem „Kein Hunger" (SDG 2) und Ökosystemleistungen (SDG 15) genutzt werden (Pham-Truffert et al., 2020). In Österreich besteht z. B. eine synergistische Interaktion von Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft und dem Index weit verbreiteter Feldvögel, indem bei geringen Ammoniakemissionen die Populationen der Feldvögel günstigere Erhaltungszustände aufweisen (Urban & Hametner, 2022). Dieses Beispiel verdeutlicht, dass die verschiedenen SDGs und deren Zielvorgaben positiv miteinander interagieren können (Dawes, 2020), da Ökosystemleistungen Klimaschutz- und Anpassungsmaßnahmen fördern, welche sich positiv auf nachhaltige landwirtschaftliche Produktion auswirken (Pham-Truffert et al., 2020).

8.3 Landnutzung und Klimawandel und die Umsetzung der SDGs in Österreich

In Österreich ist die Umsetzung der Agenda 2030 seit dem Regierungsprogramm 2020–2024 (BMK, 2020a) stärker verankert. Die Umsetzung der Nachhaltigkeitsziele ist den einzelnen Bundesministerien in ihren jeweiligen Kompetenzbereichen zugeordnet. Sowohl das Monitoring als auch das Berichtswesen wurden in Hinblick auf den Freiwilligen Nationalen Bericht zur Umsetzung der Nachhaltigen Entwicklungsziele „Österreich und die Agenda 2030" (BMK, 2020a) an das High Level Political Forum der UN im Juli 2020 vorangetrieben. Um die konkrete Umsetzung im Bereich Landnutzung, Landmanagement und Klimawandel einordnen zu können, ist es hilfreich, die politischen Rahmenbedingungen des gesamten Umsetzungsprozesses der Agenda 2030 sowie die Herangehensweise an die Messung der Fortschritte bei den Zielen zu skizzieren.

Die österreichische Bundesregierung hat im Jahr 2015 auf Ebene der Bundesministerien mit einer internen Bestandserhebung begonnen, um sowohl die Kompetenz der Bundesministerien für die 17 Ziele als auch bereits vorhandene Maßnahmen, Strategien oder Programme zu erfassen, die den SDGs zugeordnet werden können (BKA, 2017). In einem Ministerratsvortrag vom 12. Jänner 2016 wurden alle Bundesministerien beauftragt, eine kohärente Umsetzung der Zielvorgaben der Agenda 2030 vorzunehmen (BKA & BMEIA, 2015). Dieser von der Bundesregierung als Mainstreaming-Ansatz bezeichnete Auftrag sieht vor, dass die Bundesministerien in ihrem jeweiligen Zuständigkeitsbereich „die Globalen Nachhaltigkeitsziele in die relevanten Strategien und Programme zu integrieren, gegebenenfalls entsprechende Aktionspläne und Maßnahmen auszuarbeiten

und dabei andere relevante staatliche Organe und Kooperationspartner auf Bundes-, Landes-, Städte- und Gemeindeebene sowie Sozialpartner, Zivilgesellschaft und Wissenschaft einzubeziehen“ haben (BKA & BMEIA, 2015).

8.3.1 Datenlage und -lücken

Eine „Gap Analyse“ (Lückenanalyse) zur Identifizierung strategischer und operativer Lücken, um die Nachhaltigkeitsziele erreichen zu können, wurde von der Bundesregierung nicht durchgeführt. Solche Analysen sind ein wichtiger Ansatz (Heinen, 2010) um zu untersuchen, wie effektiv Regierungen auf neue Herausforderungen reagieren, indem das aktuelle politische System analysiert und potenzielle Lücken und Möglichkeiten ermittelt werden (Hoberg et al., 2016). Für die SDGs wurde in der EU eine solche Analyse in einigen Ländern von oder mit unabhängigen Experten durchgeführt (Finnland, Polen, Italien) (Niestroy et al., 2020). In einer Beantwortung einer parlamentarischen Anfrage wird angeführt, dass eine „allgemeine Lückenanalyse zur Agenda-2030-Umsetzung in Österreich“ seit Mai 2019 mit der „Measuring Distance“-Publikation der Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD) vorliege (BKA, 2019). Die OECD stellt bei den Länderbewertungen fest (OECD, 2019), dass die Studie nicht zuletzt auch aufgrund der internationalen Vergleichbarkeit auf UN-SDG-Datenbanken sowie auf OECD-Daten basiert und daher nicht die aktuellen nationalen Gegebenheiten berücksichtigt. Aus diesem Grund wird auf den Freiwilligen Nationalen Bericht zur Umsetzung der Nachhaltigen Entwicklungsziele verwiesen (BMK, 2020a).

Eine beachtenswerte Diskrepanz ergibt sich dennoch bei der Bewertung des SDG-Fortschrittes in Österreich durch die OECD und durch Eurostat sowie durch eine neue Studie über den Fortschritt der EU-Staaten in sozioökonomischen und Umweltdomänen (Hametner, 2022). Während bei der OECD-Studie Österreichs Umsetzungsstand und -trend als relativ gut bewertet werden, zeigt Eurostat (Monitoring-Bericht zur Umsetzung der Agenda 2030 in der EU, basierend auf dem EU-SDG-Indikatorset; Eurostat, 2021) nur unterdurchschnittliche Fortschritte. In der Studie von Hametner (2022) rangiert Österreich an drittletzter Stelle der EU-Staaten.

Die OECD (2019) stellt fest, dass Österreich bereits 17 Unterziele erreicht hat, und nur bei rund 2 % der Ziele, etwa Tabakkonsum und rechtliche Rahmenbedingungen für Geschlechtergleichheit, befindet sich der Abstand zur Zielerreichung noch im größtmöglich messbaren Bereich. Für SDG 15 (Leben an Land), SDG 6 (Wasser), SDG 12 (Konsum und Produktion) und SDG 13 (Klima) gibt der Bericht Österreich eine hervorragende Bewertung (OECD, 2019). Dies steht teilweise im Widerspruch zu den Analysen von Eurostat (siehe weiter unten), bei denen Österreich beispielsweise für SDG 12 nur im Mittelfeld aller EU-Staaten zu finden ist (Eurostat, 2020b).

Als Vorarbeit für die Berichterstattung beim Hochrangigen Politischen Forum der Vereinten Nationen hat das Bundeskanzleramt und das Bundesministerium für Europa, Integration, Äußeres im Jahr 2017 eine Publikation herausgegeben, in der „Beiträge der Bundesministerien zur Umsetzung der Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung durch Österreich“ zu den 17 Zielen vorgestellt werden (BKA, 2017).

Bei SDG 13 wird hier auf die globale Dimension zur Bekämpfung des Klimawandels verwiesen. Die Berücksichtigung von Klimaschutzmaßnahmen in nationalen Politiken, Strategien und Planungen (SDG 13.2) wird in diesem Bericht mit einer Tabelle mit Verweisen auf das Klimaschutzgesetz, die Österreichische Klimawandel-Anpassungsstrategie, die Integrierte Energie- und Klimastrategie, die Klimafinanzierungsstrategie, das Dreijahresprogramm der österreichischen Entwicklungspolitik und den strategischen Leitfaden des BMF für die internationalen Finanzinstitutionen abgedeckt. Österreichs Position bei der Emission von Treibhausgasen wird im europäischen Ländervergleich sowohl mit Blick auf die Datenquelle (EUROSTAT) als auch grafisch selbstkritisch dargestellt (Abb. 8.4). In der darunter stehenden

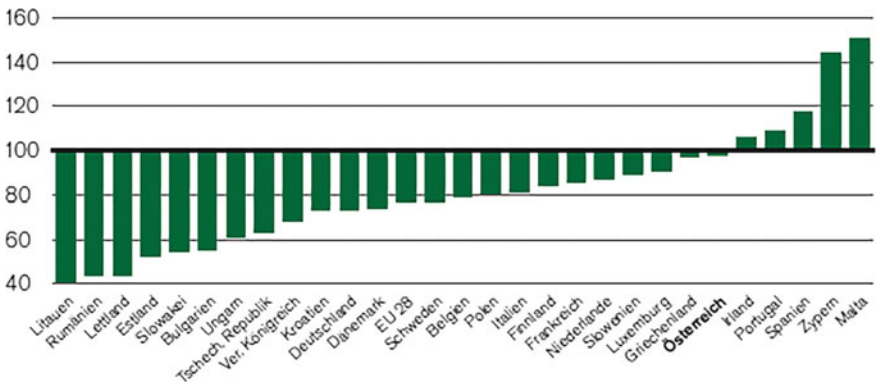


Abb. 8.4 Emission von Treibhausgasen. (2014; Index mit Basisjahr 2014). (BKA, 2017)

Box im selben Dokument wird die Klimaschutzinitiative „klimaaktiv" beschrieben. Zwar wird einerseits diese preisgekrönte Initiative als ein Governance-Ansatz vorgestellt und sehr generelle Maßnahmen wie Mobilitätsmanagement, Sanierungsmaßnahmen und Vernetzung von Akteur_innen genannt. Aber was unerwähnt bleibt, sind andererseits konkretere Maßnahmen zur Eindämmung des Temperaturanstiegs (BKA, 2017).

Bei **SDG 15** werden die Nationalparks, die Naturschutzgebiete sowie Landschaftsschutzgebiete als Beleg für den Schutz der Landökosysteme angegeben. Die nachhaltige Bewirtschaftung aller Waldarten sowie die Erhaltung der biologischen Vielfalt werden mit dem Verweis auf die Waldstrategie 2020+ und die Biodiversitätsstrategie 2020+ und mit der Darstellung von Maßnahmen und Aktivitäten des BMLFUW untermauert. Ein Hinweis auf Maßnahmen des nationalen Gewässerbewirtschaftungsplanes und auf den Hochwasserrisikomanagementplan soll belegen, dass die Unterziele des SDGs 15 in den Strategien und Programmen des BMLFUW berücksichtigt werden. Bei den Unterzielen Verhinderung von Wilderei und Handel mit geschützten Arten sowie bei der Reduktion und Kontrolle gebietsfremder invasiver Arten muss die Versicherung ausreichen, dass „das BMLFUW seit langer Zeit mit einem vielfältigen Portfolio an Maßnahmen aktiv" ist. Allerdings werden Ziele und Indikatoren, bei denen Österreich sich weit von der Zielerreichung befindet und die eine wesentliche Herausforderung in der Überwindung der Biodiversitätskrise darstellen (z. B. Unterziele 15.5. Artenverlust bis 2020 stoppen, 15.3. Geschädigte Flächen und Böden sanieren), nicht dargestellt (siehe Abschn. 8.4.6).

Ein Prüfbericht des Rechnungshofes über die Umsetzung der Agenda 2030 in Österreich hat Empfehlungen formuliert, die politische und verwaltungstechnische Defizite und Hindernisse bei der Umsetzung der SDGs sichtbar machen (Rechnungshof, 2018). Die zentralen Kritikpunkte lassen sich folgendermaßen zusammenfassen:

- Es gibt keine Organisationseinheit bzw. Institution, die mit der Koordinierung der Umsetzung der Agenda 2030 befasst ist.
- Mit dem „Mainstreaming-Ansatz" wird den einzelnen BM nicht nur die Verantwortung der Umsetzung der Agenda 2030 übertragen, sondern auch die Interpretation der Ziele.
- Der „Mainstreaming-Ansatz" führt zu einer Fragmentierung des Umsetzungsprozesses, da eine klare politische Prioritätensetzung und eine zentrale kohärente Steuerung fehlen.
- Eine gesamtstaatliche Strategie für die Umsetzung der nachhaltigen Entwicklungsziele fehlt.
- Eine systematische Lückenanalyse, die bei allen Strategien, Programmen und Maßnahmen die Sollvorgaben mit den Ist-Zuständen vergleicht, fehlt.
- Bestandsaufnahmen der Ist-Zustände (ohne Lückenanalysen) wurden für Umsetzungspläne – sofern diese vorhanden sind – herangezogen.

Das Regierungsprogramm 2020–2024 berücksichtigt vor allem im Bereich Klimaschutz, Infrastruktur, Umwelt und Landwirtschaft die SDGs (BMK, 2020a). Obwohl das Regierungsprogramm durchaus als Nachhaltigkeits-Commitment der Bundesregierung kommuniziert wird, werden die beschriebenen Kritikpunkte des Rechnungshofberichtes nicht berücksichtigt.

Um die Wirksamkeit der Maßnahmen und somit die Fortschritte bei der Umsetzung der Agenda 2030 messen zu können, wurden sowohl auf UN- als auch auf EU- und Länderebene angepasste Indikatoren entwickelt. In Österreich wurde die Statistik Austria beauftragt, ein nationales Indikatorenset zu entwerfen, das sowohl eine Fortschrittsbewertung der Maßnahmen als auch Aussagen über Trends zulässt (Statistik Austria, 2017). 2017 wurden den einzelnen Zielen aus vorhandenen Datenquellen „Schlüsselindikatoren" zugeordnet, die verschiedene Dimensionen von Wohlstand und Fortschritt in Österreich abbilden (Statistik Austria, 2017). Damit wurde ein Überblick über verfügbare und im SDG-Kontext relevante Datengrundlagen gelegt. Bei SDG 13 lassen sich die Schlüsselindikatoren zu den Treibhausgasemissionen sowie die Todesfälle durch klimabedingte Gefahren und Naturkatastrophen per 100.000 Einwohner als nationale SDG-Indikatoren verwenden. Den SDGs 6, 14, 15 und 17 wurden keine Schlüsselindikatoren zugeordnet (Statistik Austria, 2017).

Der Indikatorenbericht der Statistik Austria (2020a), veröffentlicht als statistische Grundlage für den Freiwilligen Nationalen Bericht (FNB) an die Vereinten Nationen, zeigt, dass in Österreich von 244 Indikatorenvorschlägen für die Hälfte entsprechende Daten verfügbar sind, während für 41 *keine* Daten vorhanden sind – was 18 % der Indikatorenvorschläge entspricht (Statistik Austria 2020a: 26). Somit bestehen große Datenlücken. Diese Datenlücken beziehen sich beispielsweise auf SDG 14 (Leben unter Wasser), SDG 15 (Landökosystem), SDG 16 (Frieden, Gerechtigkeit und starke Institutionen) (Statistik Austria, 2020a: 97). Bei **SDG 13** konzentrieren sich die Aussagen auf die „Hitze-assoziierte Übersterblichkeit" im Jahr 2018 und auf die Darstellung von Treibhausgasemissionen. Bei den Treibhausgasemissionen des Nicht-Emissionshandels, für den nach dem Klimaschutzgesetz ein nationaler Zielwert festgelegt wurde, wird ein negativer Trend angegeben. Der Bericht stellt fest, dass in Österreich keine eigenen quantitativen Unterziele für die Agenda 2030 definiert wurden, sodass letzten Endes eine Bewertung der Trends nur in wenigen Fällen möglich ist (Statistik Austria, 2020a). Bei einer Aktualisierung des SDG-Indikatorenberichts im November 2020 (Statistik Austria, 2020a) wurden auch Zielwerte und Bewertungen von Eurostat herangezogen und als Basis der Trendbewertung

die Daten von 2010 bis 2019 verwendet. Die Berücksichtigung von weiteren Unterzielen ermöglicht eine bessere Einschätzung der SDG-Umsetzung. Bei **SDG 13** wurde das Unterziel 13.3 (Aufklärung sowie personelle Kapazitäten betr. Klimawandel verbessern) ergänzt, wobei hier keine Daten zur Messung des Ziels vorhanden sind. Bei **SDG 15** wurden die Datenlücken bei den Indikatoren sichtbar gemacht. Damit werden auch die Hauptaussagen und die damit verbundene Trendeinschätzung bei SDG 15 des ersten Indikatorenberichts, die sich nur auf quantitative Daten des Ökosystems Wald stützten, relativiert. Die Analysen von Eurostat basieren für SDG 15 auf einer breiteren Datenbasis (siehe Box 8.1) und zeigen, dass sich Österreich im Mittelfeld aller EU-Staaten befindet, mit zudem nur geringem Fortschritt hin zur Zielerreichung über die letzten fünf Jahre (Eurostat, 2021).

Der FNB zur Umsetzung der Nachhaltigen Entwicklungsziele „Österreich und die Agenda 2030" an das High Level Political Forum der UN wurde im Juli 2020 präsentiert. Der Bericht basiert auf dem Indikatorenbericht der Statistik Austria und wird mit „Best-practice"-Beispielen ergänzt. Die Schwerpunktsetzung des Berichts auf Digitalisierung, Frauen, Jugend und „Leaving no one behind" sowie auf Klimaschutz und Klimawandelanpassung sollen die Schwerpunkthemen Österreichs bei der SDG-Umsetzung widerspiegeln. Vor dem Hintergrund der Unterziele der SDGs und der gesamten Indikatorenliste zeigt sich, dass der Bericht aufgrund der Auswahl der Unterziele und der Erfolgsgeschichten und Flagship-Initiativen keine systematische Analyse der Umsetzung der SDGs in Österreich darstellt.

8.3.2 Beteiligung diverser Akteur_innen an der Umsetzung der Agenda 2030

Da die Umsetzung der Agenda 2030 umso effektiver ist, wenn sich möglichst viele staatliche und nichtstaatliche Akteur_innen („Whole of Society Approach") beim Umsetzungsprozess engagieren, wird hier noch auf die nichtstaatliche Initiative „SDG Watch Austria" verwiesen, die sich als Plattform von mehr als 200 zivilgesellschaftlichen und gemeinnützigen Organisationen für die Umsetzung der Agenda 2030 einsetzt und mit Hilfe gemeinsamer Informations-, Anwaltschafts-, Öffentlichkeits- und Vernetzungsarbeit die 17 Nachhaltigkeitsziele thematisiert und deren Umsetzung einfordert (SDGWATCH.at, 2022).

An den österreichischen Hochschulen und Universitäten wurde das Projekt UniNEtZ gegründet, bei dem die Universitäten als Zentren für Innovation und als Bildungsstätten Verantwortung für eine nachhaltige Zukunft übernehmen. Neben der Integration der SDGs in Forschung, Lehre und Weiterbildung ist auch die Erstellung eines Optionenberichts, wie Österreich die SDGs umsetzen kann, ein wichtiges Ziel des UniNEtZ, wie im Memorandum of Understanding mit dem BMBWF definiert (Uninetz, 2022).

Im Bereich Wirtschaft und Industrie gibt es verschiedene Initiativen (z. B. respact; https://www.respact.at/), die die Nachhaltigkeitsziele aus einer Unternehmenssicht im Bereich der Corporate Social Responsibility verorten. Der Beitrag der Wirtschaft und Industrie zur Umsetzung der SDGs wird aber vorrangig von betriebswirtschaftlichen Zielsetzungen determiniert.

Beim Thema Umsetzung der Agenda 2030 in Österreich kann man davon ausgehen, dass „der Begriff der *Nachhaltigkeit* voll im Mainstream angekommen ist", die moderne Gesellschaft aber ihren Wohlstand und Lebensstil entschiedener denn je verteidigt (Blühdorn, 2020). Die positiven Darstellungen Österreichs bei der Umsetzung der Agenda 2030 in nationalen (BMK, 2020a; Statistik Austria, 2020a) wie auch internationalen Publikationen und „country rankings" (Sachs et al., 2020) resultieren vorwiegend aus einer sozioökonomisch zentrierten Perspektive der Bewertung, die bei den ökologischen Indikatoren Defizite aufweist (Wackernagel et al., 2017; Bissio, 2019). Der Sustainable Development Report 2020 (Sachs et al., 2020) diagnostiziert – trotz Rang 7 Österreichs im internationalen Vergleich – in Einklang mit den Analysen von Eurostat (Eurostat, 2020b) bei **SDG 13** „major challenges" und bei **SDG 15 „**significant challenges" für Österreich.

Box 8.1 Österreichs Fortschritte zur Agenda 2030: Analyse ausgewählter SDGs

Dieser Abschnitt geht detaillierter auf die Entwicklungen ein, die den ausgewählten SDGs zugrunde liegen. Der Fokus liegt dabei auf den Themenfeldern Landwirtschaft, Energie und Klima sowie Wasser und Umwelt. Die hierfür herangezogenen Daten stammen großteils von Eurostat (2021) mit Ergänzungen aus dem Freiwilligen Nationalen Bericht (FNB) zur Umsetzung der SDGs in Österreich. Die Zahlen beider Berichte weichen in einigen Bereichen geringfügig voneinander ab, doch es gibt keine Fälle mit signifikanter Diskrepanz.

Die Auswertungen von Eurostat zeigen, dass Österreich in den letzten fünf Jahren (Betrachtungszeitraum 2014–2019 bzw. 2015–2020) im großen Teil der SDGs Fortschritte erreicht hat. Abb. 8.5 stellt einerseits Österreichs Entwicklung hinsichtlich der jeweiligen Ziele im genannten Zeitraum dar und bildet andererseits den relativen Status der SDGs im Vergleich zu den anderen EU-Mitgliedstaaten ab. Ein vergleichsweise hoher Status trifft daher keine Aussage darüber, wie nahe

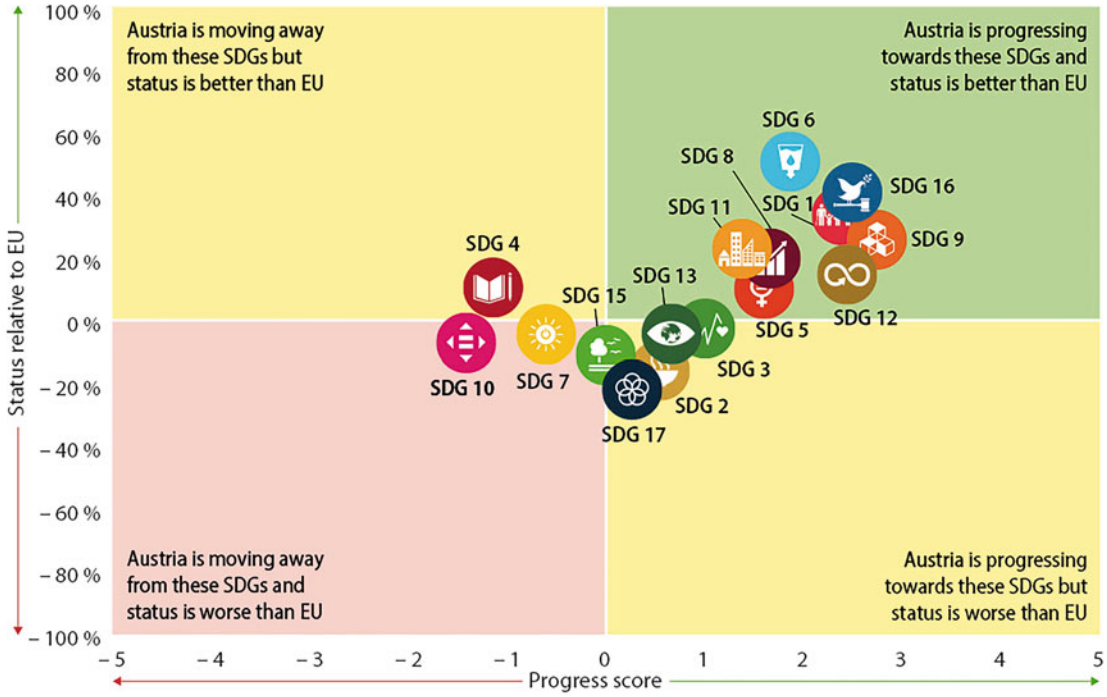


Abb. 8.5 Status und Fortschritt Österreichs in Bezug auf die SDGs. Der Status bezieht sich auf die aktuellsten verfügbaren Daten (2019 bzw. 2020), der Fortschritt auf den Betrachtungszeitraum 2014–2019 bzw. 2015–2020. (Quelle: Eurostat, 2021)

Österreich tatsächlich an der Zielerreichung ist, da auch die besten EU-Länder weit von einer solchen entfernt sind. Zudem zeigt sich, dass sich Österreich selbst bei jenen SDGs mit relativ hohem Status bestenfalls im oberen Mittelfeld der EU-Staaten befindet. Im Kontext von Landnutzung und Klimawandel sind vor allem **SDG 2 „Kein Hunger", SDG 6 „Sauberes Wasser", SDG 7 „Saubere Energie", SDG 11 „Nachhaltige Städte und Gemeinden", SDG 12 „Nachhaltiger Konsum und Produktion", SDG 13 „Klimaschutz", SDG 14 „Leben unter Wasser"** und **SDG 15 „Leben an Land"** unmittelbar relevant. Abb. 8.5 zeigt, dass sich Österreich bei den meisten dieser Ziele knapp über oder unter dem EU-Durchschnitt befindet. Den höchsten Status erreicht Österreich bei **SDG 6**, mit moderaten Fortschritten in den letzten Jahren. Der relative Status von Österreich bezüglich **SDGs 11** und **12** befindet sich etwas über dem EU-Durchschnitt, mit mäßig positiven Trends. Die **SDGs 2, 7, 13 und 15** haben in Österreich einen niedrigeren Status als der EU-Durchschnitt. Bei diesen Zielen gab es zudem kaum oder nur geringe Fortschritte, während Österreich bei **SDG 7** sogar Rückschritte gemacht hat.

Im Folgenden werden die Fortschritte bei diesen ausgewählten SDGs genauer in den Blick genommen.

SDG 2 „Den Hunger beenden, Ernährungssicherheit und eine bessere Ernährung erreichen und eine nachhaltige Landwirtschaft fördern" Abb. 8.5 zeigt, dass SDG 2 sowohl hinsichtlich des Fortschritts in Richtung des Ziels als auch in Bezug auf Österreichs Performance im Vergleich zu den anderen EU-Ländern eine niedrige Wertung erzielt. Diese Situation ergibt sich aus den nachfolgend beschriebenen Aspekten.

Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Produktion Die österreichische Regierung investiert vergleichsweise wenig in landwirtschaftliche Forschung und Entwicklung (F&E) zur Innovation umweltfreundlicherer Produktionsmethoden. Diese Situation hat sich zwischen 2015 und 2020 kaum verbessert, von 4 Euro auf 4,1 Euro pro Einwohner_in. In Bezug auf die Produktivität des landwirtschaftlichen Sektors, gemessen durch das landwirtschaftliche Faktoreinkommen in Jahresarbeitseinheiten (JAE; Eurostat, 2019), ist Österreichs Rang im EU-Vergleich etwas höher und liegt über

dem EU-Durchschnitt. Zwischen 2013 und 2018 war ein moderater Anstieg des landwirtschaftlichen Faktoreinkommens von 18.660 Euro pro JAE auf 20.029 Euro pro JAE zu beobachten. Der harmonisierte Risikoindikator für Pestizide, der die Risiken eines nicht nachhaltigen Einsatzes von Pestiziden für die menschliche Gesundheit und die Umwelt abschätzt (Eurostat, 2021), ist in Österreich vergleichsweise hoch – 2018 war Österreich hier unter den fünf schlechtesten EU-Ländern, mit deutlich negativem Trend. Im Gegensatz zu diesen drei Indikatoren befindet sich Österreich beim biologischen Landbau an der EU-Spitze, mit einem zudem äußerst positiven Trend. Der Anteil der landwirtschaftlichen Fläche, die unter ökologischem Landbau bewirtschaftet wird, ist zwischen 2014 und 2019 von 19,4 auf 25,3 % angestiegen.

Umweltbelastungen durch landwirtschaftliche Produktion Österreichs Landwirtschaft produziert im Vergleich zu jener anderer EU-Mitgliedstaaten überdurchschnittlich hohe Ammoniakemissionen durch mineralische Dünger und tierische Abfälle, und dieser Trend hat sich in den letzten Jahren zudem noch verstärkt. Zwischen 2013 und 2018 sind Ammoniakemissionen von 19,9 kg/ha auf 22,3 kg/ha angestiegen. Die Nitratkonzentration im österreichischen Grundwasser lag 2018 aufgrund eines leicht positiven Trends mit 21,9 mg/L knapp unterhalb des EU-Durchschnitts. Bei Bodenerosion durch Wasser befindet sich Österreich im EU-Vergleich auf den hinteren Rängen, außerdem hat der Fortschritt zu diesem Indikator in den letzten Jahren stagniert. 2016 waren in Österreich 15,5 % der gesamten nicht künstlichen erosiven Landesfläche[1] von gravierender Bodenerosion (Verlust von jährlich mehr als zehn Tonnen Erdreich pro Hektar) bedroht. Seit 2010 hat diese Zahl nur geringfügig abgenommen: damals waren 15,6 % natürliche Bodenfläche von gravierendem Bodenverlustrisiko betroffen.

Fehlernährung Fehlernährung ist ein Indikator zu SDG 2, der unter anderem mittels Body Mass Index (BMI) bemessen wird. Österreich hat im Vergleich zu anderen Mitgliedstaaten eine durchschnittliche Fettleibigkeitsrate, jedoch lässt sich hier in den letzten Jahren ein Stillstand bzw. eine leichte Entfernung von der Zielvorgabe beobachten. Von 2014 bis 2017 ist der Anteil von erwachsenen Österreicher_innen, die mit einem BMI von über 30 als fettleibig gelten, von 14,7 auf 15,0 % angestiegen.

Energie und Klima (SDGs 7 und 13) Wie sich Abb. 8.3 entnehmen lässt, befindet sich Österreich hinsichtlich **SDG 7** unterhalb des EU-Durchschnitts und hat zudem in den letzten Jahren eine negative Entwicklung zu verzeichnen. Der Fortschritt zu **SDG 13** war zwar moderat positiv, jedoch liegt die österreichische Performance auch hier unterhalb des EU-Durchschnitts. Auf Bezüge zu Landnutzung wird in Abschn. 8.4.4 genauer eingegangen.

Zugang zu leistbarer Energie Der Indikator zu Energiearmut ist der einzige im Bereich Energie und Klima, bei dem Österreich im EU-Vergleich tatsächlich im Spitzenfeld zu finden ist. 2019 waren 1,8 % der Bevölkerung nicht im Stande, ihre Wohnungen adäquat zu wärmen, womit Österreich hier EU-weit das beste Ergebnis erzielt. Der Trend zeigt zudem eine positive Entwicklung hin zur Erreichung des Ziels, denn 2014 lag dieser Anteil noch bei 3,2 % der Bevölkerung.

Energieverbrauch Der Primärenergieverbrauch misst den gesamten Energiebedarf eines Landes, d. h. den Energiekonsum von Endverbrauchern wie Industrie, Haushalte, Transport, Services oder Landwirtschaft sowie den Konsum des Energiesektors selbst für die Produktion und Transformation von Energie inklusive Energieverluste (Eurostat, 2021). Mit einem Primärenergiekonsum in 2019 von 32,2 Mio. Tonnen in Öläquivalenten (Mtoe/Jahr) befindet sich Österreich oberhalb des EU-Durchschnitts. Innerhalb der letzten Jahre hat hier eine leichte Distanzierung zur Zielerreichung stattgefunden; 2014 lag der Primärenergieverbrauch bei 30,8 Mtoe/Jahr. Selbiges gilt für den Energieendverbrauch, der den Verbrauch aller Endbenutzer wie Haushalte, Industrie, Landwirtschaft und Transport misst, nicht aber jenen des Energiesektors selbst. Österreich findet sich im EU-Vergleich auch hier auf den hintersten Rängen, mit moderat negativem Trend. Zwischen 2014 und 2019 ist der energetische Endverbrauch von 26,8 auf 28,3 Mtoe/Jahr gestiegen. Damit wird Österreich das Ziel verfehlen, den Energieendverbrauch bis 2020 auf 1050 Petajoule (PJ) zu reduzieren, was einer Reduktion auf ca. 25 Mtoe/Jahr entspräche (Statistik Austria, 2020a). Etwa ein Viertel des Energieendverbrauchs wird von Haushalten

[1] Dies bezieht sich auf die gesamte nicht künstliche erosive Landesfläche, siehe https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/sdg_15_50/default/table (EC, 2021).

konsumiert (Eurostat, 2021). Österreichs Pro-Kopf-Energiekonsum von Haushalten betrug im Jahr 2019 754 kg Öläquivalente pro Kopf und Jahr, während er im Jahr 2014 noch 730 Öläquivalente ausmachte. Damit findet sich Österreich im EU-Vergleich auch hier auf den hinteren Rängen wieder. Die Energieproduktivität, die den ökonomischen Output pro Einheit von brutto verfügbarer Energie misst, ist in Österreich dagegen vergleichsweise hoch, mit steigendem Trend (9,76 Euro pro kg Rohöleinheit im Jahr 2019). Der Anstieg der Energieproduktivität ist hauptsächlich dem steigenden Wirtschaftswachstum zuzurechnen, da der Brutto-Inlandsverbrauch an Energie in den letzten Jahren tendenziell gestiegen ist – dies zeigt einen Effizienzgewinn der Wirtschaftsproduktion, aber keine Reduktion der Umweltbelastung. Die Intensität der Treibhausgasemissionen durch Energieverbrauch misst das Verhältnis zwischen energiebedingten Emissionen und Brutto-Inlandsverbrauch von Energie und zeigt, wie viele Tonnen CO_2-Äquivalent (CO_2-e) pro Einheit konsumierter Energie ausgestoßen werden (Eurostat, 2021). Mit 1,6 t CO_2e pro Einheit konsumierter Energie im Jahr 2019 ist Österreich EU-weit diesbezüglich im unteren Mittelfeld, wobei der Trend in den letzten Jahren stagnierte.

Energieversorgungsportfolio Da der österreichische Energieverbrauch in den letzten Jahren gestiegen ist, spielt vor allem die Zusammensetzung der Energieversorgung eine große Rolle für die ökologische Nachhaltigkeit des Energiesektors. Bezüglich des Anteils erneuerbarer Energie am energetischen Brutto-Endverbrauch befindet sich Österreich im EU-Vergleich auf den vorderen Plätzen. Gleichzeitig gab es in den letzten Jahren allerdings keine Fortschritte auf diesem Gebiet: 2014 wie 2019 lag der Anteil erneuerbarer Energien in Österreich bei 33,6 %. Damit liegt Österreich nur knapp unter dem nationalen Europa-2020-Zielwert von 34 % (Statistik Austria, 2020a). Zudem ist auch die Abhängigkeit von Energieimporten in Österreich vergleichsweise hoch, mit negativen Entwicklungen in den vergangenen Jahren. Brennstoffimporte von außerhalb der EU machten 2019 71,7 % des gesamten Energieverbrauchs aus, während es 2014 noch 65,6 % waren. Damit liegt Österreich deutlich über dem EU-Durchschnitt von 60,7 % in 2019.

Bekämpfung des Klimawandels Österreichs Treibhausgasemissionen sind zwischen 2013 und 2018 von 9,7 t CO_2-e pro Kopf auf 9,2 t gesunken. Damit liegt Österreich über dem EU-Durchschnitt von 8,7 t CO_2-e pro Kopf im Jahr 2018 und befindet sich im EU-Ranking nur im unteren Mittelfeld. Laut dem österreichischen Freiwilligen Nationalen Bericht zur Umsetzung der SDGs ist die Reduktion der letzten Jahre nicht ausreichend, um das Ziel, Österreichs Emissionen aus den Nicht-Emissionshandelssektoren[2] gegenüber 2005 um 16 % zu verringern, zu erreichen (BMK, 2020a). Außerdem berücksichtigen diese Zahlen nicht jene CO_2-Emissionen, die in Importe eingebettet sind. 3,6 t CO_2 pro Kopf waren im Jahr 2015 Teil der österreichischen Importe (Sachs et al., 2020). Verkehrsemissionen kommt in Österreich eine besondere Bedeutung zu. Die durchschnittlichen CO_2-Emissionen neuer PKWs sind in Österreich mit einem Wert von 125,5 g CO_2 pro km im Jahr 2019 vergleichsweise hoch, doch die Trendentwicklung der letzten Jahre zeigt eine Reduktion der Flottenemissionen von 128,5 g CO_2 pro km im Jahr 2014.

Unterstützung von Klimaschutzmaßnahmen Der Konvent der Bürgermeister_innen für Klima und Energie ist eine Klimainitiative, die 2008 von der Europäischen Kommission ins Leben gerufen wurde, um lokale Regierungen beim Erreichen der Klima- und Energieziele der EU zu unterstützen. Beteiligte Städte verpflichten sich dabei freiwillig zu Klimaschutzmaßnahmen wie der Reduktion von Treibhausgasemissionen (EC, 2015). 2020 lebten 24 % der österreichischen Bevölkerung in Städten, die den Bürgermeister_innenkonvent unterzeichnet haben. Damit liegt Österreich im Ranking der EU-Länder auf einem der hinteren Plätze. Zum Vergleich: Im EU-Durchschnitt lebten 2020 42,6 % der Bevölkerung in Städten, die Teil dieses Klimabündnisses waren. Zudem hat Österreich seit 2015 diesbezüglich nur eine Verbesserung um 0,7 Prozentpunkte erzielt. Der österreichische Beitrag zur internationalen Mittelbindung von 100 Mrd. USD für Klimaschutzfinanzierungen im Rahmen des UNFCCC betrug 2019 332,82 Mio. Euro, was einem Anteil von 0,083 % am Brutto-Nationaleinkommen entspricht (Umweltdachverband, 2021).

[2] Jene Ziele zur Treibhausgasreduktion, die nicht unter das EU-Emissionshandelssystem (EU-EHS) fallen, sind in den Rechtsvorschriften zur Lastenteilung festgelegt. Diese verbindlichen Jahresziele im Zeitraum 2021–2030 betreffen Emissionen aus Sektoren wie Verkehr, Gebäude und Landwirtschaft, die für fast 60 % der gesamten EU-Emissionen verantwortlich sind. Siehe https://ec.europa.eu/clima/policies/effort/regulation_de.

Damit befindet sich Österreich diesbezüglich im oberen Mittelfeld der EU-Länder. Klimaschutzinitiativen wie KLAR und KEM, die vom österreichischen Klimafonds betreut werden (Kap. 6), werden im Eurostat-Bericht nicht berücksichtigt.

Wasser und Umwelt (SDG 6 und 15) In Österreich ist der Fortschritt zu und Status von **SDG 6** vergleichsweise hoch, dies gilt für alle drei Indikatorgruppen Hygiene, Wasserqualität und Effizienz der Wassernutzung. Laut dem Sustainable Development Report 2020 (Sachs et al., 2020) wäre die Wertung für SDG 6 jedoch weniger hoch, würde man den ‚indirekten' Konsum knapper Wasserressourcen, die in importierten Waren enthalten sind, einbeziehen. In Österreich wurden 2013 pro Einwohner_in 46 m^3 knappe Wasserressourcen konsumiert; der Trend stagniert (Sachs et al., 2020). Der Status von **SDG 15** ist niedriger als der Durchschnitt der EU-Mitgliedstaaten, außerdem hat Österreichs Fortschritt diesbezüglich in den letzten Jahren stagniert. Das liegt an der hohen Abhängigkeit vom globalen Supply Chain System, v. a. bezüglich der landwirtschaftlichen Produktion, bei der Land nicht nachhaltig genutzt wird (Sachs et al., 2020).

Wassernutzung und -qualität Der Wassernutzungsindex (WEI +) ist ein Maß für den gesamten Süßwasserverbrauch als Prozentsatz der erneuerbaren Süßwasserressourcen (Grundwasser und Oberflächenwasser) zu einem bestimmten Zeitpunkt und an einem bestimmten Ort und zeigt damit den Druck auf erneuerbare Süßwasserressourcen durch Wasserbedarf an (Eurostat, 2021). Mit einem Wassernutzungsindex von 1,8 % der erneuerbaren Süßwasserressourcen befand sich Österreich 2017 unter den führenden EU-Staaten. Allerdings zeigt der Trend der letzten Jahre eine negative Entwicklung an; 2012 lag der Index noch bei 1,3 %.

Die schadstoffliche Belastung von Wasser durch Phosphat und Nitrat ist in Österreich geringer als im EU-Durchschnitt. 2018 betrug die Konzentration von Phosphat in österreichischen Flüssen 0,032 mg PO_4 pro Liter und die von Nitrat in österreichischem Grundwasser 21,9 mg Nitrat pro Liter. Beide Indikatoren weisen positive Trends auf. Der Indikator zur Wasserqualität in österreichischen Badegewässern zeigt überdies ein äußerst positives Bild. Die Verunreinigung von Badegewässern durch Fäkalbakterien aus Abwässern und landwirtschaftlichen Nutzflächen ist in Österreich sehr gering. 98,5 % der natürlichen Badeorte hatten 2019 eine exzellente Wasserqualität, womit sich Österreich an der EU-Spitze befindet. In den letzten Jahren zeigt sich außerdem eine sehr positive Entwicklung dieses Werts, der 2014 noch bei 88,7 % lag. Der Indikator zum biochemischen Sauerstoffbedarf in Flüssen misst die Menge an Sauerstoff, die von aeroben Mikroorganismen benötigt wird, um organische Verschmutzungen unter Normalbedingungen zu zersetzen (BMK, 2020a; Eurostat, 2021). Hohe Werte von über 15 mg/L weisen auf eine schwere organische Verschmutzung hin, niedrige Werte von unter 1 mg/L zeigen, dass das Wasser sehr sauber ist (Eurostat, 2021). Österreich befand sich 2018 mit einem Wert von 1,68 mg/L im Mittelfeld des EU-Rankings. Allerdings hat sich der Wert stark verschlechtert; 2013 waren es noch 1,43 mg/L.

Ökosystem-Status Biochemischer Sauerstoffbedarf und Phosphatkonzentration in Flüssen sind Mehrzweckindikatoren und werden sowohl für **SDG 6** als auch für **SDG 15** verwendet. Diese beiden Indikatoren zeigen in Bezug auf ihren Status und auf ihren Fortschritt ein gemischtes Bild für Österreichs Landökosysteme. Darüber hinaus misst auch der Indikator zum Anteil der Waldfläche den Landökosystem-Status in Österreich. 2018 waren 48 % der gesamten Landesfläche gemäß FAO-Definition bewaldet. Damit liegt der Anteil von Österreichs Waldfläche knapp über dem EU-Durchschnitt.

Biodiversität Der Index weit verbreiteter Feldvogelarten, der die Vielfalt und Abundanz einer Auswahl von gängigen Ackerlandarten misst (Eurostat, 2021), zeigt für Österreich einen deutlichen Rückgang seit Beginn der 2000er-Jahre, wobei seit 2015 eine leichte Erholung der Bestände sichtbar ist. Dennoch ist der langfristige Rückgang von Feldvögeln in Österreich deutlich stärker ausgeprägt als in den anderen EU-Mitgliedsstaaten, für welche Daten verfügbar sind. Ein weiterer Eurostat-Indikator zur Evaluierung von Biodiversität ist der Anteil der Landesfläche, der unter Natura 2000 ausgewiesen ist. Natura 2000 ist ein Netzwerk an Schutzgebieten in ganz Europa, das die Biodiversität von Lebensräumen sowie Tier- und Pflanzenarten dauerhaft erhalten soll (EU, 2008). 2019 standen in Österreich 15 % der Landesfläche unter dem Schutz von Natura 2000, eine relativ niedrige Zahl im Vergleich zu anderen EU-Ländern. Seit 2014 ist dieser Anteil relativ unverändert geblieben. Zudem würden Fortschritte in diesem Bereich nicht notwendigerweise eine Verbesserung beim Schutz der Biodiversität

bedeuten, die auf ein entsprechendes Management der Schutzgebiete angewiesen ist. Laut dem Sustainable Development Report 2020 hat Österreich nach wie vor große Herausforderungen in Bezug auf die in Importen verankerten Risiken für Biodiversität zu bewältigen (Sachs et al., 2020).

Landdegradation Modellierungen des Joint Research Centre (JRC) der EU deuten auf eine vergleichsweise problematische Situation – mit stagnierendem Trend – in Österreich bezüglich Bodenerosion durch Wasser hin (siehe Abschn. 2.6). Auch Österreichs Bemühungen, der Versiegelung von Böden entgegenzuwirken, sind in den letzten Jahren zurückgegangen. 1523 km^2 der österreichischen Landesfläche waren 2018 durch undurchlässige Materialien versiegelt, mit steigendem Trend. Dies zeigt sich auch im Flächenverbrauch für Siedlungszwecke, ein Indikator für **SDG 11**, der nicht in der Gesamtwertung für **SDG 15** inkludiert ist: Die Siedlungsfläche pro Kopf ist zwischen 2015 und 2018 von 703,6 auf 740,1 m^2 gestiegen.

8.4 Eingangspforten für Transformation

Im Folgenden wird der Stand des Wissens mit Relevanz für die Landnutzung in Österreich entlang von sechs „Eingangspforten für Transformation" diskutiert (Abb. 8.1, 8.6). Diese sind keine Cluster von einzelnen SDGs, sondern ein Rahmen, der die existierenden Systeme der Verflechtungen der gegenwärtigen Welt visualisiert (UN, 2019a). Die Eingangspforten sind eng miteinander verknüpft und verschaffen somit einen systemischen Blick auf Wege zur Transformation, die nachhaltige Entwicklung ermöglichen. Diese Eingangspforten sind:

1. Menschliches Wohlergehen und menschliche Befähigung
2. Nachhaltige und gerechte Ökonomien
3. Nachhaltige Ernährungssysteme und gesunde Ernährung
4. Dekarbonisierung von Energie mit universalem Zugang
5. Herausforderungen der Entwicklung urbaner und peri-urbaner Räume, und
6. Globale Umwelt-Commons (Abb. 8.1. schwarze Schrift, fett gedruckt; Abb. 8.6)

Maßnahmen, die zu dieser Transformation führen, werden über vier Hebel (unten dargestellt, Abb. 8.1, 8.6) dann in Abschn. 8.5. diskutiert.

8.4.1 Menschliches Wohlergehen und menschliche Befähigung/Verwirklichung

Box 8.2 Sozio-ökologische Dimension: Mensch-Natur-Interaktion
Die Eingangspforte „Menschliches Wohlergehen und menschliche Befähigung" bearbeitet Aspekte, die vor allem in den folgenden SDGs adressiert werden und dabei diese in Beziehung miteinander setzen: **SDG 1** „Keine Armut", **SDG 3** „Gesundheit und Wohlergehen", **SDG 4** „Hochwertige Bildung", **SDG 5** „Geschlechtergleichheit", **SDG 8** „Menschenwürdige Arbeit und Wirtschaftswachstum", **SDG 9** „Industrie, Innovation und Infrastruktur", **SDG 10** „Weniger Ungleichheiten", **SDG 11** „Nachhaltige Städte und Gemeinde", **SDG 13** „Maßnahmen zum Klimaschutz", **SDG 15** „Leben an Land" sowie **SDG 16** „Frieden, Gerechtigkeit und starke Institutionen".

8.4.1.1 Framing: Multidimensionale Ansätze

„Leave no one behind" ist eines der Querschnittsprinzipien der UN-Agenda 2030. Vor allem zwei SDGs sind eng daran geknüpft: Verschiedene Formen und Dimensionen von Armut (SDG 1) und die Reduktion von Ungleichheiten (SDG 10). Alle Menschen sollen, so die Vision der Agenda 2030, unabhängig von Geschlecht, „Race", Glauben, Staatsbürgerschaft, Alter und Herkunft ihr Potenzial in Würde und in einer gesunden und sicheren Umwelt entfalten können. Zu dieser transformativen Vision zählen sowohl menschliches Wohlergehen („Well-Being"), im materiellen wie im gesundheitlichen Sinne, als auch Zugang zu sicherer Umwelt, Bildung, politischer Stimme und Resilienz (Mohammed & Ghebreyesus 2018). Genauso zentral für die Transformation ist menschliche Befähigung. Der Ansatz der Befähigung „konzentriert sich auf das Leben, das Menschen führen können, und nicht auf ihre Ressourcen, das heißt den Besitz – oder die Nutzung – von Bedarfsgütern, über die sie verfügen." (Sen, 2010, S. 281). Menschliches Wohlergehen und menschliche Befähigung sind fundamentale Voraussetzungen für ein gedeihliches gesellschaftliches Zusammenleben.

Die Ausprägungen menschlichen Wohlergehens dienen als wichtiger Gradmesser für die Beurteilung der sozialen Verfasstheit einer Gesellschaft (OECD, 2020). Hierfür spielen Kriterien eine Rolle, die auch im Zusammenhang mit Landnutzung, Landmanagement und Klimawandel aus einer Armuts- und Ungleichheitsperspektive relevant sind. Unter „Sustainability of well-being over time" in Verbindung mit menschlichem Wohlergehen sind Aspekte wie „Health Status", „Environmental Quality", „Personal Security" oder „Housing" hervorzuheben (OECD, 2020). Sie gehen auf den

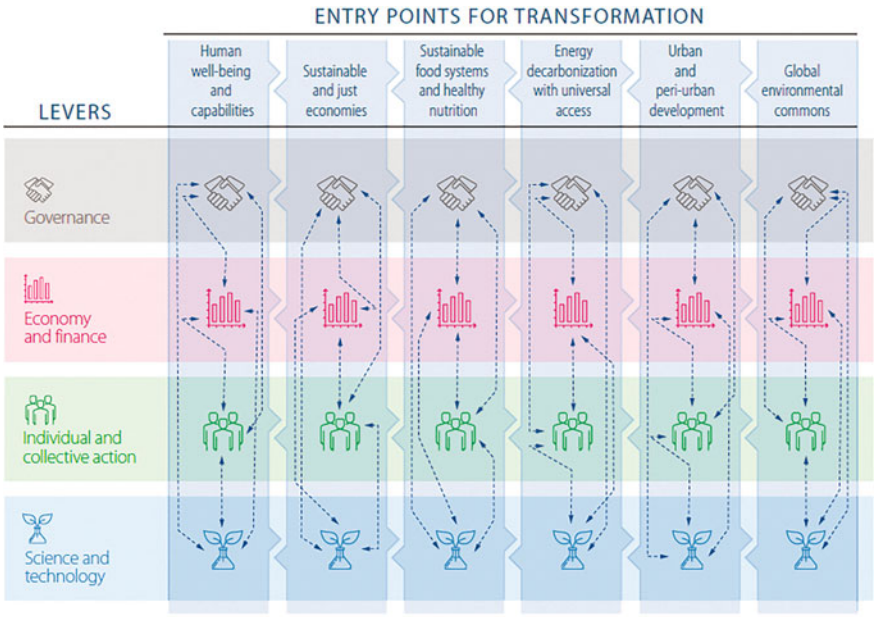


Abb. 8.6 Entwicklungspfade zur Transformation. (Visualisiert; UN, 2019a)

mehrdimensionalen Befähigungsansatz (Sen, 2010) zurück und stellen eine Form der Armuts- und Ungleichheitsbewertung dar, um den konventionellen engen, auf die Mikroökonomie reduzierten bzw. monetären Ressourcenansatz zu erweitern. Bei unserer Verwendung des Befähigungsansatzes geht es um ein ganzheitliches Verständnis der Lebenslage, die durch Geschlecht, Schicht, Migration, Alter und Sexualität strukturiert ist, v. a. um die Freiheit einer Person, Handlungsalternativen zu wählen.

Raum-undifferenzierter und eindimensionaler Armuts- und Ungleichheitsbegriff

Konventionelle Armuts- und Ungleichheitsforschung wurde für eine lange Zeit räumlich zu wenig differenziert erforscht (Hallegatte et al., 2018; Hillringhaus & Peichl, 2010; Weiss, 2005) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Dominante nationale oder globale Wohlfahrtsindikatoren unterschlagen mit ihren auf aggregierten Daten basierenden Auswertungen signifikante regionale Unterschiede im persönlichen wie kollektiven Wohlergehen und damit Handlungsoptionen für resiliente Armutsbekämpfung. Gerade vulnerable Gruppen sind durch kleine, auch klimatisch bedingte Veränderungen in den Möglichkeiten der Landnutzung besonders betroffen. Naturrisiken können dazu beitragen, Armut zu verfestigen, indem in den betroffenen Gebieten weniger investiert wird. Damit sinken Quantität und Qualität wichtiger sozialer Infrastrukturen, die oftmals aber nicht zu Abwanderung der betroffenen Bevölkerung führen, sondern umgekehrt sogar Zuzug ärmerer Menschen durch deren Verdrängung aus prosperierenden Regionen nach sich ziehen. Dies verschärft die bereits angespannten Sozialbeziehungen und die Konkurrenz um knappe Güter. Auf der Grundlage von vergleichsweise einfach zu erhebenden Wohlstandskategorien (Einkommen und verfügbare Güter) sind gerade arme Haushalte häufig dazu gezwungen, die natürlichen Ressourcen ihrer näheren Umgebung überproportional stark auszubeuten (Hallegatte et al., 2018) [geringe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Dies nicht zuletzt, weil die natürliche Ausstattung dieser Gebiete von geringerer Qualität ist und gleichzeitig die Wahloptionen geringer sind (niedriger Wohnstandard, geringe ökonomische Kapitalausstattung, schlechte Infrastrukturausstattung).

Dieses Unterkapitel nimmt diese zwei konzeptionellen Ansätze als Ausgangspunkt, um ausgewählte Erkenntnisse zum Thema menschliches Wohlergehen und Befähigung im Zusammenhang von Landnutzung, Klimawandel und Armut bzw. Ungleichheit im Kontext Österreichs zusammenzufassen.

8.4.1.2 Reurbanisierung, Schrumpfung und Suburbanisierung als schichtspezifische und vergeschlechtlichte Prozesse

In Österreich wurden bis 2019 7 % der Landesfläche und 18 % des Dauersiedlungsraums für Siedlungen, Verkehr und Betriebsgebiete in Anspruch genommen (ca. 7500 km^2; Tab. 1.1). Der jährliche Verlust, hauptsächlich von Ackerfläche, variierte zwischen 2001 und 2019 zwischen 38 km^2 und 104 km^2. Auch wenn seit 2009 der jährliche Zuwachs rückläufig ist, liegt der aktuelle Wert von 44 km^2 weit vom den laut Bundeskanzleramt angestrebten Zielwert von 9 km^2 (BKA, 2020) entfernt (Kap. 3, 6, 7).

Österreichische Städte wie Wien, Salzburg und Innsbruck verzeichnen steile Miet- und Eigentumspreiserhöhun-

gen (Van-Hametner et al., 2019). Dennoch entwickeln sich Städte unterschiedlich: Auch wenn die Alterung der Gesellschaft auf der nationalen Ebene zu beobachten ist, erlebt einerseits die Kernstadt Wien nach einer bis in die 1980er-Jahre andauernden Schrumpfphase wieder eine Zunahme der Bevölkerung („Reurbanisierung"; einen Zuwachs verzeichnen auch andere Nicht-Kernstädte, beispielsweise Seestadt Aspern), die auf den Zuzug von jungen Menschen zum Zweck der Ausbildung und Erwerbstätigkeit (Eder et al., 2018) sowie auf internationale Migration im Zug der EU-Osterweiterung (Giffinger & Kramar, 2012; Gruber & Franz, 2020) zurückzuführen ist. Dies entspricht dem generellen Verteilungsmuster internationaler Migrant_innen in Österreich (Biffl, 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Andererseits ging beispielsweise in den letzten zehn Jahren die Wohnbevölkerung im Salzburger Stadt*zentrum* um ca. 15 % zurück, obwohl die Bevölkerung der Stadt Salzburg insgesamt zugenommen hat. Die Tendenz in Salzburg ist im Wesentlichen auf zwei Faktoren zurückzuführen: Wohnimmobilien werden zunehmend entweder als Finanzanlagen gehandelt oder in der Tourismusbranche kurzzeitig lukrativ vermietet (Van-Hametner & Lang, 2019) [begrenzte Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Das Fehlen einer nennenswerten Wohnpolitik in den letzten 30 Jahren hat diese Situation verschärft (Van-Hametner et al., 2019; Weichhart, 1988). Problematisch ist insbesondere – und die Stadt Salzburg ist hier lediglich ein Beispiel – das Missverhältnis zwischen Einwohner- und Wohnungsentwicklung, da relativ wesentlich mehr Wohnungen gebaut werden als Einwohner_innen zuziehen (Stadt Salzburg, 2019). So wuchs die Zahl der Einwohner_innen in Salzburg (Stadt) zwischen 1987 und 1997 um 5,7 %, die Zahl der Wohnungen jedoch um 11, 6 % (1997–2007 war das Verhältnis +4,8 zu +8,4 %, 2007 bis 2017 +3 zu +9 %). Städtischer Boden wird somit auch durch wachsende Wohlstandsansprüche verbraucht.

Mit der Nutzung des Bodens (inklusive seiner Nicht-Nutzung) gehen vielfältige, auch widerstreitende Interessen und Machtansprüche einher. Politischer Interessens- und Machtausgleich tendiert dabei nicht dazu, mit der Inanspruchnahme von Fläche sparsam umzugehen. Hohe Immobilienpreise zwingen vor allem Familien mit Kindern, kleinere Wohnung zu kaufen bzw. zu mieten (Van Hametner & Lang 2019). In Kombination mit global diskutiertem Massentourismus, hohem Verkehrsaufkommen und dem Wandel in Flächennutzung alltäglicher lokaler Infrastruktur (z. B. Einzelhandel; Freytag & Bauder, 2018; Sequera & Nofre, 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung] gefährdet der mangelnde Zugang zu adäquaten Wohnräumen menschliches Wohlergehen. In städtischen Räumen haben gerade Familien mit niedrigem Einkommen weniger Freiheit in Hinblick auf Wohnungsalternativen (zum Thema Luftqualität und „städtische Wärmeinsel" siehe Abschn. 8.4.5.1). Dies kann die Realisierung menschlicher Befähigung negativ beeinflussen.

Parallel zur Reurbanisierung entstehen weiterhin neue Wohnsiedlungen im Stadtumland, was „Suburbanisierung" genannt wird. Dabei handelt es sich um Wanderungen von primär jungen, wachsenden Familien, die auf der Suche nach einer leistbaren, größeren Wohnung aus den Städten, aber auch aus anderen Regionen im In- und Ausland, ins urbane Umland ziehen (Eder et al., 2018) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Suburbanisierung begünstigt eine Struktur, die mit dem Aspekt der Nachhaltigkeit in der Nutzung von Ressourcen und im gesellschaftlichen Zusammenhalt nicht zwingend vereinbar ist. Mehr als die Hälfte der aktiv Erwerbstätigen (53,3 %) arbeitet nicht in ihrer Wohngemeinde (Statistik Austria, 2020b). Während das öffentliche Verkehrsnetz *innerhalb* der Stadt Wien historisch wie in der Gegenwart im Vergleich zu anderen europäischen Metropolen gut ausgebaut war bzw. ist (Bärnthaler et al., 2023; Verwiebe et al., 2020) [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung], sind die Bedürfnisse nach der Verbesserung der öffentlichen Verkehrsinfrastruktur bei den Familien, die im Eigenheim in peripheren Regionen Wiens wohnen, weiterhin sehr groß (Friesenecker et al., 2021) [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Familien im südlichen Wiener Umland neigen dazu, wesentlich öfter PKWs zu nutzen als Wiener_innen (Bärnthaler et al., 2023) [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung], wobei auch Pendelbewegungen zwischen Nicht-Metropolregionen verzeichnet wurden (Leber & Kunzmann, 2006). Bundesweit macht der motorisierte Individualverkehr 85 % der Pendler_innen aus, wobei Burgenland und Oberösterreich mit 96 % Spitzenreiter_innen sind (AK, 2019) [begrenzte Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Dies trägt erstens zu Verschlechterung der Luftqualität durch erhöhte Emissionen bei, welche zu entzündlichen Veränderungen an den Atemwegen sowie oxidativem Stress und Zellschäden führen (APCC, 2018 S. 61; s. Kap. 3) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Zweitens weist laut dem Arbeitsklimaindex der Arbeiterkammer lange Pendelzeit auf gesellschaftliche Konsequenzen hin: Langpendler, die gerade bei männlichen gut gebildeten Führungskräften häufiger vorkommen, geben an, mit negativen Auswirkungen auf die Vereinbarkeit von Familie und Beruf konfrontiert zu sein (AK, 2019) [begrenzte Evidenz, hohe Übereinstimmung]. In diesem Zusammenhang kann durchaus argumentiert werden, dass die Suburbanisierung ein vergeschlechtlichter Gesellschaftsprozess ist, da sie die traditionelle Arbeitsverteilung zwischen Frauen und Männern (insbesondere Müttern und Vätern) strukturell verstetigt (Retraditionalisierung der Geschlechterrolle in Mittel- und Oberschichtshaushalten) (s. auch Bärnthaler et al., 2023 für das südliche Umland Wiens): Frauen bleiben länger oder überhaupt zu Hause, da neben der reinen Arbeitszeit noch (lange) Pendelzeiten eine (Teilzeit-)Beschäftigung erschweren oder gar verhindern. Dies trifft besonders für Mittel- und Oberschichtshaushalte zu. Dies hat wiederum Konsequenz

für die Befähigung von Frauen im Sinne der Selbstverwirklichung.

8.4.1.3 Land- und Forstwirtschaft und Tourismus: Abwanderung, Geschlechterungleichheit und migrantische Arbeitskräfte

Auch in ländlichen Räumen können Veränderungen von klimatischen Bedingungen menschliches Wohlergehen im Kontext der dortigen Landnutzung gefährden. Der punktuell ausbleibende lokale Niederschlag, wie in den letzten Jahren (Abschn. 1.3.1), könnte unter bestimmten Bedingungen zur Konzentration von gefährlichen Stoffen, wie beispielsweise Nitrat, führen, was wiederum die Qualität des Grundwassers langfristig beeinträchtigen wird (Rechnungshof, 2015; APCC, 2018, S. 196) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Intensiverer Einsatz von aggressiven Chemikalien in der Land- und Forstwirtschaft, um dürrebedingte Abwehrschwächen bzw. wärmebegünstigte Pflanzenschädlinge zu bekämpfen, zählt zu einem weiteren Faktor für die spezifische Gesundheitsgefährdung ländlicher Räume (Olesen & Bindi, 2002). Zudem kann davon ausgegangen werden, dass in der Landwirtschaft tätige Personen dem durch Chemikalien und Hitze verursachten Gesundheitsrisiko besonders stark ausgesetzt sind [begrenzte Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Hier werden Migrant_innen überproportional betroffen, da offiziell mehr als die Hälfte (53,4 %) der Arbeitskräfte in der Land- und Forstwirtschaft nicht österreichische Staatsbürger_innen sind und es sich dabei im Wesentlichen um mobile und ‚billige' Saisonarbeiter_innen aus Osteuropa handelt (Segert et al., 2012) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Gerade bei Bio-Anbau ist die Arbeitsintensität am stärksten, je nach Produkt etwa 15–35 % höher als bei konventionellem Anbau (Fess & Benedito, 2018) (für den US-amerikanischen Kontext, s. Finley et al., 2018). Ohne die Implementierung fairer Arbeitsbedingungen und sozialer Absicherung steht nachhaltige Landnutzung in der Landwirtschaft nicht unbedingt in Einklang mit dem Wohlergehen der Arbeitskräfte, vor allem dem von in Migrant_innen, die in der Land- und Forstwirtschaft überrepräsentiert sind und strukturell nachteilige Verhandlungsposition haben; somit kann dies den transnationalen gesellschaftlichen Zusammenhalt gefährden.

Insgesamt betrachtet, verzeichnen ländliche und strukturschwächere Regionen durch Abwanderung einen Bevölkerungsrückgang, während österreichische (sub-)urbane Räume wachsen. Vor allem ist im ländlichen Raum ein Rückgang der erwerbstätigen Bevölkerung zu beobachten (Statistik Austria, 2020b). Es bestehen Tendenzen zu geschlechterspezifischen Unterschieden in Abwanderungsmustern. Bei Frauen fängt die Abwanderung in Städte im jüngeren Alter bereits zum Zweck der Ausbildung an (ab 15 Jahre), während bei Männern die Abwanderungsbewegungen erst später berufsbedingt eintreten (Alterskohorte 25–29 Jahre) (Oedl-Wieser et al., 2018) [begrenzte Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Einerseits sind auf der subjektiven Ebene trotz der fehlenden Infrastruktur in ländlichen Räumen keine signifikanten Unterschiede in der Lebenszufriedenheit zwischen jungen Menschen von Regionen mit und ohne Bevölkerungsrückgang feststellbar (Oedl-Wieser et al., 2018) [begrenzte Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Andererseits stellen Alterung und Abwanderung aus dem ländlichen Raum von Menschen mit höherem Bildungsabschluss und/oder weiblichen Personen Herausforderungen dar, die den Verlust von sozialem Zusammenhalt und Anpassungsfähigkeit mit sich bringen könnten.

Die soziodemografischen Veränderungen treffen besonders ältere Menschen und Frauen, denn wenn öffentliche Infrastruktur zusammengelegt wird, fehlt es ihnen an bedarfsgerechten verlässlichen Mechanismen informeller sozialer Sicherung (Rebhandl, 2020; Riederer et al., 2019). Beispiele derartiger Vulnerabilität sind versteckte Armut durch Arbeitslosigkeit (Chassé, 2019) sowie fehlende Kinderbetreuung vor allem bei (alleinerziehenden) Müttern und Altenpflege. Das sind gerade weiblich konnotierte Tätigkeiten: 86 bzw. 80 % der befragten Bäuerinnen gaben an, für Haushalt und Altenpflege nie externe Unterstützung beansprucht zu haben. Zum Vergleich: Solche Unterstützung wird für betriebliche Angelegenheiten stärker genutzt (LFI, 2016) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Diese Tendenz stellt eine Belastung für Frauen dar. Positiv hervorzuheben ist, dass betriebliche Entscheidungen mehrheitlich gemeinsam mit den Partnern getroffen werden (Bundesdurchschnitt bei ca. 76 %). Während etwa 50 % der Höfe bundesweit als gemeinsame Eigentümerschaft registriert sind, weisen jedoch einige Bundesländer wie Tirol und Kärnten wesentlich höhere Anteile an der Eigentümerschaft von ausschließlich männlichen Bauern aus (jeweils 65 und 58 % der befragten Bäuerinnen) (LFI, 2016) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Dies deutet darauf hin, dass, obwohl alltägliche Entscheidungen eher partnerschaftlich getroffen werden, die Eigentumsstruktur in bestimmten Bundesländern hingegen durch Geschlechterungleichheit gekennzeichnet ist.

Die Zunahme klimawandelbedingter Extremereignisse und der damit einhergehende Verlust in der wirtschaftlichen Landnutzung (Bischof et al., 2017) kann die oben skizzierten gegenwärtigen Entwicklungen mit Blick auf Erwerbstätigkeit und Migration/Mobilität längerfristig beeinflussen. Dies gilt vor allem auch in Bezug auf das Ausfallen bzw. die Verzögerung der Ski-Saison im Wintersporttourismus (Berghammer & Schmude, 2014). Ein Ansatz ist es, auf die Diversifizierung des schneeunabhängigen Angebots durch beispielsweise Wandersport und Wanderurlaube zu setzen (APCC, 2014). Auf der anderen Seite ist der Tourismus nicht nur vom Klimawandel betroffen (APCC, 2021), sondern trägt selbst auch zum Klimawandel bei (Eisenstein, 2016). Global macht die Tourismusindustrie zwischen 3,9 und 6,5 %

der Treibhausgasemissionen aus (IPCC, 2014 zit. in Bischof et al., 2017). Die Zerstörung von Ökosystemen durch Skipistenerschließung und künstliche Beschneiung steht z. B. in Widerspruch zu Einkommenssicherung in dieser Branche und österreichischer Identitätsbildung als „Wintersportland". Offene Fragen sind, wie in diesem Zusammenhang der sogenannten Bio-Tourismus (beispielsweise im Land Salzburg) mit Blick auf die Ökologie vermarktet wird, und wie dieser sich in Bezug auf Arbeitsbedingungen generell, und jenen von Migrant_innen insbesondere, als Thema der gesellschaftlichen Nachhaltigkeit verhält.

8.4.2 Nachhaltige und gerechte Ökonomien

Box 8.3 Wirtschaftliche Dimension der sozio-ökologischen Nachhaltigkeit

Die Förderung von Wirtschaftswachstum, produktiver Vollbeschäftigung und menschenwürdiger Arbeit (**SDG 8**) ist ein entscheidender Einflussfaktor auf Klimawandel (**SDG 13**), Meeresverschmutzung (**SDG 14**) und Landnutzung (**SDG 15**). So entsteht ein immanenter Widerspruch zwischen dem Ziel 8 und dem Schutz der natürlichen Umwelt. Mit der Auflösung dieses Widerspruchs beschäftigt sich unter anderem ganz wesentlich das **SDG 12** (Nachhaltiger Konsum und Produktion). Diese „Ziel-8-Treiber" stellen auch einen Bezug zu anderen SDGs her – insbesondere **SDG 7** (Energie) und **SDG 9** (Industrie, Innovation und Infrastruktur), aber auch **SDG 3** (Gesundheit), **SDG 4** (Bildung) und **SDG 16** (Institutionen). Außerdem sind in **SDG 1** (Armut vermeiden), **SDG 5** (Gender) und **SDG 10** (Gerechte Verteilung) Verteilungsfragen zu beachten.

8.4.2.1 Die Förderung von Wirtschaftswachstum, Arbeit und Vollbeschäftigung beeinflussen den Klimawandel und die Landnutzung

Wirtschaftswachstum führt dann zu mehr Flächenbeanspruchung, wenn diese nicht durch technischen Fortschritt (Effizienzsteigerung), Strukturwandel, erhöhten Arbeitseinsatz oder stärkere Nutzung weniger flächenbeanspruchender Produktionsprozesse kompensiert wird. Das gilt für die Gesamtwirtschaft, auch wenn sich einzelne Sektoren wie die Landwirtschaft anders entwickeln. In diesem Sinn kann Flächennutzung, wenn sie ausgeweitet wird, auch als Treiber für das Wachstum der gesamten Wirtschaft verstanden werden (FAO, 2016; Santarius, 2012) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Gleichzeitig treibt Wirtschaftswachstum auch den anthropogenen Klimawandel weiter an, solange keine absolute Entkoppelung zwischen Wachstum, Ressourceneinsatz und Treibhausgasemissionen erreicht wird (Haberl et al., 2020; Jackson, 2009) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Haberl et al. (2020) kommen in ihrer empirischen Metaanalyse zu dem Schluss, dass absolute Reduktionen des Ressourcenverbrauchs und der Treibhausgasemissionen nicht durch die beobachteten Entkopplungsraten erreicht werden können, weshalb die aktuellen Maßnahmen durch suffizienzorientierte Strategien und die strikte Durchsetzung absoluter Reduktionsziele ergänzt werden müssen.

Land- und Forstwirt_innen sind wichtige Entscheidungsträger_innen in Hinblick auf die Veränderungsprozesse im Kontext der Landnutzung und des Klimawandels (Pröbstl-Haider et al., 2016). Deshalb ist es für eine nachhaltige und gerechte wirtschaftliche Entwicklung im Landnutzungssektor von entscheidender Bedeutung, wie diese Akteur_innen als Reaktion auf den Klimawandel sowie auf klimapolitische Maßnahmen ihr Landnutzungsverhalten ändern [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Dazu kommt die Flächennutzung durch Gewerbe-, Industrie- und Verkehrsflächen sowie zur Gewinnung abiotischer Ressourcen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Ein weiterer wesentlicher Entscheidungsfaktor ist die Nachfrageseite. Nur wenn Konsument_innen, Investor_innen, der Staat und/oder das Ausland gleichzeitig mehr nachfragen, wird dieses Angebot letztlich zu Wachstum führen. Ähnliches gilt, wenn Preise aufgrund von Subventionen zu niedrig sind.

Wirtschaftswachstum trägt bei gegebener Arbeitszeit und gegebener Arbeitsproduktivität zur Schaffung bzw. zum Erhalt von Arbeitsplätzen bei (Jackson und Victor, 2011) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Weniger Erwerbsarbeit (etwa bedingt durch ein geringeres Arbeitsangebot in einer älter werdenden Gesellschaft) bedeutet nicht nur weniger Produktion und damit ein geringeres BIP (Wachstum), sondern auch Möglichkeiten, durch materiellen Konsum zum globalen Ressourcenverbrauch beizutragen (für eine konzeptionelle Diskussion siehe Kallis et al., 2013, für eine empirische Untersuchung Knight et al., 2013) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Denn nur in geringem Ausmaß haben Bürger_innen direkten Zugriff auf Ressourcen, zum Beispiel im eigenen Garten – der Großteil läuft über den „Markt".

Andererseits ist darauf zu verweisen, dass der Verbrauch knapper Ressourcen, Umweltzerstörung oder klimarelevante Emissionen im BIP gar nicht zu Buche schlagen und dass aus einer rein betriebswirtschaftlichen Sicht Umweltzerstörung ökonomisch rational sein kann.

Menschen sind aber auch tätig, wenn sie nicht einer Erwerbsarbeit nachgehen: sie arbeiten für sich selbst, für nahestehende Menschen und für die größere Gemeinschaft und den Planeten (Stocker et al., 2020). Insbesondere feministische Ökonom_innen forschen viel zu diesem nicht marktbasierten Arbeitsbereich, genannt „Care Work" (Biesecker et al., 1997; Biesecker & Hofmeister, 2010; Nelson, 2016).

Entscheidend ist nun, dass auch diese Arbeit – wie die Erwerbsarbeit – Lebensqualität produziert, etwa wenn wir kochen anstatt ins Restaurant zu gehen, wenn wir Angehörige versorgen, Kinder aufziehen und wenn wir uns ehrenamtlich oder politisch engagieren (Nørgård, 2013). Ein wesentlicher Unterschied liegt darin, dass das, was Nicht-Erwerbsarbeit produziert, nicht im BIP erfasst wird (Waring, 1988) und auch nicht unmittelbar auf Klima und Landnutzung wirkt, wohingegen gesellschaftlich unerwünschte Effekte wie der Verbrauch begrenzter Ressourcen sowie die durch Produktionsprozesse entstehenden umweltschädlichen Emissionen oder die Umweltzerstörung sehr wohl – und sogar mit positivem Vorzeichen – in das BIP miteinberechnet werden.

Erwerbsarbeit und Zeitverwendung sind nach Alter, Geschlecht und anderen sozialen Aspekten ungleich verteilt. Während die einen nach ihrer eigenen Einschätzung zu viel arbeiten, sind andere erwerbsarbeitslos – mit entsprechenden Konsequenzen für die Gesundheit, die Lebensqualität und das Einkommen. Gleichzeitig verschiebt sich das Verhältnis von Erwerbsarbeitenden zu Menschen jenseits der 65 deutlich zuungunsten ersterer, was bedeutet, dass ohne ausgleichende Tendenzen, wie technischen Fortschritt oder auch Zuwanderung, die Möglichkeit, mehr (BIP) zu produzieren, sinkt (Waring, 1988).

Szenarien zeigen, dass der Lebensstil eine entscheidende Rolle spielt, wenn es darum geht, Ressourcenverbrauch zu reduzieren (Reusswig, 2010). Ein zentraler Aspekt ist die Arbeitszeit (Zwickl et al., 2016). Neben der Reduktion des Produktionsniveaus durch gesunkene Arbeitsstunden (im Falle einer aggregierten Reduktion) spielt die Konsumseite eine Rolle. Hier wird davon ausgegangen, dass sich aus der Veränderung der Zeitverwendung auch eine Veränderung der Konsumstruktur ergeben kann. Empirische Studien zeigen, dass ein Zusammenhang zwischen langen Arbeitszeiten und nicht nachhaltigem Konsumverhalten besteht, etwa im Mobilitäts- oder Ernährungsverhalten (Devetter & Rousseau, 2011; Jalas, 2002; Knight et al., 2013; Rosnick & Weisbrot, 2007; Sanches, 2005; Schor, 2005). Ob eine Reduktion der Arbeitszeit im Umkehrschluss zu nachhaltigerem Verhalten führt, lässt sich nicht a priori bestimmen (Dengler & Strunk, 2018). Oft wird angenommen, dass Zeiten für arbeitsintensive Tätigkeiten genutzt werden, die dann nicht mehr am Markt erworben würden und sich dadurch die Schwarzarbeit erhöhe, was einen Rebound-Effekt mit sich bringen würde. Eine Studie für das deutsche Umweltbundesamt hat gezeigt, dass etwa 50 % des durch die Arbeitszeitverkürzung verursachten Konsumrückgangs durch veränderte Zeitverwendung kompensiert wird (Schumacher et al., 2019) [geringe Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Empirisch sind in den letzten Jahrzehnten die Wachstumsraten stark zurückgegangen (von bis zu 10 % in den 1950er-Jahren auf gegenwärtig 1–2 %). Langfristige Prognosen zeigen, dass dieser Trend zur säkularen, also lang andauernden Wachstumsschwäche weitergeht und auch global beobachtet werden kann. Das Wirtschaftswachstum scheint eher linear (d. h., das BIP erhöht sich alle zehn Jahre in etwa um den gleichen Betrag) als exponentiell zu sein. Dieser Trend lässt sich auch ökonomisch erklären, wenn man beachtet, dass die oben genannten Angebots- und Nachfrage-„Treiber" im Zeitablauf abnehmen (Bourcarde & Herzmann, 2006; IMF, 2023; Klingholz & Slupina, 2017; Sinn, 2014) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

8.4.2.2 Klimabedingte Risiken bremsen die wirtschaftliche Entwicklung

Die Auswirkungen des Klimawandels führen, in Kombination mit der Klimawandelanpassung, zu Änderungen in der Landnutzung in Österreich [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Selbst in Zeiten des anthropogenen Klimawandels können sich auf nationaler Ebene und im globalen Durchschnitt neue Chancen zu Landnutzung, landwirtschaftlicher Intensivierung, Produktivitätssteigerung und somit erhöhter wirtschaftlicher Tätigkeit ergeben – vor allem, wenn adäquate Anpassungsmaßnahmen gesetzt werden (Schönhart et al., 2016; Steininger et al., 2016). Diese Erkenntnisse beruhen auf Durchschnittsbetrachtungen. So wird es auf lokaler und regionaler Ebene, vor allem im Osten Österreichs, zu einem Verlust an Ertragsfähigkeit der Böden und ökonomischen Verlusten kommen (Haslmayr et al., 2018; Kirchner et al., 2016; Mitter et al., 2015a, 2015b) [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung] und zukünftige „[…] *Forschungsarbeiten sollten vermehrt auf die Auswirkungen von Extremereignissen in der Landwirtschaft eingehen und klären, ob die durchschnittlichen Produktivitätssteigerungen ausreichen, die Kosten einer erwarteten höheren Wettervariabilität zu kompensieren*" (Schönhart et al., 2014).

Globale ökonomische Analysen zeigen, dass regionale Klimaextreme bereits erhebliche negative Auswirkungen auf die nationale und internationale Wirtschaft haben (Chatzopoulos et al., 2020; IPCC, 2019) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Österreichspezifische Untersuchungen von potenziellen ökonomischen Auswirkungen klimabedingter Extremereignisse im Landnutzungsbereich sind derzeit noch rar. Analysen mithilfe risikobasierter Modelle für Mais zeigen allerdings, dass durch den Klimawandel im Österreich-Durchschnitt die Maiserträge zwar tatsächlich steigen könnten, aber die Gefahren durch Extremereignisse bei einer solchen Durchschnittsbetrachtung massiv unterschätzt werden (Hochrainer-Stigler et al., 2019). Ein 500-jährliches Dürreereignis, welches durch den Klimawandel in Zukunft signifikant wahrscheinlicher wird, würde etwa zu einem um über 20 % geringeren Maisertrag in Österreich führen als in einem Durchschnittsjahr ohne Klimawandel. Dies stellt völlig neue Herausforderungen an das Risikoma-

nagement dar, z. B. in Form eines öffentlich subventionierten Versicherungssystems [begrenzte Evidenz, hohe Übereinstimmung].

In der Forstwirtschaft stellt die Störung durch Schädlinge und Extremwetterereignisse ein Risiko dar, welches durch den Klimawandel in Zukunft verstärkt wird (Abschn. 3.3; 4.3); (Irauschek et al., 2017; Netherer & Schopf, 2010; Seidl et al., 2014; Temperli et al., 2013; Thom et al., 2017b) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine Untersuchung der Fichtenbestände der Österreichischen Bundesforste (ÖBf) zeigt, dass eine Kombination aus gewissen Bestandseigenschaften (hoher Fichtenanteil, erhöhtes Bestandsalter und Bestandsdichte) sowie reichlicher Wirtsverfügbarkeit, günstigen Temperaturbedingungen für die Borkenkäferentwicklung und einer akuten Anfälligkeit der Bäume durch Trockenstress, sehr wahrscheinlich zu Borkenkäfermassenausbrüchen führen kann (Netherer et al., 2019). Irauschek et al. (2017) untersuchen die Auswirkungen des Klimawandels auf die Forstwirtschaft in den österreichischen Ostalpen und finden, dass bis 2100 in allen untersuchten Klimaszenarien der stehende Vorrat in Wäldern um bis zu 15 % im Vergleich zu einem Szenario ohne Klimawandeleinflüsse abnehmen könnte. Als Haupttreiber für diese Abnahme identifizieren sie die zunehmenden jährlichen Schäden durch Borkenkäfer, welche, je nach Klimaszenario, um das Zwei- bis Fünffache zunehmen könnten.

Die Auswirkung von Hitzestress auf die Arbeitsproduktivität ist eine weitere wichtige wirtschaftliche Auswirkung des Klimawandels, die sich auf die nationale Produktion und das Einkommen der Arbeitnehmer auswirken wird (Day et al., 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die empirische Beziehung zwischen Hitzestress und der Aufgabenproduktivität einzelner Arbeitnehmer_innen ist hinlänglich bekannt und robust (Lemke & Kjellstrom, 2012). Mit zunehmend steigenden Temperaturen und länger anhaltenden Hitzeperioden in Österreich wird es auch hierzulande zielgerichteter Anpassungsmaßnahmen bedürfen, um menschenwürdige Arbeitsbedingungen im landwirtschaftlichen Sektor (v. a. für Erntehelfer_innen) aufrecht zu erhalten (Abschn. 8.4.1.3).

8.4.2.3 Klimawandelbedingte Landnutzungsänderungen gefährden die Transformation

Klimawandel- und klimapolitikbedingte Veränderungen in landwirtschaftlichen Produktionsprozessen haben bei gleichbleibend traditionell geschlechtsspezifischen Arbeits- und Lebensbedingungen negative Auswirkungen auf die Gendergerechtigkeit (Oedl-Wieser, 2015; Smetschka et al., 2016, 2014) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Die steigende Produktivität und landwirtschaftliche Intensivierung sowie die Auswirkungen des Klimawandels und die möglichen Nebenwirkungen einzelner klimapolitischer Maßnahmen (z. B. im Zusammenhang mit der intensiven Nutzung von Bioenergie der 1. Generation) führen österreichweit zu einer Verschlechterung der Umweltbedingungen, wie etwa dem Rückgang des Pflanzenartenreichtums, der Wasserqualität und Verschlechterung des Landschaftsbildes (Kirchner et al., 2016; Pröbstl-Haider et al., 2016; Schönhart et al., 2016) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Verstärkt wird dieser negative Effekt des Klimawandels auf Umweltindikatoren noch durch die Gemeinsame Agrarpolitik der EU, welche die Intensivierung der landwirtschaftlichen Landnutzung weiter vorantreibt (Kirchner et al., 2016) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Als Kernstück des europäischen *Green Deals* stellt die EU-Biodiversitätsstrategie für 2030 eine ambitionierte Gegenströmung zum Schutz der Natur und zur Umkehrung der Schädigung der Ökosysteme dar.

Während die gekoppelte Produktion von Eiweißfutter, Pflanzenöl und Bioenergie (z. B. Biodiesel und Ethanol) aus betriebswirtschaftlicher Sicht sinnvoll sein kann, können Subventionen für die inländische Produktion von Bioenergiepflanzen zu steigenden regionalen Nahrungs- und Futtermittelpreisen sowie zu höheren Bodenpreisen in einer bodenbegrenzten Wirtschaft führen (Stürmer et al., 2013). Diese Preiseffekte können wiederum negative gesamtwirtschaftliche Effekte zur Folge haben und sich negativ auf die Wohlfahrt auswirken (Schinko et al., 2020) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Weiters zeigen Ergebnisse eines durch die EU finanzierten Forschungsprojektes (POLFREE, 2015), dass zunehmender Landnutzungsdruck bei begrenzter Landverfügbarkeit und begrenztem Produktivitätssteigerungspotenzial zu steigenden Nahrungsmittelpreisen führen kann, was wiederum zu einer veränderten, einkommensabhängigen Konsumnachfrage führt. Der reale Anteil von Nahrungsmitteln und landwirtschaftlichen Produkten am Gesamtkonsum sinkt mit dem höheren Niveau des Gesamtkonsums und des Einkommens. Da die Preiselastizität negativ ist, verringert ein steigender realer Preis den realen Konsumanteil weiter. Der nominale Anteil sinkt ebenfalls (wenn auch weniger stark als der reale Anteil) mit dem höheren Niveau des Gesamtkonsums, der absolute Wert aber steigt mit dem realen Preis von Lebensmitteln, da seine Preiselastizität geringer ist als eins. Modellierungsergebnisse deuten darauf hin, dass der Anstieg des realen Preises so stark sein kann, dass der Effekt des steigenden Einkommens durch den Preiseffekt überkompensiert wird und somit sogar der nominale Anteil für Lebensmittel und landwirtschaftliche Produkte an den Gesamtkonsumausgaben der Haushalte steigt. Steigende nominale Ausgaben für den Konsum von Lebensmitteln und landwirtschaftlichen Produkten, abhängig von der drastischen Zunahme des realen Preises, haben natürlich viel dramatischere Auswirkungen für ärmere Haushalte als für den Durchschnittshaushalt. Im Falle der Entwicklungs- und Schwellenländer

gibt es möglicherweise eine relativ große Zahl von Haushalten, die bereits jetzt fast ihr gesamtes Einkommen für Lebensmittel und landwirtschaftliche Produkte benötigen bzw. in Zukunft benötigen werden (Ermann et al., 2017). Auch für Österreich können steigende Nahrungsmittelpreise, ausgelöst durch Landnutzungsänderungen (Stürmer et al., 2013), das Preisbewusstsein für Lebensmittel zumindest in manchen einkommensschwachen Konsument_innengruppen heben und zu einer veränderten Konsumnachfrage führen, da Lebensmittelpreise neben dem verfügbaren Haushaltseinkommen den zentralen Faktor in den Konsumentscheidungen von Haushalten darstellen (Haider et al., 2022; Wallnoefer & Riefler, 2022) [begrenzte Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Die Konkurrenz um die begrenzte Ressource Boden verstärkt sich im Kontext des Klimawandels u. a. durch Landnutzungsänderungen im Rahmen von Klimawandelanpassung, die Auswirkungen des Klimawandels (z. B. durch Extremereignisse), die Zersiedelung (Abschn. 6.6), aber auch durch neue Nutzungsmöglichkeiten im Rahmen der Klimawandelvermeidung (Stichwort 1. Generation von Bioenergie und Kohlenstoffsenken). Auf der globalen Ebene zeigt der IPCC SR Land Use (IPCC, 2019), dass Bemühungen zur Eindämmung des Klimawandels, die große Landflächen benötigen (z. B. Bioenergie und Aufforstung/Wiederaufforstung), voraussichtlich mit den bestehenden Landnutzungen konkurrieren werden (Creutzig et al., 2016; Dooley & Kartha, 2018; Hasegawa et al., 2015; Henry et al., 2018; Roy et al., 2018; UN, 2015a) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Konkurrenz um Land könnte die Nahrungsmittelpreise erhöhen und zu einer weiteren Intensivierung (z. B. Düngemittel- und Wassernutzung) mit Auswirkungen auf die Wasser- und Luftverschmutzung und dem weiteren Verlust der Biodiversität führen (Creutzig, 2015; Hasegawa et al., 2018; Humpenöder et al., 2018; Santangeli et al., 2016; Searchinger et al., 2015) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Solche Folgen würden die Fähigkeit der Gesellschaften gefährden, viele Ziele der nachhaltigen Entwicklung zu erreichen, die von Land abhängen (Creutzig et al., 2016; Dooley & Kartha, 2018; Hasegawa et al., 2015; Henry et al., 2018; UN, 2015a; Roy et al. 2018; Santangeli et al. 2016;) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Unter diesen Rahmenbedingungen kann es bei gleichbleibender, auf tierischen Nahrungsmitteln basierender Ernährungsweise durch die Globalisierung zu einer zunehmenden Verlagerung landwirtschaftlicher Produktion (entlang der gesamten Wertschöpfungskette, z. B. Futtermittel) in andere Länder und Weltregionen kommen. Diese Verlagerung erhöht den Landnutzungsdruck in den Produktionsländern und führt dort zu negativen sozioökonomischen und ökologischen Effekten (Fuchs et al., 2020) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].

8.4.3 Nachhaltige Ernährungssysteme und gesunde Ernährung

Box 8.4 Bezug von Ernährung zu den SDGs und Klima
Die Bereitstellung ausreichender und gesunder Ernährung ist die zentrale Aufgabe einer landwirtschaftlichen Landnutzung. Dabei sind nachhaltige Ernährungssysteme und gesunde Ernährung auf vielen Ebenen mit der Erreichung der SDGs verknüpft. So wird die Bereitstellung gesunder Ernährung direkt im **SDG 2** „Kein Hunger" und indirekt auch im **SDG 3** „Gesundheit und Wohlergehen" abgebildet und steht in unmittelbarem Zusammenhang mit **SDG 10** „Weniger Ungleichheit". Nachhaltige Ernährung und ihre Bereitstellung betreffen zudem direkt die **SDGs 6** „Sauberes Wasser und Sanitäreinrichtungen", **12** „Nachhaltiger Konsum und Produktion", **13** „Maßnahmen zum Klimaschutz", **14** „Leben unter Wasser" und **15** „Leben an Land" (Rosa, 2017). Der Bezug zwischen dem Ziel, Ernährungssysteme nachhaltig und Ernährung gesund zu gestalten, und dem Klimawandel ist sowohl in Hinblick auf „Mitigation" als auch in Hinblick auf „Anpassung" gegeben. So tragen Ernährungssysteme in relevantem Ausmaß zur Emission klimarelevanter Gase bei. Ein verändertes Klima übt einen wesentlichen Einfluss auf bestehende Ernährungssysteme aus. Das folgende Kapitel stellt die Interaktionen zwischen Ernährung, Nahrungsmittelproduktion und Klimawandel im Lichte der Erreichung der SDGs dar. Dabei wird ausgehend von Österreich der Blickwinkel auf eine globale Betrachtungsebene erweitert.

8.4.3.1 Hunger und Übergewicht

Chronische Unterernährung (800 Mio. Menschen) und Übergewicht (2 Mrd. Menschen) gemeinsam mit dem Klimawandel werden als „Syndemie" bezeichnet, weil sie in ihrem Zusammenwirken heute zu den bedeutendsten Todesursachen in allen Regionen der Welt zählen (Swinburn et al., 2019). Auch wenn große Hungersnöte in den letzten Jahrzehnten weniger geworden sind (von Grebmer et al., 2019) stellen Unter- und Mangelernährung in vielen Ländern der Erde nach wie vor eine wesentliche Ursache für Krankheit und (Kinder-)Sterblichkeit dar (UNICEF/WHO/World Bank Group, 2018). Zudem ist nach einem kontinuierlichen Rückgang der globalen Prävalenz von Hunger die Anzahl der global Hungernden seit einigen Jahren wieder angestiegen. Im Jahr 2017 galten etwa 821 Mio. Menschen weltweit als unterernährt, das entspricht einer Zunahme von 37 Mio. in nur zwei Jahren (UN, 2019a). Unterernährung ist für rund 45 % der Todesfälle bei Kindern unter fünf Jahren

verantwortlich, vor allem in Ländern mit niedrigem und mittlerem Einkommen (Fanzo et al., 2018). Die Ursachen dafür sind vielfältig und können hier nicht im Detail ausgeführt werden. Jedoch wurde vielfach belegt, dass es sich dabei nicht um ein Produktions-, sondern ein Verteilungsproblem handelt (Wu et al., 2014). So können ausreichend Nahrungsmittel produziert werden, um die aktuelle Weltbevölkerung zu ernähren, allerdings verhindern globale und regionale Ungleichheitsprobleme eine entsprechende Verteilung der benötigten Nahrungsmittel. Dies trifft strukturschwache Regionen besonders schwer, vor allem auch, weil regionale Produktionsausfälle in Krisenzeiten (wie z. B. Dürre) nicht abgefedert werden können (Wu et al., 2014). Eine Zunahme klimabedingter Ernteausfälle ist bereits derzeit zu beobachten und kann auch in Zukunft weiter erfolgen [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].

In Europa stellen Übergewicht und Fehlernährung das vorwiegende Ernährungsproblem dar (EC, 2007). Im Österreichischen Special Report ASR18 „Gesundheit, Demographie und Klimawandel“ (APCC, 2018) wird festgestellt, dass der Fleischkonsum in Österreich das nach der österreichischen Ernährungspyramide gesundheitlich empfohlene Maß deutlich übersteigt, z. B. bei Männern um das Dreifache, während der Anteil an Getreide, Gemüse und Obst zu gering ist [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. In Österreich – wie auch in anderen Ländern – ist eine Zunahme ernährungsbezogener Erkrankungen zu beobachten. Tierische Produkte erhöhen das Risiko der Erkrankung an Diabetes mellitus Typ II, Bluthochdruck und Herz-Kreislauf-Erkrankungen deutlich (APCC, 2018). Auch die Umsetzung der Sustainable Development Goals der UN (SDGs) macht eine Ernährungsumstellung erforderlich, da das Unterziel 2.2 darauf verweist, „bis 2030 alle Formen der Fehlernährung (zu) beenden“ (APCC, 2018). In Österreich leiden jedoch 20 % aller Kinder unter fünf Jahren an Fehlernährung (Übergewicht). Die WHO weist darauf hin, dass weltweit heute mehr Menschen aufgrund von Übergewicht erkranken und sterben als aufgrund von Unter- und Mangelernährung (GDB Obesity Collaborators, 2017; WHO, 2020).

8.4.3.2 Ökologische Nachhaltigkeitsdefizite von Ernährungssystemen

Die Aufgabe der landwirtschaftlichen Nahrungsmittelproduktion ist es, die Ernährung der (Welt-)Bevölkerung nachhaltig sicher zu stellen (**SDG2** und **SDG3**). Dies ist seit Jahrhunderten mit einer umfassenden Veränderung von Landökosystemen einhergegangen (Ramankutty & Foley, 1999; Krausmann et al., 2003; Pongratz et al., 2008; Statuto et al., 2016; Gingrich & Krausmann, 2018). Mit Hilfe des Einsatzes von synthetischen Düngemitteln (Ammoniaksynthese, Abbau von Phosphor, Kaliumerzen), fossiler Energie, neuen Technologien, Züchtungen und institutionellen Reformen ist es vor allem in den letzten 100 Jahren gelungen, die Produktivität auf landwirtschaftlichen Flächen massiv zu steigern (Jepsen et al., 2015). Diese Entwicklungen haben jedoch auch dazu geführt, dass Ökosysteme belastet werden. Dies gilt auf lokaler, regionaler und globaler Ebene. Zu den relevantesten Belastungen zählen die Verluste an Biodiversität durch Landnutzungsänderungen (**SDG15**), die Emissionen klimarelevanter Gase durch Landnutzungsänderungen und Viehzucht (**SDG13**), die Belastung von Landökosystemen (**SDG3** und **SDG15**) und Grundwasser durch Pestizide (**SDG6**), die Nitratbelastung von Grundwasser (**SDG6**), die Trockenheit durch Übernutzung regionaler Wasservorkommen sowie die Nährstoffbelastung bzw. Eutrophierung von Flüssen, Seen (**SDG15**) und Meeren (**SDG14**) sowie nährstoffarmen Landökosystemen (**SDG15**) und die Übernutzung kritischer Ressourcen wie dem Phosphatgestein (**SDG10, SDG12**).

Der Verlust an Biodiversität durch Landnutzungsänderungen wird in Abschn. 8.4.5 im Detail behandelt. Betrachtet man die Herkunft der Emissionen klimarelevanter Gase, werden diese zu etwa 10 % von Emissionen aus dem Sektor Landwirtschaft in Österreich mitgeprägt (Kap. 2) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Konsum- und produktionsbasierte Berechnungen der Klimarelevanz der Ernährung weisen jedoch große Schwankungsbreiten auf – nicht zuletzt wegen der globalen Verflechtungen der Lebens- und Futtermittelmärkte. Basierend auf einer sehr guten Beweislage muss aber festgestellt werden, dass die Ernährung, und vor allem jene tierischen Ursprungs, nachteilig auf Klima, Wasserqualität und Biodiversität wirkt (Leip et al., 2015) (Abschn. 2.7).

Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (Pestiziden) hat in Österreich seit den 1960er-Jahren stark zugenommen. Dabei kam es jedoch zu einer Veränderung der eingesetzten Wirkstoffe, da eine Reihe von Wirkstoffen aufgrund ihrer Persistenz und Wasserlöslichkeit verboten wurde. Aufgrund der hohen Verweilzeit im Grundwasser werden allerdings auch heute noch Rückstände von z. B. Atrazin und dessen Metaboliten im Grundwasser gefunden, dessen Einsatz schon seit über 20 Jahren verboten ist. Dabei ist die Belastung rückläufig (BMLFUW, 2011). Die große Schwierigkeit bei der Überwachung liegt derzeit in der Vielzahl der eingesetzten Wirkstoffe, wo nur für eine begrenzte Anzahl von Leitparametern auch eine messtechnische Überwachung praktikabel ist. Risikoabschätzungen sind daher vielfach auf mathematische Modelle angewiesen (Fryer et al., 2006).

Durch Verluste von als Düngemittel eingesetzten Nährstoffen aus dem landwirtschaftlichen Produktionsbereich in die Luft (Ammoniakemissionen) über Auswaschung ins Grundwasser (überwiegend Nitrat) oder über Bodenerosion (überwiegen P) kommt es zu Belastungen angrenzender Ökosysteme und Wasserressourcen. Steffen et al. (2015) weisen in ihrem Konzept der planetaren Grenzen die biogeochemischen Kreisläufe von Stickstoff und Phosphor gar

als einen Bereich aus, in dem der sichere Handlungsraum verlassen wurde und eine hohes Risiko gravierender Folgen für den Planeten besteht. In Österreich werden in 10 % der Grundwassermessstellen die Schwellenwerte für Nitrat überschritten (BMLFUW, 2016) und für 25 % der Oberflächenwasserkörper besteht ein mögliches oder sicheres Risiko, den guten ökologischen Zustand nach EU-Wasserrahmenrichtlinie auf Grund von Nährstoffbelastungen zu verfehlen (BMLFUW, 2017). Stickstoff- und Phosphoremissionen in die Gewässer werden in Österreich dabei durch Einträge aus der Landwirtschaft dominiert (Schilling et al., 2011). 96 % der österreichischen Staatsfläche entwässert in das Schwarze Meer, welches vor allem im Mündungsbereich der Donau eine hohe Sensibilität gegenüber Überdüngung mit Nährstoffen aufweist. Dies veranlasste die Donauschutzkommission dazu, Nährstoffemissionen durch die Landwirtschaft von vier einzugsgebietsweiten signifikanten Belastungen mit höchster Priorität auszuweisen (ICPDR, 2015).

Phosphatgestein, welches vor allem zur Produktion von Phosphordüngern verwendet wird, wird von der EU seit 2014 in der Liste der kritischen Rohstoffe geführt (EC, 2014). Als Kriterien für eine entsprechende Ausweisung werden zum einen die wirtschaftliche Bedeutung und zum anderen die Kritikalität der Verfügbarkeit herangezogen. Die Kritikalität der Verfügbarkeit für Phosphor bezieht sich darauf, dass es in Europa keine relevanten Lagerstätten gibt und dass sich generell die bekannten Lagerstätten auf wenige Länder der Welt beschränken (vor allem Marokko und China) (Cooper et al., 2011). Weitere Probleme, die sich mit der Nutzung von Rohphosphaten bei Düngemittelproduktion ergeben, sind die ökologischen Auswirkungen des Abbaus im Tagebau (Cordell et al., 2009). Weiters hat die teilweise hohe Belastung der Phosphaterze mit Störstoffen wie Cadmium und Uran (Kratz et al., 2016) zu einer Akkumulation dieser Schadstoffe in den landwirtschaftlichen Böden in Europa geführt (Nziguheba & Smolders, 2008).

Abseits einer Kreislaufführung im Zuge eines landwirtschaftlichen Betriebes (Güllemanagement) wird in Österreich Phosphor überwiegend linear eingesetzt (Tanzer & Rechberger, 2019). Phosphor, der über Nahrungsmittel, deren Verarbeitung und Verzehr, über Gewerbe und Toilettenwässer in das Abwasser und auf die Kläranlagen gelangt, wird dort über gezielte Phosphorentfernung zu etwa 80–90 % aus dem Abwasser entfernt und in Klärschlamm gebunden (Zessner & Lindtner, 2005). Insgesamt entspricht der so im Klärschlamm zurückgehaltene Phosphor bis zu 50 % des über Handelsdünger eingesetzten Phosphors und stellt damit einen äußerst relevanten Sekundärrohstoff dar (Zoboli et al., 2016), dessen Nutzung zur Schonung der Ressource Phosphor geboten ist [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Tatsächlich findet eine Nutzung des Phosphors aus dem Klärschlamm nur in geringem Ausmaß statt, da ein Einsatz als Klärschlamm oder Klärschlammkompost aufgrund von Bedenken bezüglich der im Klärschlamm enthaltenen Schadstoffe (Metalle, Haushaltschemikalien, Pharmaka, Mikroplastik etc.) oft als kritisch gesehen wird [robuste Evidenz, geringe Übereinstimmung]. Möglichkeiten einer verstärken Nutzung des Phosphors aus Abwasser und Klärschlamm werden heute in einer gezielten Rückgewinnung aus Abwasser oder Klärschlamm gesehen (Zoboli et al., 2016). Dazu ist heute eine Reihe von Verfahrensweisen in Entwicklung und Erprobung (Egle et al., 2016), von denen einige auch in Hinblick auf ökologische Kriterien eine positive Bilanz aufweisen (z. B. Amann et al., 2018) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].

8.4.3.3 Einfluss des Klimawandels auf Ernährungssysteme

Temperaturzunahme, erhöhte Frequenz von Starkregenereignissen oder häufigeres Auftreten von Trockenphasen im Zuge des Klimawandels haben eine Reihe von direkten und indirekten Auswirkungen auf die landwirtschaftliche Nahrungsmittelproduktion in Österreich. Zu den direkten Auswirkungen zählen erhöhte Erosion bei Starkregen oder höherer Bewässerungsbedarf in Hitze- und Trockenperioden. Indirekte Auswirkungen bestehen darin, dass von Seiten der Bewirtschafter_innen Anpassungen in Hinblick auf eine optimierte Bewirtschaftung bzw. sich ausbreitende Schadorganismen erfolgen, die zu Änderungen von Ertragserwartungen oder angebauten Fruchtfolgen (Eitzinger et al., 2013; Schönhart et al., 2016; Feusthuber et al., 2017) und damit zu Änderungen im Einsatz von Düngemitteln und Pestiziden führen. (SDG 2.4, Nachhaltige Systeme der Nahrungsmittelproduktion und die Anwendung resilienter landwirtschaftlicher Methoden, die die Anpassungsfähigkeit an Klimaänderungen erhöhen).

Viele dieser Änderungen haben das Potenzial, die Nachhaltigkeitsdefizite des aktuellen Ernährungssystems zu verschärfen. Eine zukünftige Zunahme von Niederschlägen hat das Potenzial, den Ferntransport von Nährstoffen in Richtung Schwarzes Meer deutlich zu erhöhen, während eine Abnahme von Niederschlägen die Vulnerabilität von lokalen Gewässern und Grundwasser erhöht (Schönhart et al., 2018). Beide Szenarien haben Auswirkungen, die deutlich über jene der derzeit vorgesehenen Gewässerschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft hinausgehen können. Änderungen der Fruchtfolge hin zu einem verstärkten Anbau von Mais, wie von Eitzinger et al. (2013) prognostiziert, können ebenfalls zu verstärkten Bodenverlusten und Nährstoffeintrag in Gewässer führen. Dies wurde bereits für den Zeitraum von 2001 bis 2013 für Oberösterreichische Gewässer für die Vergangenheit gezeigt (Zessner et al., 2016): Aufgrund zunehmenden Anbaus von Hackfrüchten stieg die Feinsediment- und Phosphorbelastung der Gewässer trotz einer Reihe von Gewässerschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft (Österreichisches Programm für umweltfreundliche Landwirtschaft; ÖPUL). Hier wird die Verlinkung zwischen SDG 2.4 (s. o.),

und SDG 6 „Sauberes Wasser“ und SDG 14 „Leben unter Wasser“ deutlich.

Selbst dort, wo Gegenmaßnahmen gegen aktuelle Nachhaltigkeitsdefizite gesetzt werden, hat der Klimawandel das Potenzial, diese Maßnahmen überzukompensieren und daher die Situation weiter zu verschärfen. Es wird in Zukunft daher erforderlich sein, Anstrengungen gegen diese Defizite zu unternehmen, die deutlich über die derzeitige Maßnahmensetzung hinaus gehen (Schönhart et al., 2018).

8.4.3.4 Aktuelle Ansätze und deren Grenzen

In der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) sind Umweltmaßnahmen auf verschiedenste Weise verankert. Dabei gibt es zum einen Maßnahmen, die verpflichtend umzusetzen sind. Zum anderen enthält das ÖPUL-Programm Umweltmaßnahmen, deren Umsetzung von den Bewirtschafter_innen freiwillig gegen den Erhalt von Förderungen umgesetzt werden, die den Mehraufwand oder die Ertragsminderungen durch die umgesetzten Maßnahmen kompensieren sollen (Abschn. 6.2; 6.3). Die Wirksamkeit dieser Programme in Hinblick auf Umweltaspekte ist beschränkt bzw. umstritten (Wrbka et al., 2008; Kirchner et al., 2016; Alons, 2017; Darnhofer et al., 2017; Pe’er et al., 2019). Jedenfalls hat die etwa 25-jährige Geschichte entsprechender Programme nicht dazu geführt, die Nachhaltigkeitsdefizite des aktuellen Ernährungssystems zu beseitigen.

Ein Ansatz im Zuge einer Ökologisierung der landwirtschaftlichen Produktion ist die biologische Landwirtschaft. Entsprechende Umstellungen (Verzicht auf synthetische Dünge- und Pflanzenschutzmittel) werden im Zuge des ÖPUL-Programmes gefördert, und in Österreich ist der Anteil an entsprechend wirtschaftenden Betrieben bzw. bewirtschafteten Flächen (21,3 bzw. 24,7 %) im internationalen Vergleich relativ hoch (BMNT, 2019a; Willer et al., 2017) (SDG 2.4). Bei dieser Produktionsweise kann die Umweltbelastung (Emissionen an Nährstoffen und klimarelevanten Gasen) pro bewirtschafteter Fläche und damit auch die Umweltbelastung im regionalen Kontext reduziert werden. Da bei der biologischen Landwirtschaft und anderen Formen der Extensivierung die Flächenerträge in der Regel geringer sind als in der konventionellen Landwirtschaft (Seufert et al., 2012; Shah et al., 2017; Skinner et al., 2014), ist der Befund einer Verringerung der Emissionen an Nährstoffen oder CO_2-Äquivalenten bezogen auf die landwirtschaftlichen Produkte nicht eindeutig. Er hängt stark von den Kulturarten, den Bewirtschaftungsbedingungen und den Rahmenbedingungen (z. B. Produktionsvolumen) ab (Biernat et al., 2020; Clark & Tilman, 2017; Steinmüller & Fazeni, 2011; Tuomisto et al., 2012) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Durch biologische Landwirtschaft oder durch Extensivierung der landwirtschaftlichen Produktion bzw. Stilllegungen kann einerseits also die Belastung von Ökosystemen in Österreich reduziert werden, damit geht andererseits das innerösterreichische Produktionspotenzial der landwirtschaftlichen Flächen zurück (Thaler et al., 2015). Unveränderte Produktions- und Ernährungsmuster würden daher zu erhöhten Netto-Importen, z. B. an Futter- und Nahrungsmitteln, führen. Bereits heute stellt der Import an (Soja-)Futtermitteln einen relevanten Faktor dar, wo Produktionskapazität auf Ackerflächen im Ausland zur Aufrechterhaltung der Produktivität in Österreich genutzt werden (Millet, 2020; Zessner et al., 2011). Umweltbelastungen bei der Nahrungsmittelproduktion werden so externalisiert, was auch in Hinblick auf eine globale Nahrungsmittelversorgung kritisch zu bewerten ist (de Visser et al., 2014; Lathuillière et al., 2014; Fuchs et al., 2020). Je weiter daher Maßnahmen zur Erreichung der nachhaltigen Entwicklungsziele in Österreich im Sinne einer Extensivierung vorangetrieben werden, ohne dass parallel dazu die Ernährungs- und Produktionsmuster angepasst werden, desto größer wird die Gefahr, dass diese Entwicklung zu einer Nichterreichung der Nachhaltigkeitsziele im globalen Kontext beiträgt. McKenzie und Williams (2015) kommen daher zum Schluss, dass es nicht ausreicht, Einzelmaßnahmen zum Umweltschutz in Agrarsystemen zu setzten, sondern dass es einer Wende zu nachhaltigen Agrar- und Ernährungssystemen bedarf.

Neben technologischen Ansätzen für mehr Öko-Effizienz wie z. B. Digitalisierung in der Landwirtschaft, „Green Logistics“, „Precision Farming“, „Vertical Farming“ oder „Indoor Farming“, sind Ansätze einer Wende zu nachhaltigen Agrar- und Ernährungssystemen besonders gut untersucht: zum einen die Effizienz der Nahrungsmittelaufbereitung zur erhöhten Nutzung der produzierten Nahrungsmittel und damit die Reduktion der Biomasse oder Ernährungsabfälle, zum anderen eine Veränderung, eine Ernährungsumstellung. Das jährliche Aufkommen an vermeidbaren Lebensmittelabfällen im Haushaltsbereich wird auf ca. 19 kg/Einwohner_in geschätzt (Lampert et al., 2014), dazu kommen erhebliche, aber noch nicht abgeschätzte Mengen biogener Abfälle aus dem Vertrieb der Nahrungsmittel. Eine Reduktion der vermeidbaren Abfälle kann somit eine Reduktion des Flächenverbrauchs oder einer Extensivierung der Produktion erlauben [hohe Konfidenz]. Für Österreich bietet sich ein weiterer entscheidender Ansatz durch Ernährungsumstellung. Männer konsumieren im Schnitt 300, Frauen 150 % der Menge an Fleisch, die laut österreichischer Ernährungspyramide empfohlen wird (Rust et al., 2017) (SDG 2.2, Fehlernährung). Eine an den planetaren Grenzen ausgerichtete Diät würde eine Reduktion des Fleischkonsums auf etwa ein Viertel nahelegen (Willett et al., 2019) und dadurch weltweit Flächen freisetzen, die bisher für den Anbau von Futtermitteln genutzt wurden. Auch wenn bei der Tierhaltung das größte Potenzial zur Reduktion von Treibhausgasen liegt (Havlík et al., 2014; Valin et al., 2013), zeigen Studien große Unterschiede zwischen Nutztierarten und Futtermitteln. Aufgrund der Nahrungskonkurrenz zwischen Nutztier und Mensch,

etwa bei Soja und Getreide, liegt besonders großes Potenzial im Verzicht auf Kraftfutter bzw. in der Verwertung von Gras, von Nebenprodukten aus der Agrar-Ernährungswirtschaft und von Lebensmittelabfällen (z. B. über Insekten) als Futtermittel (van Hal et al., 2019; Scherhaufer et al., 2020; Derler et al., 2021). Ein höherer Grasanteil in der Futterration könnte zudem die Kohlenstoffbindung im Boden verbessern (Knudsen et al., 2019). Damit könnte auch der Bedarf an Futtermittelimporten und damit die Externalisierung von Umweltbelastungen auch im Falle der Extensivierung einer landwirtschaftlichen Produktion aufgrund lokaler Nachhaltigkeitskriterien deutlich begrenzt werden (Thaler et al., 2015; Westhoek et al., 2014; Zessner et al., 2011). Wesentliche Ansätze zur Beseitigung von Nachhaltigkeitsdefiziten des aktuellen Ernährungssystems adressieren daher auch die Ernährungsmuster der Bevölkerung (etwa über Bildung, öffentliche Beschaffung oder Steuerung des Angebots im Einzelhandel). Lösungen können daher im komplexen Zusammenspiel von Anforderungen der Konsument_innen an die Ernährung, Initiativen von Industrie und Handel, Ansprüchen der Landwirt_innen auf ein ausreichendes Auskommen für die Nahrungsmittelproduktion und politischen Steuerungsmaßnahmen gesucht werden.

Auch die Frage nach einer effizienten Nutzung des kritischen Rohstoffes Phosphor steht im Spannungsfeld zwischen der Suche nach einem nachhaltigen Ernährungssystem, nationalen Interessen und globalem Ausgleich. So sind der derzeit hohe Umsatz und die überwiegend lineare Nutzung des Phosphors wirtschaftlich starken Ländern vorbehalten, da diese sich die Ressourcen am Weltmarkt sichern können. In wirtschaftlich armen Ländern herrscht vielfach ein Minderertrag auf landwirtschaftlichen Flächen aufgrund von Nährstoffdefiziten vor (van der Velde et al., 2014). In beiden Fällen liegt ein wesentlicher Ansatz zur Verbesserung in verstärkter Kreislaufführung (Withers et al., 2014a). Der große Unterschied dabei ist, dass es im einen Fall um Mangelverwaltung geht und im anderen Fall darum, einen Beitrag dazu zu leisten, diese begrenzte Ressource im globalen Kontext qualitativ hochwertig verfügbar und die eigene Abhängigkeit vom Weltmarktgeschehen geringer zu halten (Nesme & Withers, 2016; Rosemarin & Ekane, 2016). Ein wesentlicher Ansatz ist eine effiziente Nutzung des Phosphor in der Landwirtschaft (Withers et al., 2014b; Zoboli et al., 2016); ein Aspekt, der wesentlich mit den oben dargestellten Fragen der landwirtschaftlichen Produktion verknüpft ist. Darüber hinaus hängt eine Verbesserung des Phosphormanagements im Wesentlichen an einer effizienten Phosphorrückgewinnung aus Abwasser und Klärschlamm als den wesentlichen Sekundärrohstoffen für Phosphor. Da diese Nutzung des Phosphors derzeit keine wirtschaftlichen Vorteile gegenüber der Nutzung von Phosphaterzen aus Primärlagerstätten aufweist, liegt es an politischen Steuerungselementen, eine entsprechende Umsetzung in die Wege zu leiten (Hukari et al., 2016).

8.4.4 Dekarbonisierung von Energie mit universalem Zugang

Box 8.5 Dekarbonisierung der Energie mit universalem Zugang und die SDGs in Österreich

Die Dekarbonisierung von Energie steht in Zusammenhang mit folgenden SDGs: **SDG 1** „Keine Armut“, **SDG 2** „Kein Hunger“, **SDG 3** „Gesundheit und Wohlergehen“, **SDG 4** „Hochwertige Bildung“, **SDG 6** „Sauberes Wasser und sanitäre Einrichtungen“, **SDG 7** „Erneuerbare Energie“, **SDG 8** „Menschenwürdige Arbeit und Wirtschaftswachstum“, **SDG 9** „Industrie, Innovation und Infrastruktur“, **SDG 10** „Weniger Ungleichheiten“, **SDG 11** „Nachhaltige Städte und Gemeinden“, **SDG 12** „Verantwortungsvoller Konsum“, **SDG 13** „Maßnahmen zum Klimaschutz“ sowie **SDG 15** „Leben an Land“.

Biogene, nachwachsende Ressourcen sind nicht unbegrenzt verfügbar, daher ist es notwendig, diese einer ressourceneffizienten Nutzung zu unterziehen (Gärtner et al., 2013; Steffl et al., 2018). Bei einer rein energetischen Betrachtung wird der Fokus auf die quantitativen Verluste gelegt. Außer Acht gelassen wird dabei die optimale Ausnutzung der vorhandenen Energie im Sinne der Qualität – Exergie. Energie lässt sich in zwei Anteile aufteilen: Exergie und Anergie. Unter Exergie wird jener Energieanteil verstanden, welcher ohne Einschränkungen bei einem bestimmten thermodynamischen Umgebungszustand in jede andere Form von Energie umgewandelt werden kann. Anergie entspricht jenem Energieanteil, der nicht Exergie ist (Herwig & Wenterodt, 2011). Bei der Verbrennung von Biomasse in einem Heizwerk wird ausschließlich Wärme erzeugt und damit eine Energieform niedriger Qualität (geringer Exergiegehalt). Wenn auch der energetische Wirkungsgrad bei der thermischen Verwertung von Biomasse hoch ist, ist der Exergiegehalt verhältnismäßig gering (Lindner et al., 2014; Costa et al., 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Der exergetische Wirkungsgrad bei der thermischen Nutzung ist somit in Vergleich zur elektrischen oder mechanischen Nutzung am geringsten (Kranzl et al., 2012; Lindner et al., 2014). Daraus ergeben sich Nachteile einer alleinigen thermischen Nutzung von Biomasse. Im Vergleich zur Verbrennung von Biomasse in einem Heizwerk ist folglich ihre Verwertung im Rahmen einer Kraft-Wärme-Kopplung unter dem Gesichtspunkt der Exergie deutlich zweckmäßiger

(Kranzl et al., 2012; Lindner et al., 2014) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Die österreichische Bundesregierung hat sich im Rahmen der #Mission 2030 (BMNT & BMVIT, 2018) und des aktuellen Regierungsprogramms (BKA, 2020) die Dekarbonisierung des Energiesystems zum Ziel gesetzt. Bis 2030 soll 100 % des Gesamtstromverbrauchs (national, bilanziell) aus erneuerbaren Energiequellen gedeckt werden, und bis 2050 wird ein Ausstieg aus der fossilen Energiewirtschaft angestrebt. Ebenso soll die Primärenergieintensität, d. h. der Primärenergieverbrauch unter Berücksichtigung der Wirtschaftsleistung (BIP), kontinuierlich gesenkt werden (minus 25–30 % als Ziel im Jahr 2030 gegenüber 2015) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Die Energiebilanz Österreichs aus dem Jahr 2018 zeigt, dass der Brutto-Inlandsverbrauch bei 1422,4 PJ liegt. Die Primärenergieerzeugung beträgt 499,6 PJ, der Import 1327,3 PJ und der Export 411,9 PJ. Importiert werden nach Österreich vor allem fossile Energieträger. Eine Übersicht zur Entwicklung des Brutto-Inlandsverbrauchs im zeitlichen Verlauf findet sich in Abschn. 1.3.2 (Abb. 1.10). Der Ausbau der erneuerbaren Energie kann daher dazu beitragen, nicht nur die Dekarbonisierung voranzutreiben, sondern auch die Importabhängigkeit zu reduzieren. Die Sicherstellung der Naturverträglichkeit beim Ausbau und der Erschließung kann helfen, Zielkonflikte zu vermeiden (BMNT, 2019b) (Abschn. 1.3; 9.3).

Die Prognosen zur künftigen Energiebereitstellung in Österreich gehen von einem deutlichen Anstieg bei der Stromerzeugung aus Photovoltaik und Windkraft aus (Christian, 2014; Simoes et al., 2017; BMNT & BMVIT, 2018). Der Anteil von Wasserkraft am inländischen Energiemix kann sich zwar erhöhen, dennoch sind die Potenziale hier begrenzt. Pöyry (2018) nennt ein technisch-wirtschaftliches Restpotenzial außerhalb hochsensibler Gebiete von 11,0 TWh (39,6 PJ), wobei 10,0 TWh (36,0 PJ) sich aus Neuerschließung und 1,0 TWh (3,6 PJ) aus Optimierung begründen. Anzumerken ist, dass beim Ausbau und der Nutzung von Wasserkraft ein Spannungsfeld zwischen Klimaschutz- und ökologischen Schutzzielen besteht (Schmutz et al., 2010; Klinglmair & Bliem, 2014; Overhoff & Keller, 2015) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Die Transition im Energiesystem ist verbunden mit dem vermehrten Einsatz von fluktuierenden Energieträgern, wie Photovoltaik- und Windenergie. Bioenergie kann zum Ausgleich solcher Energieangebotsschwankungen genutzt werden und einen Beitrag zur Stabilität des Energiesystems leisten (Dammasch, 2016; IEA Bioenergy, 2020; Klepper & Thrän, 2019; Millinger et al., 2017; Tafarte et al., 2017; Thrän et al., 2015) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Die Nutzung von Bioenergie wird als vielversprechende Möglichkeit zur Verringerung der Treibhausgasemissionen und damit Eindämmung des Klimawandels angesehen (Ediger, 2019; Awasthi et al., 2020; Bilgili et al., 2017) (Abschn. 5.2.1.1; 5.3.2.1). Allerdings kann die Bioenergienutzung auch mit ungewollt hohen Umweltwirkungen einhergehen, und es kann zu Landnutzungskonflikten kommen (Myllyviita et al., 2012; Dunkelberg & Aretz, 2013). Bedeutend ist somit, die Umweltwirkung über den ganzen Lebenszyklus zu betrachten, von der Biomassebereitstellung bis hin zur Nutzung bzw. Verwertung (vgl. diverse Life Cycle Assessments [LCAs], wie z. B. Dale et al., 2015; Prieler et al., 2019; Rosenfeld et al., 2019). Eine Übersicht über vorhandene LCAs im europäischen Raum mit Bezug zum Thema Bioenergie bietet die Literaturstudie von Roos und Ahlgren (2018) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Der Einsatz erneuerbarer Energieträger gewinnt zunehmend an Bedeutung, wobei weltweit betrachtet (siehe Abschn. 1.3.2) biogene Rohstoffe derzeit den wichtigsten erneuerbaren Energieträger darstellen (Bilgili et al., 2017; Dogan & Inglesi-Lotz, 2017; Scarlat et al., 2010; Schüch et al., 2020) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Die Nutzung von Bioenergie spielt eine stabilisierende Rolle (Baur, 2010; OECD & IEA, 2017) [hohe Evidenz, mittlere Übereinstimmung] in der Dekarbonisierung des Energiesystems und erfordert nach OECD und IEA (2017) eine fünffache Erhöhung des Einsatzes dieser Energiequelle. Biogene Reststoffe und Abfälle können nach dessen Ausführungen zwei Drittel dieses Bedarfs decken. Daher wird in Zukunft auch speziell für die Energiegewinnung angebaute Biomasse benötigt werden [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Anzumerken ist hier, dass Biomassepotenziale von der Produktivität des Anbaus, der zur Verfügung stehenden Fläche und der Nutzung von anfallenden Reststoffen, Nebenprodukten sowie Abfällen abhängen. Ein Ausbau der Bioenergie kann die Sicherheit der heimischen Energieproduktion verbessern und sich positiv auf die Treibhausgasbilanz auswirken, wenn die genannten Punkte berücksichtigt werden (Bilgili et al., 2017; Junginger et al., 2019; Scholz et al., 2011; Scholz, 2010) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Die Verfügbarkeit von nachwachsenden Rohstoffen ist limitiert. Um möglichen künftigen Limitationen entgegenzuwirken, muss bereits jetzt eine effiziente Verwertung im Sinne einer kaskadischen Nutzung angestrebt werden. Darunter wird eine Hintereinanderschaltung von stofflicher und energetischer Nutzung verstanden, die zu einer Verknüpfung des Material- und Energiesektors führt. Eine effiziente Ressourcennutzung im Sinne einer kaskadischen Nutzung von Biomasse wäre am Anfang stofflich und erst am Ende des Produktlebenszyklus energetisch. Biomasse für die energetische Verwertung fällt bei der Urproduktion im Wald oder auf landwirtschaftlichen Flächen, der Verarbeitung zu Produkten bis hin zur Entsorgung an. Zeitgleich stellt sie relevante Mengen an Energie für die Produktion stofflicher Produkte. Die kaskadische Nutzung hat zur Folge, dass die

Rohstoffeffizienz gesteigert und zugleich die Flächennutzung optimiert wird. Für die kaskadische Nutzung sprechen zudem Nutzungskonkurrenzgründe. Relevant für die Bioenergiebereitstellung ist somit insbesondere der Einsatz von organischen Reststoffen. Eine Potenzialeinschätzung dazu findet sich im Abschn. 5.2.1.2 (Arnold et al., 2009; Awasthi et al., 2020; Böhmer et al., 2014; Fehrenbach et al., 2017; Haberl & Geissler, 2000; Mamilla et al., 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Die Nutzung von nachwachsenden Rohstoffen bedeutet nicht automatisch, dass deren Kultivierung, Ernte und Umwandlung auch nachhaltig ist (Buchholz et al., 2009; Junginger et al., 2019). Buchholz et al. (2009) haben im Rahmen eines Literaturreviews 35 Nachhaltigkeitskriterien identifiziert, welche regelmäßig in Zusammenhang mit Bioenergie diskutiert werden, und anschließend durch 137 Expert_innen in diesem Bereich evaluiert. Als wichtigste Kriterien in Zusammenhang mit dem Einsatz von Bioenergie werden dabei die Treibhausgas- und Energiebilanz eingestuft, zudem gibt es allerdings eine Vielzahl weiterer Aspekte, welche keinesfalls vernachlässigt werden sollen (Buchholz et al., 2009), sowie die berücksichtigten Indikatoren bei Life Cycle Assessments [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Eine nachhaltige Forstwirtschaft kann zur Deckung des zusätzlichen Bedarfs einen Beitrag leisten, wenn diese ökologische, soziale und ökonomische Aspekte berücksichtigt (siehe auch Box 1.1). Neben der Forstwirtschaft spielt die Nutzung von Biomasse aus der Landwirtschaft eine zentrale Rolle. Hierbei müssen jedenfalls negative Auswirkungen durch eine Landnutzungsveränderung (Abschn. 5.2) vermieden werden. Wichtig ist hierbei eine ökologisch angepasste Intensivierung der Produktion und somit eine Verbesserung der Produktivität bestehender landwirtschaftlicher Nutzungsflächen durch Anbau von Zwischenfrüchten und unter Einsatz einer zweckdienlichen Fruchtfolge (Ludwiczek, 2017; OECD & IEA, 2017) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Bei der Nutzung von landwirtschaftlichen Flächen ist es zielführend, nicht alleinig auf den Ertrag zu fokussieren, sondern auch auf den Erhalt der Biodiversität (Immerzeel et al., 2014; Manning et al., 2015). Bei ordnungsgemäßer Bewirtschaftung mit gut konzipierten Agrarumweltmaßnahmen können wildtierfreundliche Anbaumethoden zur Erhaltung der biologischen Vielfalt beitragen. Ebenso können Bioenergieanbauflächen strategischer angeordnet werden, indem der Landschaftskontext berücksichtigt wird und die Auswirkungen auf die Biodiversität und die Ökosystemleistungen berücksichtigt werden (Manning et al., 2015; Landis, 2017). Beispiele für solche biodiversitätserhaltenden Maßnahmen wären etwa der Erhalt von Bäumen, Büschen, Mooren, der Anbau von Mischkulturen sowie Einschränkung beim Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und Düngung [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

In Zusammenhang mit der Nutzung von landwirtschaftlichen Flächen für Bioenergie ist eine Konkurrenz zur Nahrungsmittelproduktion zu bedenken. Es erscheint zweckmäßig, dass die Verwendung von biogenen Rohstoffen als Ernährungsgrundlage höchste Priorität hat (Jering et al., 2013; Frondel & Thomas, 2020; Harvey & Pilgrim, 2011; World Bank, 2008; OECD-FAO, 2008); Es ist davon auszugehen, dass die Priorisierung von landwirtschaftlichen Erzeugnissen als Nahrung gegenüber Energie auch in Zukunft Bestand haben wird (Hoogwijk et al., 2005) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Zu beachten ist auch, dass landwirtschaftliche Nutzflächen weit mehr als lediglich eine Grundlage zur Herstellung von Lebensmitteln oder Energie sind. Land ist eine äußerst flexible und multifunktionale Ressource, die nicht nur Lebensmittel im engeren Sinn, sondern auch eine Reihe anderer Produkte (z. B. Futtermittel, Düngemittel, Blumen) sowie Artenvielfalt, Lebensgrundlagen, Kulturwerte und andere Ökosystemleistungen bereitstellt (Holm-Muller, 2003; Knickel et al., 2004; Tomei & Helliwell, 2016) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Veränderungen im Landnutzungssystem sind ein wesentlicher Treiber des Umweltwandels. Neben anderen nachteiligen Auswirkungen führen Landnutzungsänderungen oftmals zu einem Verlust der biologischen Vielfalt, Änderungen in Ökosystemen, Boden- und Ökosystemdegradation. Um nachteiligen Auswirkungen vorzubeugen, wird die Verwendung organischer Reststoffe zur Bioenergienutzung priorisiert (Scarlat et al., 2010; Schüch et al., 2020) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Die Zweckdienlichkeit des vorrangigen Einsatzes von organischen Reststoffen gegenüber anderer Biomasse spiegelt sich in der sozialen Akzeptanz wider (Delshad & Raymond, 2013; Dragojlovic & Einsiedel, 2015; Halder et al., 2012). Beispielhaft kamen Dragojlovic und Einsiedel (2015) zum Ergebnis, dass der Zuspruch und die Akzeptanz für Biokraftstoffe aus Mais deutlich geringer ist als für Biokraftstoff aus land- und forstwirtschaftlichen Abfällen. Generell sind Biokraftstoffe der zweiten und dritten Generation gegenüber jenen der ersten Generation zu präferieren (Ho et al., 2014). Bei den Biotreibstoffen der zweiten Generation bestehen positive Wechselwirkungen für die Landwirtschaft durch Eiweißfuttermittel, die bei der Produktion von Pflanzenöl, Biodiesel oder Ethanol anfallen. Außerdem können Überschussmengen und Produkte aus qualitativ schlechten Ernten verwertet werden. Nähere Erläuterungen zu Biokraftstoffen finden sich im Abschn. 3.2.2 [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Die Verwertung von organischen Reststoffen erweist sich als zweckmäßig, da diese ansonsten als ungenützte Abfallströme einzustufen sind (Lozano & Lozano, 2018; Wietschel et al., 2019). Allerdings ist zu beachten, dass am Feld verbleibende Erntereste auch für andere Zwecke dienlich sein

können, z. B. für den Humusaufbau. Erläuterungen zum Erhalt des Humusgehalts und der Bodenfunktionalität finden sich in Abschn. 4.2 [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Veränderungen der Wirtschaftsweisen im Sinne einer Intensivierung der Landwirtschaft und Ertragssteigerungen sowie Änderungen bei der Ernährungsweise der Menschen können bis 2050 mit einer deutlichen Erhöhung der Bioenergiepotenziale abseits der Nutzung von organischen Reststoffen einhergehen (Haberl et al., 2011; Batidzirai et al., 2012). Allerdings gilt es hierbei zu beachten, welche Umweltwirkungen damit verbunden sind (Batidzirai et al., 2012) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Eine Optimierung der Lebensmittel- und Energieerzeugung auf der Grundlage einer Kaskadennutzung von biogenen Rohstoffen ist jedenfalls unabdingbar (Kap. 5; Haberl et al., 2011; Keegan et al., 2013) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

8.4.5 Herausforderungen der Entwicklung urbaner und peri-urbaner Räume in Österreich

Box 8.6 Bezug von Entwicklung urbaner, peri-urbaner Räume zu SDGs in Österreich

Die Entwicklung urbaner, peri-urbaner Räume wird in **SDG 11** „Städte und Siedlungen inklusiv, sicher, widerstandsfähig und nachhaltig gestalten“ adressiert. Anknüpfungspunkte bestehen darüber hinaus zu folgenden Zielen: **SDG 1** und der Vermeidung von Armut in Städten, **SDG 4** und der Sicherstellung von Ausbildungsstätten in Städten, dem peri-urbanen und ländlichen Raum, **SDG 5** und dem Thema der Zugangsfragen, Gerechtigkeitsfragen und Gleichheitsfragen zu Land, **SDG 6** und dem Management von Wasser- und Abfall insbesondere in Städten, **SDG 7**, in dem Heizung und Kühlung/Nutzung von Energie in Städten eine besondere Rolle spielen, **SDG 8**, Einkommensdisparitäten in Städten sowie Stadt-Land-Gefällen, **SDG 9** zum Ausbau öffentlicher Verkehrsnutzung, **SDG 10** Telecouplings und die Verflechtung von Waren und Gütern der Städte mit ihrem Umland sowie international, sowie **SDG 12** und städtischen Lebensstilen, Konsummustern.

Der Resolution der Vereinten Nationen (Agenda 2030, UN, 2015b) und Artikel 34 zufolge sind eine nachhaltige Stadtentwicklung und ein nachhaltiges Stadtmanagement von entscheidender Bedeutung für die Lebensqualität der Bevölkerung. Als umfassendes Ziel wird formuliert, „die Auswirkungen der Städte auf das globale Klimasystem so gering wie möglich zu halten“. Politik- und Investitionsentscheidungen, die heute gemacht werden, haben tiefgreifende und langanhaltende Wirkungen auf die Konzentration von Menschen in urbanen Bereichen, deren wirtschaftliche Aktivität und Mobilität, die sich auf große Bevölkerungsgruppen sowie über Generationen hinweg manifestieren („Pfadabhängigkeit und Lock-in-Effekte“). In SDG 11 wird das Ziel „Städte und Siedlungen inklusiv, sicher, widerstandsfähig und nachhaltig gestalten“ formuliert. Wie eine nachhaltige Stadt definiert wird, hängt vom Kontext ab. Die Konzepte der nachhaltigen Stadt umfassen das physische (baulich-räumliche) System bestehend aus Straßen, Gebäuden, Parks und Gewässern sowie das soziale System der Gemeinschaft innerhalb der Stadt (UN, 2017). Der Zusammenhang zwischen nachhaltigen Städten und nachhaltiger Entwicklung wird seit einigen Jahrzehnten diskutiert (z. B. „multi-level governance“, Bulkeley & Betsill, 2013; Frameworks und internationaler Kontext zur nachhaltigen Stadtentwicklung, Satterthwaite, 2008; Stadt-Umland-Beziehungen, Haughton, 1997; öffentliche Grünräume und Stadtökosysteme, Breuste et al., 2016). Unter der Annahme einer Trendfortschreibung der Urbanisierung soll ein zunehmender Anteil der Weltbevölkerung etwa von 70 (UN-Habitat, 2004) bis 55 % (EC et al., 2020) bis zum Jahr 2050 in urbanen Gebieten leben [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Urbane Gebiete nehmen global gesehen etwa 1–2 % der globalen eisfreien Landfläche ein (IPCC, 2019). Unterschiedliche Definitionen zur Abgrenzung von urbanem und ländlichem Raum erschweren robuste Vergleiche und valides Monitoring der SDGs auf internationaler Ebene (EC, 2020a; UN, 2018) und führen zu Schwankungen des Anteils an Siedlungsfläche in Österreich zwischen 6,8 und 0,9 %.

Die Ausdehnung der urbanen und peri-urbanen Gebiete nimmt global gesehen zu und führte auch in Österreich zu dem Wandel von einer Agrar- in eine Industriegesellschaft. Die damit einhergehende (Sub-)Urbanisierung (Kap. 3) und Zersiedelung schreiten voran, vor allem aufgrund von Zuwanderungen in Städte, das städtische Umland und zentrale Orte. Aktuell nimmt der Trend der steigenden Flächeninanspruchnahme unter anderem aufgrund laufender Raumordnungsmaßnahmen ab, die absolute Flächeninanspruchnahme steigt jedoch aufgrund steigender Nachfrage der siedlungsbezogenen Infrastruktur vor allem im städtischen Umland weiter an (wie in Kap. 7 beschrieben, fehlt auch hier eine valide Datenbasis). Die prognostizierte Bevölkerungsentwicklung in Österreich weist deutliche räumliche Unterschiede auf (Kap. 3), mit Bevölkerungszuwächsen in Ballungszentren und deren Umland (Zersiedelung, Suburbanisierung und Donut-Effekt; Kap. 7) und dadurch entstehenden Nutzungskonflikten durch zunehmende Bodenversiegelung (Abb. 1.6 und Kap. 7).

Städte gelten zudem als Verursacher von negativen Auswirkungen auf die Menschen und die Umwelt. Städte tragen

zu globalen Treibhausgasemissionen bei, wobei das Ausmaß je nach Studien stark variiert von 37–49 % (Seto & Reenberg, 2014), 50 % (Satterthwaite, 2008) bis zu 70 % (UN, 2019a) [mittlere Evidenz, geringe Übereinstimmung]. In vielen Städten ist die Luftqualität durch lokale Verunreinigungen (v. a. Verkehr, Industrie, Gewerbe) beeinträchtigt. Eine langanhaltende Exposition von Feinstaub und Luftschadstoffen kann gesundheitliche Folgen verursachen (Herz-Kreislauf- und Atemwegserkrankungen). Internationale Standards und Grenzwerte variieren.[3] In Österreich zeigen die Städte Wien, Linz und Graz verminderte Luftgüte und Feinstaubbelastung in moderater Ausprägung von 10–15 µg/m^3/Jahr (EEA, 2020a), wobei Wetterereignisse sowie das Verkehrsaufkommen die Belastung beeinflussen (Almbauer et al., 2000). Das Ziel der Verbesserung der Luftgüte ist insbesondere mit **SDG 3** und **SDG 7** vernetzt. Geruchsbelästigungen sind neben Lärm häufige Ursache für Beschwerden der Wohnbevölkerung. Da sich die Stallungen oftmals in Ortsgebieten oder in Randlagen von Siedlungsgebieten befinden, werden Grundstücke in ihrem Wert gemindert bzw. in ihrer Nutzung eingeschränkt, die sich innerhalb eines solchen Schutzabstandes befinden (Bazen & Fleming, 2004; Hribar & Schultz, 2010). Das führt zu einem steigenden Bedarf an Siedlungsfläche. Eine mögliche langfristige Maßnahme ist die Verlagerung von Stallungen aus dem Siedlungsgebiet in das Grünland. Die Rahmenbedingungen müssten dazu in der Raumordnung verankert werden. Weitere negative Effekte auf die menschliche Gesundheit entstehen zudem durch den Eintrag von Schwermetallen in städtische Böden (Simon et al., 2013).

Städten und urbanen Gebieten wird sowohl ein großer Anteil des globalen Energiebedarfs – zwischen 67 und 76 % (Creutzig, 2015) – als auch anthropogen verursachter Treibhausgasemissionen zugeschrieben – zwischen 37 und 80 % [robuste Evidenz, geringe Übereinstimmung]. Global gesehen besteht geringe Übereinstimmung[4] in Bezug auf Pro-Kopf-Emissionen von Stadtbewohner_innen im Vergleich zum nationalen Durchschnitt. Muñoz et al. (2020) zeigten für Österreich geringere Emissionen bei Haushalten aus dem städtischen Bereich, gefolgt von Haushalten in ländlichen und peri-urbanen Regionen. Als wirtschaftlich offenes System sind Städte auf Importe von Waren und Dienstleistungen aus ihrem Umland (national und global) angewiesen, gesellschaftliche Stoffwechselprozesse sind international verflochten (zu internationaler Verflechtung von Stoffwechselprozessen zwischen Stadt und Land siehe Behrsin & De Rosa, 2020; Blečić et al., 2014; Chen & Chen, 2012; Conke & Ferreira, 2015; Pichler et al., 2017; Zhang et al., 2015) [robuste Evidenz, Hohe Übereinstimmung]. Eine mögliche Betrachtung – neben Pro-Kopf-Emissionen – bietet das Konzept vom Stoffwechsel einer Stadt („urban metabolism“, u. a. Broto et al., 2012). Indirekte Stoffströme werden durch den Einbezug von wechselseitigen Beziehungen ökologischer und ökonomischer Prozesse (Stoff-, Energie- und Nährstoffflüsse) einer Stadt mit ihrem Umland sichtbar (CO_2-Fußabdruck und der Verbrauch von Fläche im Hinterland; Gassner et al., 2018). In Wien sind beispielsweise die Energieproduktion und das Bauwesen zwei wesentliche Komponenten, die die Kohlenstoffemissionen direkt und indirekt beeinflussen (Chen & Chen, 2012).[5] Zusammenfassend sind Energiekonsum, Einkommen und Bevölkerungswachstum stark mit Urbanisierung verknüpft [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

8.4.5.1 Klimawandel, urbaner Wärmeinseleffekt und spezifische Bedrohung für die Stadtbevölkerung

Der Anstieg der Temperatur mit längeren und intensiveren Hitzeperioden führt in Siedlungsgebieten zu verstärkter Hitzebelastung (Abschn. 3.4.3) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Ein Schlüsselelement zur Reduktion des urbanen Wärmeinseleffekts ist die Erhöhung des Anteils an grüner Infrastruktur und Wasserflächen in der Stadt (Abschn. 4.4). Auch Gebäudestrukturen, Materialien, Wohndichte und Begrünung wirken städtischen Wärmeinseln entgegen (Abschn. 3.4), die Energieraumplanung (Kap. 7) liefert ein mögliches Steuerungsinstrument in der Raumplanung. Die negativen Auswirkungen des Temperaturanstiegs auf die Bevölkerung umfassen neben wirtschaftlichen vor allem gesundheitliche Aspekte, auf die in APCC SR Gesundheit (APCC, 2018) genauer eingegangen wurde [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Da ein starker Zusammenhang zwischen Extremtemperaturen und Mortalität sowie Arbeitsproduktivität besteht (APCC, 2014; IPCC, 2019), wird angenommen, dass eine Zunahme extremer Hitzeperioden (Abschn. 3.5.3) die zukünftigen Bedingungen für die Bevölkerung in Städten verschlechtern wird, wodurch negative Auswirkungen auf die Erreichung von SDG 11.5 möglich sind (Zahl der durch Katastrophen, einschließlich Wasserkatastrophen, bedingten Todesfälle und der davon betroffenen Menschen deutlich reduzieren). Ein Zusammenspiel von Faktoren der Exposition und Sensitivität besonders vulnerabler und einkommensschwacher Personengruppen kann zu einer besonderen Herausforderung werden. Dies betrifft unter anderem ältere Menschen und Menschen mit Migrationshintergrund (APCC, 2018, 2014; Arnberger et al., 2017; Khomenko et al., 2020; van Vliet et al., 2016;

[3] Grenzwerte für Langzeitbelastung, Feinstaub zwischen < 10 µg/m^3/Jahr (WHO-Standards) und < 25 µg/m^3/Jahr (Europäische Union).

[4] Divergierende Ergebnisse zu Pro-Kopf-Emissionen in Städten führen zum Beispiel Muñoz et al. (2020) an.

[5] Außerhalb des Administrativen liegende, am Metabolismus teilhabende Aktivitäten wurden in Chen & Chen (2012) berücksichtigt (Netzwerkanalyse verschiedener Sektoren).

Wanka et al., 2014) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Ein Unterziel der Agenda 2030 ist die Bereitstellung von angemessenem, sicherem und bezahlbarem Wohnraum bis 2030 zur Grundversorgung für alle. Ein wichtiger Schritt in Richtung Zielerreichung ist die Sicherstellung des Zugangs zu klimawandelangepasster Bebauung für die gesamte Bevölkerung. Wie in Abschn. 5.1.3 beschrieben, ist in dichten Siedlungsstrukturen mit steigendem Energiebedarf für die Gebäudekühlung zu rechnen. Im Fall eines Verzichts auf Kühlung ist mit Komforteinbußen durch extreme Hitzeperioden im Sommer zu rechnen (APCC, 2014). Darüber hinaus bezieht sich „sicherer Wohnraum" auf Wohnen in hochwassersicheren Gebäuden und auf den Schutz vor innerstädtischem Hochwasser (z. B. durch den Rückhalt von Regenwasser und die Anwendung des „Schwammstadtprinzips"; Abschn. 4.4).

8.4.5.2 Zugangsfragen, Gerechtigkeitsfragen und Gleichheitsfragen

Wirtschaftlich motivierte Erwartungen sind treibende Kraft für Zuwanderung in Ballungsräume (Abschn. 3.4). Jedoch stehen die Erwartungen auf bessere Chancen auf attraktivere Lebensbedingungen der Tatsache gegenüber, dass Ballungsräume und Städte global wie österreichweit potenzieller Hotspot für Einkommensdisparitäten sind (Konnex zu SDG 1, SDG 8). In Österreich ist der Unterschied der Beschäftigungsquote und der von Armut oder sozialer Ausgrenzung bedrohten Personen zwischen Stadt und Land im Vergleich zu anderen europäischen Mitgliedsstaaten besonders groß (Koceva et al., 2016). Starke Preissteigerungen von Mieten und die Wohnungsfrage belasten viele Haushalte, besonders Niedrigverdiener_innen, nicht nur in Großstädten, sondern auch in mittleren Städten wie beispielsweise Salzburg (Van-Hametner et al., 2019) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. In Gegensatz zu **SDG 5** stehen Ausgrenzungsprozesse, Deregulierung und Privatisierung der Wohnversorgung, welche zu sozialräumlicher Polarisierung und Quartieren der Ausgrenzung beitragen.

Investitionen in Transport, Gebäude, Informations- und Kommunikationstechnologie steigern das Wirtschaftswachstum, schaffen Arbeitsplätze und verbessern die Lebensqualität für Stadtbewohner_innen. Eine nachhaltig geplante Stadt- und Siedlungsstruktur kann positiv auf den Energieverbrauch und Stoffwechsel einer Stadt einwirken (Davoudi & Sturzaker, 2017; IPCC, 2019) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. In Österreich wird seit den 1970er-Jahren in Bezug auf die Entwicklung der Siedlungsstruktur das Ziel einer „kompakten" Stadt (Abschn. 6.6), gemeinsam mit einer Funktionsmischung, verfolgt. Dies ermöglicht den Verkehrsteilnehmer_innen, vor allem innerstädtisch, mehr Wege mit dem öffentlichen Personennahverkehr, dem Rad oder zu Fuß zurückzulegen (APCC, 2014). Dem gegenüber stehen in strukturell schwachen ländlichen Gemeinden insbesondere Personengruppen mit eingeschränkter Mobilität und ohne stabile soziale Netzwerke vor besonderen Herausforderungen, den Alltag zu bewältigen (Fischer & Born, 2018). Darüber hinaus haben ältere Personen zudem mit abnehmender Besiedlungsdichte ein höheres Armutsrisiko (Angel, 2010). Mit der „kompakten" Stadt verknüpft ist die positive Auswirkung auf die Möglichkeit zu regelmäßiger sportlicher Aktivität u. a. bei Kindern (Fonds Gesundes Österreich, 2018), wobei das Vorhandensein von öffentlichen Grünflächen eine wichtige Rolle spielt. Städtische Grünräume haben darüber hinaus eine wichtige Rolle in der Klimawandelanpassung (z. B. grüne und blaue Infrastruktur, Abschn. 4.4) und tragen zu **SDG 11.7** bei (Bis 2030 den allgemeinen Zugang zu sicheren, inklusiven und zugänglichen Grünflächen und öffentlichen Räumen gewährleisten, insbesondere für Frauen und Kinder, ältere Menschen und Menschen mit Behinderung).

8.4.6 Globale Umwelt-Commons

Box 8.7 Bezug von globalen Umwelt-Commons und den SDGs in Österreich

In der Agenda 2030 sind die globalen Umwelt-Commons und ihre Erhaltung zentral in den **SDGs 13, 14** und **15** und teilweise in den **SDGs 2, 4, 6, 8** und **12** verankert. Alle 17 Ziele interagieren auf verschiedene Weise mit den biosphärischen Zielen, in denen die globalen Umwelt-Commons geregelt sind (Lusseau & Mancini, 2019; Miola et al., 2019; Pradhan et al., 2017; Sebestyén et al., 2019; UN, 2019a; Weitz et al., 2018). Nach Vergleich des Fortschritts in der Erreichung aller SDGs hat die EU in der Erreichung der **SDGs 13** und **15** (gemeinsam mit den **SDGs 9** und **12**) bisher die geringsten Fortschritte gemacht (für die **Ziele 6** und **14** konnte kein Trend errechnet werden) (Eurostat, 2020b) [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Mit globalen Umwelt-Commons werden Systeme und Eigenschaften von Systemen bezeichnet, deren Bestand über regionale und nationale Grenzen bzw. Jurisdiktion hinweg direkt oder indirekt zur Aufrechterhaltung der Funktionen des Erdsystems oder der Erhaltung von Leben beiträgt (UN, 2019a). Das umfasst Biodiversität, die Atmosphäre, die Kryosphäre, die Hydrosphäre, die Pedosphäre und Wälder.

In diesem Bericht werden Aspekte von Landnutzung und Klimawandel in Bezug auf Atmosphäre, Kryosphäre, Hydrosphäre, Pedosphäre und Wald in den Kap. 2, 4 und 5 behandelt. Biodiversität als globales Umwelt-Commons wird in diesem Unterkapitel dargestellt.

8.4.6.1 Der Beitrag von Biodiversität zu menschlichem Wohlergehen im Kontext von Landnutzung

Umwelt-Commons im Allgemeinen und Biodiversität im Besonderen ermöglichen menschliches Überleben durch die vielfältigen Leistungen, die sie erbringen (Box 1.2). Sie werden aber von menschlichen Eingriffen wie der Landnutzung beeinflusst bzw. beeinträchtigt. So wurde z. B. auf globaler und europäischer Ebene nachgewiesen, dass Bestäubungsleistung und natürliche Schädlingskontrolle signifikant positiv mit der Artenzahl an bestäubenden Insekten bzw. Raubinsekten korreliert sind und somit einen direkten positiven Einfluss auf den Ernteertrag landwirtschaftlicher Produkte haben (Clough et al., 2020; Dainese et al., 2019; Kirchweger et al., 2020). Diese Beziehungen werden weitgehend von der Größe der Felder und der Randliniendichten von Landschaften bestimmt. Für europäische Agrarlandschaften mit über 70 % landwirtschaftlicher Nutzfläche und Randliniendichten unter 0,1 km/ha ist die Bestäubungsleistung gering, während in Landschaften mit Randliniendichte über 0,4 km/ha und einem Anteil von 20 % semi-natürlicher Lebensräume (Hecken, Gräben, unbewirtschaftetes Grünland, Gebüsche, Brachflächen) die Erträge hoch sind (Martin et al., 2019). Beziehungen von zunehmendem Ernteertrag mit steigender Artenzahl oder Individuenzahl an bestäubenden Insekten (bei vergleichbaren Düngeregimen) wurden auch auf regionaler Ebene beobachtet, z. B. für Äpfel (Mallinger & Gratton, 2015) oder Erdbeeren (Castle et al., 2019). Der Wert der Bestäubung von landwirtschaftlichen Nutzpflanzen (Obst-, Gemüse-, Ölfrüchte- und Hülsenfrüchte) durch Insekten wurde für Österreich für das Jahr 2008 auf 298 Mio. Euro geschätzt (Zulka & Götzl, 2015), der Wert von Schädlingskontrolle durch Insekten auf knapp 330 Mio. Euro pro Jahr (Umweltbundesamt, 2020a). Allerdings bedeuten höhere Erträge nicht automatisch höhere Einkünfte der Landwirt_innen. Einsparungen bei Arbeitszeit und Treibstoffkosten und Einsatz größerer Maschinen sowie die aktuelle Förderungsstruktur bewirken, dass derzeit größere Felder trotz geringerer Erträge und größerer Einbußen bei Biodiversität höhere Einkünfte bewirken (Clough et al., 2020).

Biodiversität leistet aber auch für die menschliche Gesundheit in mehrfacher Hinsicht essenzielle Beiträge und damit auch zur Erreichung von SDG 3: Sie ist entscheidend für die Regulierung von Pathogenen und Krankheiten – insbesondere Infektionskrankheiten; sie ist grundlegend für Ernährungssicherheit und ermöglicht eine gesunde Ernährung; sie ist als genetische Vielfalt eine Schlüsselressource, um angesichts des Klimawandels in Zukunft resiliente und anpassungsfähige Nutzpflanzen zu haben; und nicht zuletzt ist die Vielfalt der Pflanzenwelt die Hauptquelle von Innovationen in der Medizin (IPBES, 2019).

Eine hohe Biodiversität schützt vor Infektionskrankheiten (Cazzolla Gatti et al., 2021; IPBES, 2020; Jones et al., 2008; Ostfeld & Keesing, 2012; Randolph & Dobson, 2012), da sie dazu beiträgt, dass Pathogene nicht hochkonzentriert in einigen wenigen Arten auftreten, sondern auf viele Wirtspezies verteilt und dadurch „verdünnt" sind, was auch als „dilution effect" bezeichnet wird (Keesing et al., 2010; Keesing & Ostfeld, 2015; Randolph & Dobson, 2012). Auch bei Zoonosen (Infektionskrankheiten, die vom Tier auf den Menschen überspringen), die über 60 % aller neu auftauchenden Infektionskrankheiten ausmachen (Jones et al., 2008), ist dieser Effekt gegeben. Das heißt, dass eine hohe Wildnis-Biodiversität das Risiko für Zoonosen vermindert – durch das Eindringen in und Zerstören von Wildnishabitaten sowie deren Biodiversität wird es hingegen erhöht [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Sars-CoV-2 ist eine in einer Reihe von vielen Zoonosen (z. B. Ebola, West-Nil-Virus, Schweine- und Vogelgrippe), deren Auftreten als Folge der menschlichen Eingriffe in Wildnishabitate und des damit einhergehenden globalen Biodiversitätsverlustes gesehen wird (Keesing & Ostfeld, 2021). Aber auch die Übertragungswahrscheinlichkeit von Infektionskrankheiten, die nicht von Mensch zu Mensch übertragen werden, wie die von Zecken übertragene Lyme-Borreliose, erhöht sich durch den Biodiversitätsverlust (Ostfeld & Keesing, 2000).

Die Vielfalt des globalen Nahrungsangebots ist drastisch gesunken, da im 21. Jahrhundert von den insgesamt 7000 essbaren Nutzpflanzen in der Menschheitsgeschichte nur zwölf Nutzpflanzen und fünf Tierarten verwendet werden, um 75 % der Nahrungsmittel der Welt zu produzieren (IPBES, 2019). Das hat zum einen sowohl die Arten- als auch die genetische Vielfalt ausgehöhlt und stellt somit ein Risiko für die Ernährungssicherheit dar. Zum anderen hängt dieses weniger diverse Nahrungsangebot mit einer weniger gesunden Ernährung zusammen, weil die Hochertragspflanzen (Reis, Weizen, Mais) einen tendenziell geringeren Gehalt an Spurenelementen aufweisen und so zu Fehlernährung beitragen können (IPBES, 2019).

Darüber hinaus ist es eine Leistung von Biodiversität, sowohl eine Quelle von pflanzlichen Arzneimitteln als auch eine Inspirationsquelle von Innovationen für neue (synthetische) Arzneimittel zu sein. So sind etwa 4 Mrd. Menschen primär auf natürliche Arzneimittel angewiesen und gegenwärtig über 28.000 Pflanzenarten als medizinisch nutzbar registriert. Außerdem sind etwa 70 % der Krebs-Medikamente entweder natürlicher Art oder als synthetische Produkte durch die Natur inspiriert (IPBES, 2019).

Aus der Einsicht, dass menschliche Gesundheit und die Gesundheit der Ökosysteme vielfältig verwoben sind und die Zukunft der Biodiversität mit der Zukunft menschlicher Gesundheit eng zusammenhängt (IPBES, 2019), wird in der

Forschung zunehmend ein „One Health"-Ansatz vertreten. Damit ist ein Ansatz gemeint, der die die Gesundheit von Menschen mit der Gesundheit von Tieren und verschiedenen Umweltsystemen direkt in Verbindung setzt und Gesundheit als systematische Eigenschaft sieht (IPBES, 2020).

8.4.6.2 Der Status der Biodiversität in Österreich

SDG 15, Target 5 postuliert den Stopp von Biodiversitätsverlust bis 2020. Unabhängig von den verschiedenen Konzeptualisierungen von Wissen ermöglicht Kenntnis von Biodiversität deren Schutz (Purvis et al., 2019). Österreich weist eine hohe geologische, geomorphologische und klimatische Vielfalt auf und, bedingt durch das Zusammenspiel dieser Faktoren, eine hohe Vielfalt an Arten und Lebensräumen. Es zählt zu den artenreichsten Ländern in Europa (Sauberer et al., 2008) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Derzeit sind in Österreich 54.125 Tierarten beschrieben. Dazu zählen ca. 100 Säugetierarten sowie ca. 40.000 Insektenarten (Geiser, 2018). Die Anzahl von Wirbeltieren hat in Österreich in den letzten 30 Jahren um durchschnittlich 40 % abgenommen (Semmelmayer & Hackländer, 2020) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Bezüglich einzelner Tiergruppen werden in den Roten Listen bedrohter Arten in Österreich 45 % der Säugetiere, 57 % der Brutvögel und 100 % der Kriechtiere und Lurche als in unterschiedlichem Ausmaß bedroht geführt (Spitzenberger et al., 2005; Gollmann et al., 2006; Holzinger et al., 2009; Arche Austria, 2010; Nicklfeld, 1999; Kew, 2016) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung]. Allerdings sind diese roten Listen über zehn Jahre alt und nicht auf dem aktuellen Stand der Artenverluste. Ähnlich stellt sich die Lage in Österreichs Fließgewässern dar, wo nur mehr 17 % freie Fließstrecken existieren. Von den 58 nachgewiesenen Fischarten sind 39 (67 %) entweder gefährdet, stark gefährdet oder vom Aussterben bedroht (Wolfram & Mikschi, 2007).

Für Österreich sind keine flächendeckenden Monitoringdaten für Bestand und Entwicklung von Insekten vorhanden (Rabitsch et al., 2020). Gut ist die Datenlage bei Insekten jedoch in unseren Nachbarländern Deutschland und der Schweiz. Eine deutsche Studie beschreibt einen Verlust an Insektenbiomasse in Naturschutzgebieten von 76 % in den letzten 27 Jahren (Hallmann et al., 2017). Diese Ergebnisse werden durch eine aktuelle Studie für Deutschland bestätigt, die seit 2008 einen Rückgang von 67 % der Arthropoden-Biomasse, 78 % der Abundanz und 34 % der Arten beschreibt (Seibold et al., 2019, Seibold et al. 2021) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die bislang vorliegenden Befunde für einzelne Gebiete in Österreich zeigen vergleichbare Muster in Bezug auf das Insektensterben (Umweltbundesamt, 2020a; Zulka, 2020).

Dies ist insofern ein besonders verlässliches Alarmzeichen, weil Insekten nicht nur die bei Weitem artenreichste Gruppe stellen, sondern deren Biomasseabnahme große Kollateralschäden auf andere Gruppen bzw. ganze Ökosysteme hat. Für brütende Vögel, Fledermäuse oder Reptilien stellen Insekten eine wichtige und in manchen Fällen die einzige Nahrungsgrundlage dar (Hallmann et al., 2017; Umweltbundesamt, 2020a) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Von den etwa 3000 Farn- und Blütenpflanzen gelten 33 % zumindest als gefährdet (Kew, 2016; Nicklfeld, 1999) [mittlere Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Die mikrobielle Diversität inklusive der Diversität der Pilze ist besonders unvollständig dokumentiert. Die Gesamtzahl aller in Österreich vorkommenden Pilzarten wird auf 16.648 geschätzt (Dämon & Krisai-Greilhuber, 2016). Das derzeitig vorliegende Artenverzeichnis (Dämon & Krisai-Greilhuber, 2016) legt auch eine neu bearbeitete Version der Roten Liste gefährdeter Pilze Österreichs vor. Von den über 4450 Pilzarten im vorliegenden Verzeichnis gelten ca. 1300 Arten (29 %) als gefährdet, stark gefährdet oder vom Aussterben bedroht, weitere 790 Arten (17 %) als potenziell gefährdet.

In Österreich wurden insgesamt 488 Biotoptypen ausgewiesen. Davon wurde die Hälfte als bedroht eingeschätzt (Essl & Egger, 2010) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Von den 71 Lebensraumtypen, die in der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie) ausgewiesen und alle sechs Jahre bewertet werden, befanden sich im Zeitraum von 2013 bis 2018 18 % in einem günstigen Erhaltungszustand, 35 % in einem ungünstig-unzureichenden und 44 % in einem ungünstig-schlechten Erhaltungszustand (für 3 % war die Datengrundlage für eine Bewertung nicht ausreichend) (Ellmauer et al., 2019).

In Bezug auf Arten, die in den Anhängen der Richtlinie als Schutzgüter angeführt und für Österreich bewertet werden, gehört Österreich zu den sieben EU-Mitgliedstaaten, bei denen mehr als 30 % einen ungünstigen Erhaltungszustand aufweisen (Ellmauer et al., 2019). Im Vergleich der letzten beiden Berichtspflichten haben sich mehr Schutzgüter verschlechtert als verbessert (Ellmauer et al., 2019).

Für eine umfassende landesweite Beurteilung der Situation und Entwicklung der Biodiversität in Österreich ist die Datenlage momentan nicht ausreichend. Ein umfassendes österreichweites Biodiversitätsmonitoring ist zur Beurteilung der Situation von Arten- und Habitatgefährdung unerlässlich (Umweltbundesamt, 2020a).

Erste Ansätze für den landwirtschaftlich genutzten Raum wurden im Monitoringprogramm BINATS (BIodiversity – NATure – Safety) I (Erhebungen 2007 und 2008) und BINATS II (Erhebungen 2017–2018) verwirklicht (Pascher et al., 2011, 2020). Dieses Programm erhebt die Biodiversität anhand der Indikatoren Landschaftsstruktur, Gefäßpflanzen, Heuschrecken, Tagfalter und Wildbienen, allerdings nur in relativ artenarmen Agrarlandschaften mit Schwerpunkt auf Mais- und Rapsanbauflächen.

Eine Basiserhebung eines österreichweiten Biodiversitätsmonitorings im Grünland wurde vom Umweltbundesamt durchgeführt. Eine Fortführung dieses Monitorings ist eine kritische Grundlage zur Bestimmung der Biodiversitätsgefährdung in Österreich und somit auch für eine Ist-Zustandsanalyse für SDG 15 unabdingbar (Umweltbundesamt, 2017).

Im Rahmen der EU-FFH-Richtlinie (EWG 43, 1992) werden die in den Anhängen der Richtlinie angeführten Schutzgüter alle sechs Jahre nach europaweit einheitlichen Kriterien bewertet. Für Österreich liegt der dritte Bericht für den Zeitraum von 2013 bis 2018 für 211 Tier- und Pflanzenarten und 71 Lebensraumtypen vor (Ellmauer et al., 2019). Die Zusammenfassung des aktuellen Berichts ist auf der EEA-Homepage (EEA, 2021) abrufbar. Für einzelne Artengruppen werden von Vereinen oder Forschungseinrichtungen Monitoringaufgaben wahrgenommen, z. B. für Vögel von BirdLife Österreich, für Fische vom Institut für Hydrobiologie an der Universität für Bodenkultur (IMMA, 2020). In den Bundesländern Tirol und Vorarlberg gibt es seit 2018 bzw. ab 2020 das erste systematische Tagfalter-Monitoring in Österreich (viel-falter.at, 2022).

8.4.6.3 Ursachen der Biodiversitätsverluste in Österreich

Globale, aber auch europäische Biodiversitätsverluste sind eng an Wirtschaftswachstum gekoppelt (Marques et al., 2019; Otero et al., 2020). Mit dem Wirtschaftswachstum einhergehender gestiegener Ressourcenverbrauch und höhere Emissionen sind die generellen Ursachen für die Verluste an Biodiversität (Otero et al., 2020). Die unmittelbaren Ursachen für die Biodiversitätsverluste sind vielfältig, lassen sich jedoch in die zwei Hauptgruppen „Landnutzung“ und „Klimawandel“ (Dullinger et al., 2012; Engler et al., 2011) zusammenfassen. Im Bereich der Landnutzung sind folgende Aspekte für die drastischen Rückgänge verantwortlich:

1) Intensivierung der Landnutzung (Allan et al., 2015; Allen et al., 2014; Niedrist et al., 2008; Manning et al., 2015; Blüthgen et al., 2016, Auffret et al., 2018; Busch et al., 2019) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]
2) Aufgabe der extensiven landwirtschaftlichen Nutzung bei starker laufender Nutzungsaufgabe (Fischer et al., 2008; Niedrist et al., 2008; Zimmermann et al., 2010) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]
3) Lebensraum- und Landnutzungsänderung (Bowler et al., 2019; Cardoso et al., 2020; Teufelbauer & Seaman, 2017)
4) Stickstoffeinträge (Habel et al., 2016; Payne et al., 2017) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]
5) Verbauung und Verdichtung (Umweltbundesamt, 2020b)
6) Invasive gebietsfremde Arten (Essl & Rabitsch, 2002; Keller et al., 2011; Seebens et al., 2017) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]
7) Touristische Landnutzung (Sato et al., 2013) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Für Österreich wurden im Rahmen des FFH-Berichtes nach Art. 17 die wesentlichen Belastungen und Bedrohungen („pressures and threats“) zusammengefasst (EEA, 2020b)

Ein großer Teil der Biodiversitätsverluste wird über Handelsbeziehungen externalisiert. Westeuropa und Nordamerika waren 2011 für 48 % der Biodiversitätsverluste durch internationalen Handel verantwortlich (Marques et al., 2019). Viehzucht ist global der größte Treiber von Biodiversitätsverlusten, während der Anbau von Ölsaaten die größten Zunahmen im Einfluss auf Biodiversität aufweist (Marques et al., 2019).

Neobiota sind ein bislang eher vernachlässigtes Problem für den Naturschutz. Einige der gebietsfremden Arten sind invasiv und haben aus naturschutzfachlicher Sicht negative Auswirkungen auf die natürliche Biodiversität (Pyšek et al., 2020). Während bei Tieren wie Wandermuschel und Schwarzmundgrundel wenig Chance auf Eindämmung besteht, werden seit der Jahrtausendwende bei Neophyten wie Riesenspringkraut, Akazie, Eschen-Ahorn und Staudenknöterich Maßnahmen zur Bekämpfung gesetzt. Durch das Fortschreiten des Klimawandels wird die Ausbreitung einiger invasiver Neobiota begünstigt (Umweltbundesamt, 2016) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Klimawandel kann direkt auf die Biodiversität durch Änderungen von Temperatur und Niederschlag wirken (Meyer et al., 2022). Besonders für Wald werden indirekte Effekte durch Änderungen der Störungsregime (Häufigkeit und Intensität von Extremereignissen) ausgelöst. Störungsintensitäten werden mit zunehmender Klimaänderung zunehmen (hohe Übereinstimmung, starke Beweislage) (IPCC, 2022; Seidl et al., 2014), und Häufigkeiten des Auftretens verschiedener Störungsursachen werden sich verändern (Seidl et al., 2017) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Biodiversität nimmt nach Störungen im Wald für einige Dekaden zu (Hilmers et al., 2018; Kortmann et al., 2021; Lehnert et al., 2013; Swanson et al., 2011; Thom et al., 2017b; Thom & Seidl, 2016; Viljur et al., 2022; Winter et al., 2015) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Die Aufarbeitung von Totholz nach Störungen reduziert Biodiversität (Thom et al., 2017a) [hohe Übereinstimmung, starke Beweislage]. Frühe und sehr späte sukzessionale Entwicklungsstadien im Wald weisen die höchste Biodiversität auf (Hilmers et al., 2018, Kaufmann et al., 2017) [hohe Übereinstimmung, hohe Beweislage]. Gleichzeitig sind solche Flächen nur in geringem Ausmaß vorhanden (Gratzer, 2012; Sabatini et al., 2020) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine Erhöhung des Anteils von Schutzgebieten, in denen keine Nutzungen und keine Aufarbeitung von Störungsflächen durchgeführt werden, würde den Anteil früh sukzessionaler Stadien nach

Störungen und den Anteil spät sukzessionaler Flächen und damit die Biodiversität im Wald erhöhen (Lindenmayer & Noss, 2006; Paillet et al., 2010; Thom et al., 2017c) [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine Modellierung der Treibhausgasbilanz des waldbasierten Sektors (Weiss et al., 2020) untersucht in verschiedenen Szenarien bis 2150, welchen Effekt die Forstwirtschaft und die nachgeschaltete Wertschöpfungskette auf die Treibhausgasemissionen haben. Die Ergebnisse der Bewertung von verschiedenen Nutzungsszenarien in dieser Studie und in Studien mit ähnlichen Zielsetzungen haben Auswirkungen auf die Entwicklung der Biodiversität im Wald und werden aus diesem Grund besprochen. Ein Szenario, bei dem bis im Jahr 2150 zusätzlich Flächen durch (monetär abgegoltenen) Nutzungsverzicht im Ausmaß von 5 % der Ertragswaldfläche (von derzeit 1,2 % der Ertragswaldfläche) bereitgestellt werden, weist die größte Senkenstärke bis 2100 im Vergleich zu verschiedenen intensiveren Nutzungsszenarien auf (Box 5.1).

Untersuchungen in Buchenurwäldern in der Slowakei zeigen, dass diese Wälder oberirdisch um 20 % höhere Kohlenstoffvorräte aufwiesen als benachbarte Wirtschaftswälder knapp vor der Nutzung. Die Bodenkohlenstoffvorräte dieser Urwälder waren um 13 % höher und die Totholzorganomasse um 310 % höher als in den vergleichbaren Wirtschaftswäldern. Für den gesamten ökosystemaren Kohlenstoffvorrat ergab sich dadurch um 75 t/ha mehr Kohlenstoff in den Urwäldern. Die oberirdische Netto-Primärproduktion war in den Ur- und Wirtschaftswäldern gleich hoch (Glatthorn et al., 2018, 2017; Kaufmann et al., 2017; Klingenberg & Leuschner, 2018). Für Gefäßpflanzen, Flechten und Moose war der regionale Artenpool in diesen Urwäldern bei Flechten doppelt so groß, bei Moosen um 50 % größer und bei den Gefäßpflanzen gleich groß wie im Wirtschaftswald [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Dieses Ergebnis wird kontrovers interpretiert, da der um knapp 4 %-Punkte erhöhte Nutzungsverzicht weniger zur potenziellen Substitution von fossilen Brennstoffen beiträgt. In die Berechnungen wurden Biodiversitätsindikatoren nicht einbezogen. Schutz von Naturwaldrelikten (Sabatini et al., 2020) und Nutzungsverzicht auf einem Teil der Waldfläche führt zur Erhöhung der Biodiversität und wirkt der Biodiversitätskrise entgegen (Eckelt et al., 2018).

Eine Szenarienmodellierung der Ökosystemleistungen, die von den Österreichischen Bundesforsten (ÖBF) unter verschiedenen Bewirtschaftungsszenarien erbracht werden, bestätigt dies (Getzner et al., 2020). Drei Szenarien wurden zu möglichen Managementstrategien der ÖBF formuliert: „Intensivierung Forstwirtschaft“, „Ökologie & Ökonomie“ und „Intensivierung Naturschutz“. Das Ziel der Studie war, die ÖBF ökologisch, räumlich und ökonomisch zu erfassen und zu bewerten. Die Ergebnisse zeigen, dass das Szenario „Intensivierung Naturschutz“ im Vergleich zum „Status quo 2016“ einen jährlichen Wohlfahrtsgewinn (volkswirtschaftlicher Nutzeffekt) von rund 180,7 Mio. Euro aufweist. Durch eine höhere Kohlenstoffspeicherung in der Biomasse (anstatt der Holzernte für Holzprodukte und zum Ersatz fossiler Brennstoffe) entsteht für dieses Szenario ein Wertzuwachs von 6 Mio. Euro pro Jahr. Die Verringerung des ökonomischen Wertes der Holzproduktion durch den Wohlfahrtsgewinn wird durch die Intensivierung von Naturschutz bei anderen Ökosystemleistungen (Schutz der Biodiversität, Erholungsleistungen, Erosionsschutz, Speicherung von Kohlenstoff) aufgewogen. In dieser Studie wirken sich eine Erhöhung der nachhaltigen Holzproduktion und ein damit einhergehender höherer Ersatz fossiler Rohstoffe durch Biomasse negativ auf die Kohlenstoffbilanz aus. Das wird mit der hohen Kohlenstoffspeicherung durch Zuwachs, in kurzen Nutzungen von Gütern im Holzproduktepool und in der „vergleichsweise weniger effizienten energetischen Nutzung von Biomasse“ in Hinblick auf Energieeinsatz, -umwandlung und -nutzung begründet (Getzner et al., 2020). Insgesamt ist bei dem in dieser Studie gewählten Forschungsansatz zu beachten, dass die dargestellten ökonomischen Bewertungen bzw. Wertschätzungen Präferenzen veranschaulichen und die Bewertungen in Geldeinheiten zum besseren Vergleich dienen und keine monetären Betriebserfolge darstellen (Getzner et al., 2020, 2018; Getzner & Meyerhoff, 2020) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Für den rapiden Artenrückgang von Arthropoden fällt der Landwirtschaft wegen ihres großen Flächenanteils in den einzelnen Ländern eine zentrale Rolle zu. Strukturarme Agrarlandschaften mit einem geringen Anteil an naturnahen Lebensräumen verfügen über geringere Insektenzahlen als strukturreiche Agrarlandschaften, und über eine geringere natürliche Schädlingskontrollleistung, was sich in reduzierten Ernteerträgen widerspiegeln kann (Clough et al., 2020; Grab et al., 2018). Auch die Artenzahlen von Spinnen, die eine wichtige Rolle in der natürlichen Schädlingskontrolle spielen, nehmen mit dem Anteil an naturnahen Lebensräumen zu, wie in Agrarlandschaften Ostösterreichs nachgewiesen wurde (Drapela et al., 2008). Ackerflächen weisen auch geringere Diversität von Bodenfauna auf (Rüdisser et al., 2015). Intensiv genutzte Obstbaumplantagen und Weingärten weisen jedoch teilweise sehr hohe Mikroarthropodendiversität auf, was auf Mulchen und Bewässerung und die damit verbunden Aufrechterhaltung von ausreichend Bodenfeuchte zurückgeführt wird (Rüdisser et al., 2015).

Darüber hinaus hat landwirtschaftliche Intensivierung, speziell durch den Einsatz von Insektiziden, negative Effekte auf Insekten und die von Insektennützlingen ausgehende natürliche Schädlingskontrolle sowie auf die Bodenfauna (Geiger et al., 2010) [robuste Evidenz, mittlere Übereinstimmung].

Eine wesentliche Bedeutung des Biodiversitätsverlusts kommt der Überversorgung von Lebensräumen mit Nährstoffen zu. Neben Phosphor, der sich als extrem nachteilig

für die Arten- und Individuenzahlen von Pflanzen erwiesen hat (Ceulemans et al., 2013), führt vor allem Stickstoff zu einem massiven Artenrückgang. Der über die Luft verdriftete Stickstoff verändert Pflanzengemeinschaften von Magerstandorten, indem seltene anspruchsvolle Arten von nährstoffliebenden Pflanzen verdrängt werden. Dies kann dazu führen, dass gefährdete Tagfalterarten ihre Futterpflanzen verlieren und die Artengemeinschaft von einigen wenigen generalistischen Tagfalterarten dominiert wird (Habel et al., 2016). Und selbst innerhalb häufiger Schmetterlingsarten kann die Stickstoffanreicherung in Raupenpflanzen zu einer erhöhten Sterblichkeit der Raupen von häufigen Arten führen (Kurze et al., 2018). Auch im Rahmen des Biodiversitätsmonitorings Schweiz hat man beobachtet, dass hoher Stickstoffeintrag zu einem massiven Rückgang von Schmetterlingen führt, vor allem von gefährdeten anspruchsvollen Arten (Roth et al., 2021). Somit ist Stickstoffüberschuss neben oben erwähnten Faktoren ein wesentlicher Treiber des Biodiversitätsverlustes in verschiedenen terrestrischen Lebensräumen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Innerhalb der EU sticht Österreich durch einen überproportional hohen Anteil an jährlicher Versiegelung des Bodens durch Verbauung von Agrarflächen hervor (Eurostat, 2020b; Umweltbundesamt, 2020a), was sich negativ auf die Bodenorganismen (Geisen et al., 2019; Jeffery & Gardi, 2010) auswirkt [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].

8.5 Hebel zur Transformation

Nachdem der State of the Art zum Thema Klimawandel und Landnutzung aus der Perspektive der Agenda 2030 in den vorangegangenen Unterkapiteln diskutiert wurde, setzt sich Abschn. 8.5 mit möglichen Wegen auseinander, wie die aktuellen Herausforderungen grundlegend und strukturell bewältigt werden können. Kurz: Es geht um die Vision der Transformation, die als „grundlegender und intendierter Abschied vom ‚Business als usual'" (UN, 2019a: 5) definiert wird. Bei der Transformation, wie bei einem anderen, aber ähnlichen Begriff „sozialer Wandel", handelt es sich um jene Änderungen, die „die Charakteristik der Sozialstruktur einer Gesellschaft, ihre grundlegenden Institutionen, Beziehungs- und Kulturmuster signifikant betreffen" (Meyer, 2014). Die vier Hebel zur Transformation (Abb. 8.6) berücksichtigen die vielfältigen, sich ergänzenden Rollen unterschiedlicher Akteur_innen und Organisationen bei der Herbeiführung von Veränderungen. Jeder Hebel kann individuell zum systemischen Wandel beitragen. Nur durch ihre kontextabhängigen Kombinationen wird es möglich, die Transformationen herbeizuführen, die notwendig sind, um die Dimensionen der nachhaltigen Entwicklung auszugleichen. Dabei handelt es sich bei diesen Kombinationen um integrative Transformationspfade.

8.5.1 Governance

Im Kontext der Landnutzung und des Klimawandels geht es bei Governance um die Koordination von oft widersprüchlichem Handeln nicht nur durch staatliche Organisationen, sondern auch durch Markt- und zivilgesellschaftliche Akteur_innen. Dementsprechend umfassen die Eckpfeiler der Governance effektive, transparente, zugängliche und inklusive Institutionen, wie Markt, Behörde, Schulen und zivilgesellschaftliche Organisationen (UN, 2019a).

SDG-orientierte Koordination fragmentierter und widersprüchlicher Landnutzungspolitiken

Governance von oben ist insbesondere dort gefragt, wo widersprüchliche Agrar-, Gesundheits-, Raumordnungs-, Sozial- und Umweltpolitiken koordiniert, kontraproduktive oder gar schädliche Zuschüsse beendet werden müssen oder Steuersysteme auf ökologische und soziale Prioritäten auszurichten sind (SAPEA, 2020). Die Agenda 2030 stellt für eine solche systemische und sektorübergreifende Landnutzungspolitik einen umfassenden Legitimationsrahmen dar. In den letzten Jahren wurden zwar sogenannte integrierte Strategien (Nachhaltigkeits-, Klimaanpassungs-, Biodiversitätsstrategie etc.) formuliert, die aber derzeit nur als Kommunikationswerkzeug eingesetzt werden (Casado-Asensio & Steurer, 2014), da sie keine anderen Rechtsinstrumente anleiten können und nicht rechtlich verbindlich sind (Pülzl et al., 2018). Neben integrierten Strategien kann die Verknüpfung über mehrere Sektoren, aber auch von Stadt–Land oder zwischen Produzent_innen und Konsument_innen, durch regionale und auch soziale Nähe dabei helfen, fragmentierte Governance-Strukturen zu überbrücken (Berner et al., 2019; Edelmann et al., 2020b, 2020a; Karner, 2009; Milestad et al., 2010; Niedermayr et al., 2018; Oedl-Wieser et al., 2020; Schönhart et al., 2009; Smith et al., 2019).

Widersprüchliche gesetzliche und wirtschaftspolitische Rahmenbedingungen auf nationalstaatlicher wie auch auf Bundesländerebene, allenfalls auch mit Blick auf die internationalen Rahmenbedingungen, sind so umzugestalten, dass eine möglichst nachhaltige Landnutzung in Österreich auch in Zeiten des fortschreitenden Klimawandels gewährleistet ist (detaillierte Diskussion in Abschn. 8.4.3).

Ein an diversen Framings und Werten orientierter Mix von Politik-, Handlungs- und Unternehmensstrategien, Wohnraum, Nahrung, Wasser, Energie und Erholungsflächen sowie Arbeit können als marktwirtschaftliche Güter betrachtet werden, aber genauso als Gemeinschaftsgut oder Menschenrecht. Diese unterschiedlichen Framings sind auch mit sehr heterogenen gesellschaftlichen Zielen und Hebeln zur Steuerung der Landnutzung verbunden (OHCHR, 2014; SAPEA, 2020). So steht z. B. die Umsetzung eines Menschenrechts auf Wohnen – und damit der Funktion des Wohnens als Teil der sozialen Infrastruktur – in Konkurrenz zur Woh-

nung als marktwirtschaftlichem Gut. In diesem Fall dienen bebaute und unbebaute Flächen der möglichst profitorientierten Kapitalverwertung. Um sozialen und ökologischen Nachhaltigkeitszielen gegenüber ökonomischen hinreichend Rechnung zu tragen, werden Maßnahmen der Dekommodifizierung und (Re-)Kommunalisierung diskutiert. Mögliche Steuerungsinstrumente reichen von gemeinnütziger Wohnbauförderung (Kuhnert & Leps, 2017) und einer sozialgerechten Bodenordnung nach dem Beispiel des „Münchner Modells" – ein Modell der „sozialgerechten Bodenordnung" –, wo u. a. 30 % von neu geschaffenem Planungsrecht für geförderten Wohnungsbau vorgesehen werden (Kaltenbrunner & Schnur, 2014; Müther & Waltersbacher, 2014), über eine Diversifizierung des Wohnungsangebots (Koch, 2020) bis hin zu regionalen Wohnungsbaumoratorien (Kopatz, 2017).

Landnutzer_innen und Konsument_innen orientierten sich nicht nur an finanziellen Anreizen und Preisen. Eine zunehmende Zahl an Studien für Österreich zeigt, dass auch hedonistische, altruistische oder biophile Werte ihr Handeln motivieren (Braito et al., 2020; Hampl & Loock, 2013; Maurer et al., 2021; Niedermayr et al., 2018; Walder et al., 2019; Walder & Kantelhardt, 2018). Daher braucht es einen Mix an Politiken, Handlungs- und Unternehmensstrategien, um diese diversen Werte und Framings ansprechen zu können.

Verstärkung der Transformationsfähigkeit durch inklusive Governance und experimentelle Zugänge

Um flexibel und regionsspezifisch auf den Klimawandel – oder auch auf die bereits in die Literatur eingeflossene COVID-19-Krise – reagieren zu können, braucht es eine Balance zwischen kurzfristiger ökonomischer Effizienz und langfristig orientierter Anpassungs- und Transformationsfähigkeit, sind Pfadabhängigkeiten zu überwinden und Bedingungen für Anpassung und Veränderung in der Landwirtschaft zu schaffen (Darnhofer, 2021; Grüneis et al., 2018; Knickel et al., 2017; Mitter et al., 2019). Im Umgang mit klimabedingten Extremereignissen bedarf es auch einer umfassenden Überarbeitung der Entscheidungsstrukturen und Rahmenbedingungen. Eine stärkere Vernetzung der derzeit in Österreich an der Schnittstelle von Klimawandelanpassung und Naturgefahrenmanagement tätigen Institutionen (z. B. CCCA und DCNA) wäre ein zentraler erster Schritt (Schinko et al., 2017). Hierzu wird ein möglichst partizipativer Ansatz unter Miteinbeziehung aller relevanten Akteur_innen empfohlen (Lintschnig et al., 2019). Die Versicherungswirtschaft könnte im Bereich des Risikomanagements in Hinblick auf klimabedingte Extremereignisse eine zentralere Rolle als derzeit einnehmen. Hiermit gilt es im Zusammenspiel mit privater Vorsorge und dem staatlichen Katastrophenfonds ein möglichst umfassendes und vorausschauendes sowie effektives und effizientes Klimarisikomanagement in Österreich zu etablieren (Schinko et al., 2017). Zusätzlich ist eine verstärkte internationale Kooperation in Hinblick auf den Umgang mit den Auswirkungen klimabedingter Katastrophenszenarien notwendig. Hierbei könnte auf den Erfahrungen des EU-Solidaritätsfonds aufgebaut werden (Hochrainer-Stigler et al., 2017).

Bottom-up-Initiativen von Unternehmen, Gemeinden und der Zivilgesellschaft versprechen experimentelle Zugänge und eine Diversität innovativer und transformativer Nachhaltigkeitslösungen (SAPEA, 2020). Städten wird, global gesehen, eine Vorreiterrolle in der Umsetzung von Governance-Maßnahmen zugeschrieben, die Raum für Innovationen und Experimente („urban living labs") ermöglicht, beispielsweise zur Umsetzung kohlenstoffarmer europäischer Städte (Karvonen & van Heur, 2014; Voytenko et al., 2016) oder der Implementierung urbaner grüner Infrastruktur (Buijs et al., 2016) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Solche Ansätze könnten auch mehr in ländlichen Regionen zur Geltung kommen.

Inklusive Governance bildet Grundlagen für eine breite Unterstützung und hohe Legitimität einer transformativen Agenda im Sinne der SDGs. Auch Österreich setzt auf neue Formen der Governance: Open Government der Stadt Wien (Kornberger et al., 2017) oder E-Government in Österreich (Stember et al., 2019), partizipative Stadtplanung unter genderspezifischen Aspekten (Horelli & Damyanovic, 2019) und die Partizipation der lokalen Bevölkerung im ländlichen Raum (Enengel et al., 2014; Meyer et al., 2019; Oedl-Wieser et al., 2020), wobei die Beweislage zur Umsetzung von Governance-Maßnahmen in peri-urbanen und ländlichen Räumen zur Klimawandelanpassung fragmentiert vorliegt. Daher bedarf es weiterer Forschung, um die Lücken in diesen Räumen zu schließen (Link zu SDG 15 „Leben an Land"). Im Sinne der „New Urban Agenda" tragen Städtepartnerschaften und Stadt-Umland-Kooperationen zur Erreichung von Ziel 11 bei. Die Umsetzung von nachhaltiger Stadtentwicklung beruht jedoch auf einem gut geplanten, evidenzbasierten Verfahren, das auf integrative Weise Stadtverwaltungen, Unternehmen, Zivilgesellschaft, Organisationen und Einzelpersonen sowie nationale Regierungen und Behörden in den Nachbarländern sowie peri-urbane und ländliche Gebiete in Entscheidungsprozesse und Entwicklungen miteinbezieht.

8.5.2 Wirtschafts- und Finanzwesen

Reduktion der Wachstumsabhängigkeit im Wirtschaftssystem

Grundsätzlich zeigt die wissenschaftliche Literatur in großer Übereinstimmung und mit robuster Evidenz, dass das Wirtschaftswachstum nach wie vor eng mit Flächeninanspruchnahme korreliert ist, insbesondere die Umwandlung fruchtbaren Ackerlandes in Siedlungs-, Verkehrs- und Betriebs-

flächen sowie die Ausdehnung der Städte („urban sprawl") (Colsaet et al., 2018). Getzner & Kadi (2020) wiesen nach, dass die Bodenversiegelung in Österreich (Inanspruchnahme von Boden für Siedlungs-, Gewerbe- und Infrastrukturflächen) nach wie vor mit dem BIP ansteigt, wenn auch der Zuwachs des Bodenverbrauchs pro Kopf durch die Urbanisierung und das generelle Bevölkerungswachstum langsamer wird. Um somit dem absoluten Zuwachs des Flächenverbrauchs Einhalt zu gebieten, bedarf es einer Reduktion der Wachstumsabhängigkeit in unserem Wirtschaftssystem. Ein zentraler Aspekt dabei ist die Arbeitszeit (Distelkamp & Meyer, 2019; Stocker et al., 2020). Eine deutliche Verringerung in den früh industrialisierten Gesellschaften wird dabei insbesondere von der Degrowth-Bewegung als wesentlicher Beitrag dafür gesehen, Arbeitsplätze zu erhalten und gleichzeitig die Klima- und Ressourcenziele zu erreichen, wobei aber auch zu beachten ist, dass im Zuge zurückgehender Wachstumsraten auch der Produktivitätsfortschritt säkular zurückgeht (Baily und Montalbano 2016). Einer Verringerung der durchschnittlichen Arbeitszeit können gesetzliche Regulierungen, aber auch Kollektivverträge dienen.

Eigentumsverhältnisse und Marktmacht

Eine Konzentration von Eigentum an Boden kann zu Schieflagen etwa bei Agrarförderungen führen, wenn Eigentümer_innen einen Großteil der Förderungen über erhöhte Pachtpreise abschöpfen (Feichtinger & Salhofer, 2013). Ein steigender Anteil an Pachtflächen wurde in mehreren anderen Ländern nachweislich auch mit Bodendegradation in Verbindung gebracht; ein Zusammenhang, der so für Österreich empirisch nur teilweise bestätigt wurde (Eder et al., 2021; Leonhardt et al., 2019). Auch wenn der Trend in die Gegenrichtung geht, ist im Agrarraum eine Größenreduktion der einzelnen Ackerparzellen („land sharing") anzustreben, weil sich eine kleinstrukturierte Landschaft außerordentlich positiv auf die Biodiversität auswirkt (Clough et al., 2020). Eine Verkleinerung der Ackerparzellen von 5 auf 2,8 ha führt zu demselben Zuwachs an Biodiversität wie eine Ausweitung naturnaher Habitate von 0,5 auf 11 % (Sirami et al., 2019). Dies ist vor allem dort anzustreben, wo keine Möglichkeit oder Bereitschaft besteht, Ackerland zyklisch aus der Nutzung zu nehmen.

Aus einer ökonomischen Nachhaltigkeitsperspektive auf die Agrar-Ernährungswende wird u. a. die Verteilung von und der Zugang zu Ressourcen wie Geldmitteln, Saatgut, Boden, Energie, Netzwerke, Bildung und Wissen diskutiert. Internationale Organisationen und die Literatur problematisieren die hohe Konzentration von Marktmacht bei den der Landwirtschaft vor- und nachgelagerten Unternehmen (Salhofer et al., 2012; FAO, 2018). Innovativen Start-ups und Nachhaltigkeitsinitiativen hingegen mangelt es oftmals an Zugang zu Risikokapital, Boden, Wissen und Netzwerken, um in einem geschützten Rahmen mit neuen, mehr oder weniger disruptiven Lösungen für die Lebensmittelversorgung experimentieren und diese breiter implementieren zu können (Gugerell & Penker, 2020; SAPEA, 2020).

Für die Bewältigung der Biodiversitätskrise sind umfassende Anpassungen bzw. Umorientierungen der Landnutzung nötig. Grundsätzlich stehen dafür drei Zugänge zur Verfügung (Fischer et al., 2013):

1) die ausreichende Bereitstellung von Ökoflächen, auf denen keine land- und forstwirtschaftliche Nutzung, sondern nur etwaig nötige ökologische Erhaltungsmaßnahmen stattfinden („land sparing"),
2) eine Kombination von Landnutzung und Biodiversitätserhaltung auf derselben Fläche, meist durch extensive Landnutzung (land sharing), und
3) die sofortige massive Einschränkung der erschließbaren – vor allem landwirtschaftlichen – Bebauungsflächen durch Neuregelung der Flächenwidmungspläne.

Angesichts der Intensität und des Umfangs der Biodiversitätsverluste sind Kombinationen aller drei Zugänge nötig (Grass et al. 2021), und eine ausreichende Bereitstellung von Ökoflächen (land sparing) ist unabdingbar. Als Minimum sieht die EU-Biodiversitätsstrategie dafür 10 % der Landfläche für die EU vor, die unter strengen Schutz gestellt werden (EC, 2020b). Für Österreich sollen darüber hinaus „mindestens 10 % der landwirtschaftlichen Fläche in jedem landwirtschaftlichen Betrieb mit biodiversitätsreichen Landschaftselementen, wie Pufferzonen, Brachflächen, Hecken, Einzelbäumen, Trockenmauern oder Teichen" (Expert_innenpapier basierend auf den Biodiversitätsdialogen 2030, #4) ausgestattet sein (Biodiversitätsdialog2030). Gegen Maßnahmen zur Minderung der Biodiversitätskrise insgesamt, besonders gegen die Einrichtung von Ökoflächen, formiert sich zunehmend Widerstand von politisch stark vernetzten und finanziell gut ausgestatteten Gruppen. Dieser Widerstand findet in der internationalen Forschung Beachtung (Lees et al., 2020) und wird analog zur „Klimawandel-Leugnung" (Björnberg et al., 2017; Lewandowsky et al., 2015) als „Aussterbe-Leugnung" bzw. Biodiversitätskrisen-Leugnung gerahmt. Besonders nach Veröffentlichung des Globalen Assessments zu Biodiversität und Ökosystemleistungen des Weltbiodiversitätsrates IPBES (2019) hat er stark zugenommen (Lees et al., 2020). Lees et al. (2020) unterscheiden drei Kategorien der Leugnung:

1) „Wörtliche Leugnung", d. h. die Behauptung, dass etwas unwahr ist, z. B. die Beweise für stark erhöhte Raten der Bedrohung und des Aussterbens von Arten,
2) „Interpretative Leugnung", bei der die reinen Fakten nicht bestritten, sondern anders interpretiert werden, z. B. die Verwendung von Beweisen aus gemäßigten Ökosystemen, um Behauptungen über geringere Auswirkungen in

den Tropen aufzustellen, die Verwendung von Diversitätsdaten von Gefäßpflanzen oder Baumdiversität, um auf andere bzw. alle Artengruppen zu schließen,

3) „Implikatives Leugnen", bei dem nicht die Daten geleugnet werden, sondern die Implikationen, z. B. die Behauptung, dass transformative Veränderungen der sozioökologischen Systeme nicht erforderlich sind, um das Artensterben abzuwenden.

Widerstand gegen Biodiversitätsschutz zeigt sich auch in Österreich (z. B. Titschenbacher, 2021), wissenschaftlich analysiert wurde diese Debatte in Österreich aber noch nicht.

Wirtschaftspolitik

Übermäßiger Landverbrauch hat seinen Ursprung auch darin, dass Ressourcenpreise und auch Kosten der Landnutzung im Vergleich zu Kosten der Arbeit und des Kapitals gering sind und nicht die externen Effekte (Kosten) der Landnutzung widerspiegeln (Loehr, 2010). Die Bereitstellung ungenutzter Flächen für die Erhaltung der Biodiversität erfordert deutliche Zunahmen von Ausgleichsmaßnahmen, Ausgleichszahlungen und Förderungen. Solch höhere agroökologische Zahlungen führen auch, wie in Modellierungsstudien gezeigt (Kirchner et al., 2015), zu extensiveren Landnutzungspraktiken („land sharing") und einer Erhöhung der Biodiversität. Die Integration von Ökosystem- und Biodiversitätswerten in nationale und lokale Planungsprozesse, Armutsstrategien und die Kostenrechnung, wie sie in SDG 15.9. gefordert wird, steckt in Österreich noch in den Anfängen, weil Umweltzielsetzungen bis dato nicht in relevanten Politikbereichen (z. B. Finanz- und Wirtschaftspolitik) integriert wurden (Pülzl et al., 2018).

Die Pendler_innenpauschale dient als eine der wichtigsten steuerlichen Maßnahmen, um die Erwerbstätigkeit zu fördern. Die zunehmende Belastung für die Umwelt durch das hohe Pendelverkehraufkommen und die Bodenversiegelung durch den Siedlungs- und Straßenbau gilt es mit einer Reform der Pendlerpauschale im Bereich des motorisierten Individualverkehrs (MIV), welcher auf der Bundesebene 85 % des Pendler_innenverhaltens ausmacht (AK, 2019), zu reduzieren. Gleichzeitig bedarf es stärkerer Anreize für den Ausbau der öffentlichen Verkehrsmittel sowie deren Nutzung, was wiederum verstärkte Stadt-Umland-Land-Kooperationen (siehe Abschn. 8.4.2) voraussetzt, wie sie bei der Einführung des Klimatickets umgesetzt wurden. Eine nicht zu unterschätzende Rolle kann in diesem Zusammenhang die zukünftig zu erwartende Intensivierung von Homeoffice-Regelungen spielen.

Bisher wurden umweltschädliche Subventionen nur mit Schwerpunkt auf direkte Subventionen bzw. steuerliche Maßnahmen in den Bereichen Energieerzeugung, Energienutzung und Verkehr (siehe das Beispiel Pendler_innenpauschale im vorigen Absatz) in Österreich erhoben (Kletzan-Slamanig & Köppl, 2016). Wenn die Biodiversitätskrise bewältigt und SDG 15 erreicht werden soll, sind diese umweltschädlichen Subventionen für die Bereiche Land- und Forstwirtschaft sowie Tourismus und Raumplanung ebenso zu erheben und so umzugestalten, dass Begünstigungen von umwelt- und insbesondere biodiversitätsschädigendem Verhalten beendet werden.

Investitionsentscheidungen über den Ausbau der (öffentlichen) Verkehrssysteme prägen die Stadtlandschaft und das Umland nachhaltig („Lock-in-Effekte"). SDG 11.2 zielt darauf ab, „den Zugang zu sicheren, bezahlbaren, zugänglichen und nachhaltigen Verkehrssystemen für alle zu ermöglichen und die Sicherheit im Straßenverkehr zu verbessern." Es besteht Potenzial zur Verbesserung der Verkehrssysteme in Städten (SDG 11) sowie im ländlichen Raum (SDG 15), damit sie sowohl umweltfreundlich sind als auch die Bedürfnisse von Menschen in prekären Situationen, Frauen, Kinder Menschen mit Behinderungen und älteren Menschen unterstützen und dadurch potenzielle Synergien zu SDG 5 herstellen (Chaloupka et al., 2015). Im Sinne einer „Ökonomie des Alltagslebens" könnten auch weitere Investitionen in die Daseinsvorsorge so gestaltet werden, dass weniger Raum verbaut wird, dieser aber mehr Menschen zugutekommt (öffentliche Parks statt individuelle Gärten, Schwimmteiche statt privater Pools und Gemeinschaftsräume bei gleichzeitig reduzierter Baukubatur pro Einwohner_in).

Energiepolitik

Um die hohe Versorgungssicherheit mit Energie bei gleichzeitiger Dekarbonisierung des Wirtschaftssystems in Österreich zu erhalten, bedarf es eines Ausbaus von erneuerbarer Energie und einer Verringerung der Abhängigkeit von Importen fossiler Energieträger aus Drittstaaten. Die Dringlichkeit ist spätestens seit dem Ukraine-Krieg deutlicher denn je. Dies bietet die Chance, regionale Erzeugungsstrukturen aufzubauen, und damit verbunden, neue Geschäftsmodelle zu entwickeln. Wenn auch der Regionalität der Rohstoffe eine hohe Bedeutung zuzumessen ist, darf bei Biomasse keinesfalls eine kaskadische Nutzung vernachlässigt werden. Biomasse spielt als gespeicherte Sonnenenergie eine wichtige Rolle bei der Bereitstellung von Energiedienstleistungen. Eine Merit Order bei der Biomassenutzung ist dabei allerdings notwendig. Erst wenn keine organischen Reststoffe verfügbar sind, soll explizit für die energetische Nutzung kultivierte Biomasse eingesetzt werden. Um armutsverstärkende Effekte und eine Verschlechterung bei SDG 1 und 2 zu vermeiden, ist zu beachten, dass für energetische Nutzung von Biomasse, die über die Nutzung von Reststoffen hinausgeht, die Nahrungsmittelversorgung gesichert sein muss. Preissteigerungen bei Nahrungsmitteln durch die Erzeugung von Agrotreibstoffen wurden z. B. in der Nahrungsmittelpreiskrise von 2007 bis 2008 für einen Teil (3–30 %) des Preisanstieges verantwortlich gemacht, wurde aber nicht als

Haupttreiber identifiziert (Mueller et al., 2011). Angesichts potenzieller zukünftiger Landnutzungsänderungen besteht daher ein Bedarf an einer entsprechenden Regulierung, auch unter Einbeziehung von Biodiversitätsagenden. Nicht nur die Rohstoffbasis, sondern auch der Einsatzzweck ist zu beachten. Zielführend ist die energetische Nutzung von organischen Reststoffen und hierfür kultivierter Biomasse, wenn die Anwendungen einen hohen Exergiegehalt verlangen.

Im Hinblick auf den subventionierten Ausbau erneuerbarer Energieträger gilt es bei der Ausgestaltung des Fördersystems in Betracht zu ziehen, dass v. a. eine forcierte Nutzung von Bioenergie der ersten Generation zu Landnutzungskonflikten, steigenden Nahrungs- und Futtermittelpreisen, Biodiversitätsverlusten und in weiterer Folge gesamtwirtschaftlich negativen Konsequenzen führen kann (Schinko et al., 2020; Stürmer et al., 2013). Um die geforderten erneuerbaren Strommengen in Österreich erzeugen zu können, wird vorrangig auf Photovoltaik und Windkraft gesetzt werden. Hierbei sind aber auch Biodiversitätsüberlegungen bei der Standortwahl zu berücksichtigen.

Die noch verbliebenen 17 % freie Fließstrecken österreichischer Flüsse gilt es aus Gründen der Biodiversitätserhaltung als unangetastet zu bewahren. Das gilt auch europaweit, besonders für Flüsse von einzigartiger grenzüberschreitender Bedeutung (z. B. Schiemer et al., 2020). Um dem Druck zur erneuerbaren Energiegewinnung zu widerstehen, sind beispielsweise bestehende Anlagen zu modernisieren bzw. optimieren.

Internationale Koordination

Eine nationale Wende hin zu einer nachhaltigeren Landnutzung und Ernährung kann nicht entkoppelt von wirtschafts-, handels-, wettbewerbs- und finanzpolitischen Änderungen auf europäischer und internationaler Ebene gedacht werden. In diesem Zusammenhang verweist die Literatur u. a. auf prioritären Handlungsbedarf bei einer europäisch abgestimmten Umsetzung internationaler Klima- und Biodiversitätsabkommen, bei der verstärkten Verankerung sozial-ökologischer Standards in bilateralen und multilateralen Handelsabkommen, bei umweltschädlichen Subventionen einzelner Maßnahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik und bei der Etablierung einer gemeinsamen Ernährungspolitik (SAPEA, 2020).

Neben der nachhaltigkeitsorientierten Ausgestaltung des nationalen landwirtschaftlichen Steuer- und Fördersystems spielt auch die internationale Koordination eine zentrale Rolle. Hier gilt die Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) der EU als zentrale Stellschraube (Kirchner et al., 2016). Bei der Ausgestaltung der GAP scheint insbesondere eine Verschiebung von Direktzahlungen zur Abgeltung von Umweltleistungen geboten, um Trade-offs für Landnutzer_innen zu reduzieren und die Bereitstellung von öffentlichen Leistungen zu sichern, welche von der Gesellschaft mitunter bedeutender eingeschätzt werden als die Produktionsfunktion (Clough et al., 2020; Eder et al., 2021; Niedermayr et al., 2018; Schaller et al., 2018). Zudem müssen gerade Agrar-Umweltzahlungen den Landnutzer_innen direkt zugutekommen und sich nicht in steigenden Kauf- und Pachtpreisen von Land kapitalisieren (Salhofer & Feichtinger, 2021).

Die Reform der EU-Entsenderichtlinie (96/71/EG, 1997) wurde 2020 auf der nationalen Ebene umgesetzt, bei der es im Wesentlichen um das Ziel „Gleicher Lohn für gleiche Arbeit am gleichen Ort“ gehen soll. Für diesen vorliegenden Bericht sind im Kontext Österreich einige Sektoren, wie Land- und Forstwirtschaft (Segert et al., 2012) und Pflege (Dobusch & Kreissl, 2020), besonders relevant, um in diesen Sektoren gesellschaftlichen Zusammenhalt in Verbindung mit ökologischer Nachhaltigkeit (Abschn. 8.3.2) herzustellen.

8.5.3 Individuelles und kollektives Handeln

Gesellschaftliches Engagement ist eine essenzielle Kraft, um nachhaltige Entwicklung voranzutreiben (UN, 2019b). Kollektives Einfordern politischer Zielvorstellungen und Maßnahmen kann eine Aufwärtsspirale von Selbstermächtigung und Wirksamkeit in Gang setzen.

Neue soziale Bewegungen und ihre Wirkung

Zwar gibt es die Ansicht, dass Österreich im Gegensatz etwa zu Deutschland nicht zu einer „social movement society“ (Meyer & Tarrow, 1998) zählt, in der Protestaktivitäten Politik und Gesellschaft primär formieren (Rosenberger, 2018). Jedoch zeigen die jüngsten Protestbewegungen, wie der Klimaprotest von jungen Menschen (Fridays for Future, Systems Change Not Climate Change, Extinction Rebellions) und die Black-Lives-Matter-Bewegung, deutlich, dass sich in den globalen Verflechtungen diese bisherige Betrachtungsweise durchaus grundlegend und rasch wandeln kann. Die Fridays-for-Future-Bewegung hat bereits ein Jahr nach ihrer Entstehung zu einem politisch-gesellschaftlichen Wandel beigetragen (Wahlergebnisse auf Europa- als auch nationalen Ebenen, u. a. in Österreich) (von Wehrden et al., 2019). Die Wirksamkeit dieser Bewegung wird auf ihr starkes Narrativ (Erwachsene zerstören die Zukunft der Kinder), das Element von zivilem Ungehorsam (Schulstreik) und das Formulieren des Interesses aller Menschen, nicht nur einzelner Gruppen, zurückgeführt (Reinhardt, 2019). Hervorzuheben ist auch, dass neben der Klimakrise auch Habitat- und Biodiversitätsverluste adressiert werden. Diese Integration verschiedener Herausforderungen und die Ausrichtung auf eine große Transformation sind derzeit in sektoralen Bewegungen, wie z. B. der Naturschutzbewegung, weniger stark ausgeprägt. Im Bereich von Artenschutz stellt das bayerische Volksbegehren „Artenvielfalt – Rettet die Bienen!“, das Anfang 2019

abgehalten wurde, einen Meilenstein in kollektivem Handeln für Biodiversität dar. Das Volksbegehren erzielte über 1,7 Mio. Eintragungen (18,3 % der Bevölkerung) und wurde das erfolgreichste Volksbegehren in Bayern. Anfang Mai 2019 nahm der Bayerische Landtag den Gesetzesentwurf des Volksbegehrens unverändert an und verabschiedete das Gesetz im Juli 2019. Für dieses Volksbegehren (wie auch für die Fridays-for-Future-Bewegung) stellen wissenschaftliche Ergebnisse über kritische Entwicklungen und deren mediale Darstellung eine wichtige Grundlage dar (Basset & Lamarre, 2019).

Konsum- und Produktionsentscheidungen als Hebel zur Transformation

Individuelles Handeln wird in Bezug auf Konsumentscheidungen häufig als wesentliche Stellschraube für die Erreichung notwendiger Transformationen geortet. So wird einer Ernährungstransition, die zu einer Reduktion des Fleischkonsums führt, über die Senkung des Flächenanspruchs der Landwirtschaft eine positive Wirkung auf Biodiversitätserhaltung in Österreich und in Produktionsländern von Futtermitteln zugeschrieben (Schlatzer & Lindenthal, 2018; Millet, 2020). In der internationalen Literatur herrscht jedoch weitgehender Konsens darüber, dass staatliche Eingriffe in Strukturen wirksamer sind als weiche Interventionen wie Aufklärung, Labels oder freiwillige Maßnahmen der Wirtschaft (SAPEA, 2020). So zeigte etwa eine Befragung von mehr als 1200 Personen in Österreich, Ungarn und den Niederlanden die enge Verknüpfung von Ernährungspraktiken mit Arbeitsstrukturen und daraus resultierenden zeitlichen Restriktionen (Backhaus et al., 2015). Diese Strukturen und die verfügbaren Ernährungsalternativen, zwischen denen Konsument_innen wählen können, lassen sich auf individueller Ebene – ohne staatliche Weichenstellungen – nicht beeinflussen. Die Effektivität von Interventionen, wie etwa Aufklärungskampagnen, Schulprogrammen oder Labels, ist durchgängig gering. Sie basieren oftmals auf simplifizierenden Annahmen, lassen konsum- und industrieseitige Substitutionsreaktionen außer Acht und können politische Regulative nicht ersetzen (GBD 2017 Diet Collaborators, 2019).

Ähnliches gilt für Geschlechterungleichheit (SDG-Target 8.3.2.): Elternkarenz oder Teilzeitbeschäftigung aufgrund von Betreuungsverpflichtungen wird häufig als individuelle Entscheidung argumentiert. Allerdings werden diese „individuellen Entscheidungen" überwiegend von Frauen getroffen: Bei 46 % der Eltern mit Kindern unter 15 Jahren war der Vater vollzeit- und die Mutter teilzeiterwerbstätig. Lediglich bei 14,6 % der Paare waren beide Partner_innen vollzeiterwerbstätig (Statistik Austria, 2020b). Erstens macht diese Betrachtungsweise (freies, individuelles Handeln) die armutsbezogenen vergeschlechtlichten Benachteiligungsstrukturen v. a. im fortgeschrittenen Alter unsichtbar. Deutlich wird, dass individuelles Handeln durch staatliche Rahmenbedingungen besonders, aber auch durch gesellschaftliche Werthaltungen geprägt ist (Stachura, 2012). Zweitens hängt dieses traditionelle Geschlechterarrangement bei jungen Mittelschichtfamilien mit der Entstehung der Suburbanisierung (Bodenversieglung durch Kauf eines Neubaus) und mit langer PKW-Pendelzeit bei Männern zusammen (Abschn. 8.4.1). Das Zwei-Hauptverdiener_innen-Modell, kombiniert mit einem alternativen Wohnarrangement mit Gemeinschaftsräumen und -garten unweit von der Arbeitsstelle, kann dabei helfen, die Transformation herbeizuführen.

Wie im IPCC (2019) festgestellt, tragen Maßnahmen zur urbanen grünen Infrastruktur zur Mitigation anthropogener Einflüsse – also direkt oder indirekt vom Menschen verursachten Veränderungen der Umwelt – bei, haben allerdings im Vergleich zu den Gesamtemissionen von Städten eine geringe Wirkung [mittlere Evidenz]. Jedoch sind Städte potenzieller Ausgangspunkt für die Entwicklung lokaler Nischennetzwerke im Übergang zu einem nachhaltigen Lebensmittelbereich, wie am Beispiel Wiens von Gugerell und Penker (2020) dargelegt. Formen der städtischen Nahrungsmittelproduktion können die Interaktion und das soziale Leben innerhalb einer Nachbarschaft sowie zwischen Konsument_innen und Produzent_innen fördern (z. B. Vogl et al., 2004; Mayrhofer, 2018; Berner et al., 2019). Dies wiederum trägt zur Veränderung im Konsumverhalten und damit kollektivem Handeln (Schermer et al., 2018) und somit zu Erreichung von SDG 12 bei.

Ergänzend zu individuellen Anpassungen bei Konsum- und Produktionsmustern braucht es also adäquate Organisations- und Governance-Strukturen, um gemeinsame Visionen und Regeln für eine nachhaltige Lebensmittelversorgung zu entwickeln (Schäfer et al., 2018). Dazu zählen regionale Netzwerke und Nachhaltigkeitsinitiativen, wie Ernährungsräte oder offene Food Labs, Community Supported Agriculture, Initiativen zur Lebensmittelrettung und Vermeidung von Abfällen (Berner et al., 2019; Edelmann et al., 2020b, 2020a; Göttl & Penker, 2020; Gugerell & Penker, 2020; Gugerell et al., 2019; Karner, 2009; Plieninger et al., 2018; Schneider, 2013; Wlcek & Zollitsch, 2004) sowie förderliche Beziehungen zwischen alternativen Netzwerken und etablierten Wirtschaftsunternehmen und staatlichen Organisationen, wie etwa eine retrospektive Analyse der österreichischen Bio-Erfolgsgeschichte verdeutlicht (Darnhofer et al., 2019). Ein Review von 115 Papers zeigt, dass – trotz des verbreiteten Konsens zum Nachhaltigkeitsbeitrag alternativer Lebensmittelnetzwerke – die ökologischen Aspekte in der Literatur allerdings am wenigsten entwickelt sind (Molina & Lopez-Garcia, 2021).

Die Rolle von gewerkschaftlicher Solidarität in der Landnutzung

Neben dem Sozialbewegungsansatz ist die Rolle der gewerkschaftlichen Solidarität und Interessenvertretung für die

Frage gerechter Arbeitsbedingungen im Allgemeinen und bei migrantischen Arbeitskräften im Besonderen von Bedeutung. Gewerkschaftliche Solidarität ist aber auch und gerade in der konservativen Land- und Forstwirtschaft Österreichs wichtig, um die sozial-ökologische Zukunftsfähigkeit dieses Sektors zu gewährleisten.

Historisch bewegten sich Gewerkschaften im Spannungsverhältnis eines allgemeinen Bekenntnisses zur internationalen Solidarität und einer organisationspolitischen Logik der Ressourcenstabilisierung und Einflussoptimierung, die der Sicherung nationalstaatlicher Interessen Vorrang einräumt. Im Zweifelsfalle positionierten sich Gewerkschaften dabei eher als Vertretung „starker" Mitgliederinteressen denn als Vertretung für die „schwachen" Interessen von Arbeitsmigrant_innen. Im Projekt „Faire Mobilität" des Deutschen Gewerkschaftsbunds (DGB) können sich mobile Arbeitskräfte vor allem aus den neuen EU-Ländern bei arbeitsrechtlichen Fragen an die Beratungsstelle des DGB in verschiedenen deutschen Städten wenden. „Faire Mobilität" stellt eine Kurskorrektur dar, auch wenn diese Beratungsangebote einen „Projektcharakter" aufweisen. Neue Formen der Solidarität für mobile Arbeitskräfte finden derzeit nicht im „Kern" der gewerkschaftlichen Organisation statt (Pries & Shinozaki, 2015).

Um menschenwürdige Arbeitsbedingungen auch hierzulande dauerhaft aufrechtzuerhalten, bedarf es zielgerichteter Anpassungsmaßnahmen (Day et al., 2019). Das kann durch gemeinsame Entwicklung solcher Maßnahmen durch Arbeitnehmer_innenvertretungen auf nationaler Ebene, aber auch im Zusammenspiel mit gleichgestellten internationalen Institutionen wie Gewerkschaften (die meisten Erntehelfer_innen und Forstarbeiter_innen in Österreich stammen aus den Nachbarstaaten bzw. aus Osteuropa), der landwirtschaftlichen Interessensvertretung, NGOs und den österreichischen Entscheidungsträger_innen erreicht werden.

8.5.4 Wissenschaft und Technik

Wie wird Wissen zur Erreichung der SDGs geschaffen und geteilt

Nie zuvor hatten wir Zugang zu einem so großen Wissensbestand zu Landnutzung im Kontext des Klimawandels. Dieses Wissen und die Kapazitäten der Natur-, Ingenieurs-, Sozial- und Geisteswissenschaften sind jedoch bei Weitem noch nicht für eine effektive Verfolgung der SDGs ausgeschöpft. Derzeit stehen 10 % der weltweiten Forschungsleistung direkt mit den SDGs in Verbindung (Digital Science, 2020). Das International Science Council, eine Nichtregierungsorganisation, in der mehr als 200 internationale wissenschaftliche Vereinigungen und Verbände sowie nationale und regionale wissenschaftliche Organisationen, einschließlich Akademien und Forschungsräte, vertreten sind, bezeichnet im Bericht „Unleashing Science – Delivering Missions for Sustainability" (International Science Council, 2021) das existierende Wissenschaftssystem als „not fit for purpose" (International Science Council, 2021), um zu den transformativen Veränderungen beizutragen, die für das Gedeihen im 21. Jahrhundert und darüber hinaus notwendig sind. Es wird als eng fokussiert, fragmentiert und abstrakt, elitistisch, unkritisch in Bezug auf bestehende Machtstrukturen und in Wachstumsdenken gefangen gesehen, in dem wissenschaftliches Wissen häufig als Ware betrachtet wird, und in dem Schnelligkeit vor Qualität und Wettbewerb vor Zusammenarbeit gehen (Fazey et al., 2020). Weit davon entfernt, im Zentrum der konzertierten Bemühungen der Wissenschaftssysteme weltweit zu stehen, bleibt die Nachhaltigkeitswissenschaft ein begrenzter Bereich in der breiteren Wissenschaftslandschaft, und andere relevante Wissenschaft wird in politischen Debatten nicht effektiv genutzt (UN, 2019a).

Nachhaltigkeitsinnovationen stoßen auf Barrieren, wie inkompatible technische Standards oder Infrastrukturen; auch die vorherrschenden Strukturen des Wissenschaftssystems bevorzugen inkrementellen Wissenszuwachs gegenüber bahnbrechenden Forschungsideen (Smith & Raven, 2012). Mode 2 Science (Gibbons et al., 1994) oder Post-Normal Science (Funtowicz & Ravetz, 1993) verweisen auf eine neue Art der Wissensproduktion, die auf Transdisziplinarität, problemorientierten und partizipativen Ansätzen beruht. Dazu zählt u. a. auch die Einbeziehung von lokalem bzw. Praxiswissen (Schunko et al., 2012; Vogl et al., 2016; Winter et al., 2011). Diesen Forschungszugängen wird die Kapazität zugeschrieben, vernetzte Probleme zu erfassen, zu analysieren und näher an die Umsetzung zu bringen.

Das Natur-Mensch-Verhältnis in seinem eigentlichen Sinne kann erst umfassend verstanden werden, wenn gesellschaftlicher Zusammenhalt sowie wirtschaftliche und ökologische Nachhaltigkeit miteinander verknüpft – anstatt in Isolation voneinander – analysiert werden. Daraus lassen sich nationale und internationale Förderungen für interdisziplinäre Forschungszusammenarbeit als zukunftsweisend ableiten, wie z. B. das UniNEtZ-Projekt (Box 8.8) bzw. die FWF-Zukunftskollegs, ein Postdoc-Programm für innovative, interdisziplinäre Teams aus Nachwuchswissenschafter_innen. Letzteres Programm wurde allerdings aus Kostengründen nicht weiterfinanziert. Wenn die Herausforderungen zur Lösung kritischer Zukunftsfragen adäquat beforscht werden sollen und wenn Wissenschafter_innen darin ausgebildet werden sollen, in inter- und transdisziplinären Teams zu arbeiten, ist eine ausreichende Dotierung solcher Forschungsprogramme unabdingbar.

Analog zur „Public Sociology" (Burawoy, 2005) kann „Public Science" mittels Public Engagement ein nachvollziehbarer und reflexiver Schritt sein, um sich mit der Rolle der Wissenschaft in der Gesellschaft kritisch auseinanderzusetzen. Dies kann z. B. durch öffentliche Vorträge und

Diskussionen in „Citizen Fora“ sowie durch Kooperationen mit Künstler_innen realisiert werden (Shinozaki, 2021).

Um kohärente Lösungsansätze für die komplexe und umfassende Agenda 2030 zu entwickeln, sind daher einerseits inter- und transdisziplinäre Zugänge nötig, aber andererseits eine doppelte Verzahnung von Wissenschaft mit der Gesellschaft: einerseits durch Ermächtigung der Öffentlichkeit, Wissensproduktion zu betreiben, wie z. B. in Zugängen von Citizen Science, und andererseits, indem Wissenschafter_innen sich an die Schnittstellen zum politischen und gesellschaftlichen Raum begeben und dort beratend, informierend, diskutierend, aber auch lernend tätig werden (Gratzer et al., 2019; Schinko et al., 2020). Wissenschafter_innen sind bei solchen Zugängen gefordert, ihre Komfortzonen zu verlassen (Schinko et al., 2020), Universitäten und Forschungsinstitutionen benötigen neue Bewertungssysteme der Leistungen, die Wissenschafter_innen erbringen, sowie neue attraktive Karrieremöglichkeiten. Fördergeber_innen benötigen neue Förderschienen die so hoch dotiert sein müssen, dass sie, über intrinsische Motivationen von Wissenschafter_innen hinaus, starke Anreize darstellen, solche Forschungsansätze zu verfolgen.

Box 8.8 Das Projekt UniNEtZ

Universitäten und Forschungseinrichtungen als Zentren für Innovation und als Bildungsstätten für künftige Entscheidungsträger_innen spielen eine bedeutende Rolle für die Umsetzung der UN Agenda 2030 (Körfgen et al., 2018; Gratzer et al., 2019). Das österreichweite UniNEtZ – Universitäten und Nachhaltige Entwicklungsziele – ist ein Projekt, in dem sich ca. 250 Wissenschafter_innen von 16 Universitäten in Österreich zusammengeschlossen haben, mit dem Ziel, ein Optionenpapier für die österreichische Bundesregierung zu erstellen, das zukunftsorientierte Handlungsoptionen im Sinne der vom Ministerrat beschlossenen Umsetzung der SDGs identifiziert und evaluiert. Das Projekt ist hinsichtlich der sehr breit angelegten Integration verschiedenster wissenschaftlicher und künstlerischer Zugänge beispielgebend für die faktenbasierte Umsetzung der umfassenden Agenda 2030.

Welches Wissen trägt zur Erreichung der SDGs bei

Die Agenda 2030 zielt auf eine gesamtgesellschaftliche Transformation ab. Das erfordert sowohl eine theoretische Auseinandersetzung mit Transformation (Schneidewind & Brodowski 2014) und den Auswirkungen des herrschenden Wirtschaftssystems hinsichtlich der ökologischen Krise (APCC, 2023; Brand et al., 2020), aber auch die Entwicklung von gangbaren, v. a. wirtschaftlichen, Alternativen (Otero et al., 2020). Durch die Entwicklung eines umfassenden SDG-basierten Wirtschaftsmodelles wäre es insgesamt möglich, die Komplexität der Agenda 2030 in Bezug auf die Auswirkung konkreter Maßnahmen abzubilden. Dies könnte Vorreitercharakter für andere Länder haben und im besten Fall EU-weit richtungsweisend sein.

In der gegenwärtigen Wissensgesellschaft ist anzunehmen, dass aktuellste Forschungserkenntnisse zum Thema Landnutzung, Klimawandel und SDGs vorhanden wären. Es wird viel Wissen produziert, das zwar für den notwendigen gesellschaftlichen Wandel zur Nachhaltigkeit relevant ist, aber nicht in die Diskussionen und Aktionspläne für Nachhaltigkeit, z. B. in Bezug auf Governance, Verhaltensänderung, Kommunikation und Kreislaufwirtschaft Eingang findet (ISC, 2021). Weit davon entfernt, im Zentrum der konzertierten Bemühungen der Wissenschaftssysteme weltweit zu stehen, bleibt die Nachhaltigkeitswissenschaft ein begrenzter Bereich in der breiteren Wissenschaftslandschaft, und andere relevante Wissenschaft wird in politischen Debatten nicht effektiv genutzt (UN, 2019a).

„Wissensvorräte“ zu den von der Politik gewollten Themen sind zwar verfügbar, relevante Aspekte werden jedoch oftmals nicht umfassend oder mit nicht adäquaten Methoden analysiert, was unter anderem zu folgenden konkreten Wissenslücken führt:

- Während z. B. sozialwissenschaftliche Ungleichheitsforschung im Sinne des vorliegenden Berichts hauptsächlich im Kontext urbaner Räume vorangetrieben worden ist, sind ländliche Räume in der Erforschung dieses Themas eher „randständig“ geblieben. Auf einigen Forschungsgebieten, wie zum Beispiel „Gender and Time Use“ (siehe verschiedene Unterkapitel zum Thema „Nachhaltige und gerechte Ökonomien“ dieses Kapitels), hat sich Österreich in den vergangenen Jahren an internationalen Studien nicht mehr beteiligt. Diese Wissenslücken haben für eine evidenzbasierte Erfassung des Status quo ernsthafte Konsequenzen. Diese Lücken können durch die Wiederaufnahme einer Zeitverwendungsstudie wieder geschlossen werden, und die Ergebnisse sind über einen langen Zeitraum zu analysieren.
- Weiters fehlt es an einer risikobasierten Analyse der Auswirkungen von klimabedingten Extremereignissen auf die Landnutzung und die damit einhergehenden sozioökonomischen Folgeeffekte auf individueller aber auch kollektiver Ebene. Derzeitige, auf Durchschnittswerten basierende ökonomische Analysemodelle können die möglicherweise existenziellen Risiken durch Extremereignisse nicht abbilden und geben somit ein verzerrtes Bild wieder. Erst eine risikobasierte Analyse ermöglicht den wissenschaftlich begleiteten Aufbau eines umfassenden Risikomanagementsystems, um vorausschauend und möglichst effektiv und effizient mit den durch den Klimawandel

zunehmenden Wetter- und Klimaextremen sowie deren Auswirkungen auf die Landnutzung umgehen zu können.

- Ein zentraler Punkt, um die Effektivität und die Effizienz bei der Bereitstellung von Bioenergie steigern zu können, ist eine laufende Evaluierung aller Prozesse und abgeleitet von den dabei erlangten Erkenntnissen die Verbesserung dieser. Dabei sollen insbesondere Lebenszyklusbetrachtungen und die Möglichkeiten und Erweiterungen der kaskadischen Nutzung in den Fokus gerückt werden.
- Sowohl für Fragen von Armut, Ungleichheit, Geschlechtergerechtigkeit, aber auch hinsichtlich der Biodiversitätserhaltung bedarf es umfassender Monitoringtätigkeiten zur Erfolgskontrolle der Zielerreichung der SDGs. So bewertet Statistik Austria derzeit nur zwei von neun Targets von SDG 15 und stellt keine Daten zur Bewertung von Biodiversitätsverlust bereit (Statistik Austria, 2020a). Hier besteht in Österreich dringender Bedarf für ein umfassendes Langzeit-Biodiversitätsmonitoring. Es gibt aktuelle punktuelle Biodiversitätsmonitorings in Österreich (Schindler et al., 2017; Pascher et al., 2020), die in Zukunft regelmäßig durchgeführt werden müssen, um den Zustand der Biodiversität in Österreich nahtlos zu dokumentieren und bei Bedarf regional angepasst die richtigen Maßnahmen setzen zu können.

Die oben anhand der Landnutzung diskutierten Hebel der Transformation analysieren konkrete Ansatzpunkte für eine systemische und tiefgreifende Transformation in den der Landnutzung zugrunde liegenden Systemen. Angesicht der Ambitionen der SDGs und der Dringlichkeit der großen Herausforderungen verweist die Nachhaltigkeitsliteratur auf die Notwendigkeit eines systemischen und tiefgreifenden Wandels, der weit über sektorale und inkrementelle Anpassungen hinausreicht.

Literatur

AK, 2019. Arbeit, die nichts mehr wert ist. Schlechte Bezahlung, geringer sozialer Status. [WWW Document]. Arbeiterkammer. https://ooe.arbeiterkammer.at/beratung/arbeitundgesundheit/arbeitsklima/arbeitsklima_index/Arbeitsklima_Index_2019_November.html#heading_IMMER_MEHR_PENDLER (accessed 8.17.20).

Allan, E., Manning, P., Alt, F., Binkenstein, J., Blaser, S., Blüthgen, N., Böhm, S., Grassein, F., Hölzel, N., Klaus, V.H., Kleinebecker, T., Morris, E.K., Oelmann, Y., Prati, D., Renner, S.C., Rillig, M.C., Schaefer, M., Schloter, M., Schmitt, B., Schöning, I., Schrumpf, M., Solly, E., Sorkau, E., Steckel, J., Steffen-Dewenter, I., Stempfhuber, B., Tschapka, M., Weiner, C.N., Weisser, W.W., Werner, M., Westphal, C., Wilcke, W., Fischer, M., 2015. Land use intensification alters ecosystem multifunctionality via loss of biodiversity and changes to functional composition. Ecology Letters 18, 834–843. https://doi.org/10.1111/ele.12469

Allen, T., Prosperi, P., Cogill, B., Flichman, G., 2014. Agricultural biodiversity, social-ecological systems and sustainable diets. Proceedings of the Nutrition Society 73, 498–508. https://doi.org/10.1017/S002966511400069X

Ali, B., Kumar, A., 2017. Development of water demand coefficients for power generation from renewable energy technologies. Energy Conversion and Management 143, 470–481.https://doi.org/10.1016/j.enconman.2017.04.028

Almbauer, R.A., Piringer, M., Baumann, K., Oettl, D., Sturm, P.J., 2000. Analysis of the Daily Variations of Wintertime Air Pollution Concentrations in the City of Graz, Austria. Environmental Monitoring and Assessment 65, 79–87. https://doi.org/10.1023/A:1006464225727

Alons, G., 2017. Environmental policy integration in the EU's common agricultural policy: greening or greenwashing? Journal of European Public Policy 24, 1604–1622. https://doi.org/10.1080/13501763.2017.1334085

Amann, A., Zoboli, O., Krampe, J., Rechberger, H., Zessner, M., Egle, L., 2018. Environmental impacts of phosphorus recovery from municipal wastewater. Resources, Conservation and Recycling 130, 127–139. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.11.002

Angel, S., 2010. Raumspezifische Armutsgefährdung im Alter. ÖZS 35, 38–58. https://doi.org/10.1007/s11614-010-0062-z

APCC, 2023. A Österreichischer Special Report Strukturen für ein klimafreundliches Leben (APCC SR Klimafreundliches Leben) [Görg, C., V. Madner, A. Muhar, A. Novy, A. Posch, K. Steininger und E. Aigner (Hrsg.)]. Springer Spektrum: Berlin/Heidelberg.

APCC, 2021. Österreichischer Special Report Tourismus und Klimawandel (SR 19). Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-61522-5

APCC, 2018. Österreichischer Special Report Gesundheit, Demographie und Klimawandel (ASR18). Austrian Panel on Climate Change (APCC), Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien, Österreich, 340 Seiten, ISBN 978-3-7001-8427-0

APCC, 2014. Österreichischer Sachstandsbericht Klimawandel 2014 (AAR14). Austrian Panel on Climate Change (APCC), Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien, Österreich, 1096 Seiten. ISBN 978-3-7001-7699-2

Arche Austria, V. zur E. seltene H., 2010. Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs: Alte Haustierrassen, Grüne Reihe. BMLFUW, Wien.

Arnberger, A., Allex, B., Eder, R., Ebenberger, M., Wanka, A., Kolland, F., Wallner, P., Hutter, H.-P., 2017. Elderly resident's uses of and preferences for urban green spaces during heat periods. Urban Forestry & Urban Greening 21, 102–115. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.11.012

Arnold, K., Bienge, K., von Geibler, J., Ritthoff, M., Targiel, T., Zeiss, C., Meinel, U., Kristof, K., Bringezu, S., 2009. Klimaschutz und optimierter Ausbau erneuerbarer Energien durch Kaskadennutzung von Biomasse: Potenziale, Entwicklungen und Chancen einer integrierten Strategie zur stofflichen und energetischen Nutzung von Biomasse. Wuppertal Report.

Auffret, A.G., Kimberley, A., Plue, J., Waldén, E., 2018. Super-regional land-use change and effects on the grassland specialist flora. Nature Communications 9, 3464. https://doi.org/10.1038/s41467-018-05991-y

Awasthi, M.K., Sarsaiya, S., Patel, A., Juneja, A., Singh, R.P., Yan, B., Awasthi, S.K., Jain, A., Liu, T., Duan, Y., 2020. Refining biomass residues for sustainable energy and bio-products: An assessment of technology, its importance, and strategic applications in circular bio-economy. Renewable and Sustainable Energy Reviews 127, 109876.

Backhaus, J., Wieser, H., Kemp, R., 2015. Disentangling practices, carriers, and production-consumption systems: A mixed-method study of (sustainable) food consumption, in: Putting Sustainability into Practice: Applications and Advances in Research on Sustainable Consumption. pp. 109–133. https://doi.org/10.4337/9781784710606.00016

Baily, M. N., Montalbano, N. (2016). Why is US productivity growth so slow? Possible explanations and policy responses. Brookings Institution, Hutchins Center Working Paper, 22.

Ban Ki-moon, 2016. Secretary-General Announces Common Ground Initiative, with Advertising's ‚Big Six' Supporting Sustainable Development Goals [WWW Document]. https://www.un.org. https://www.un.org/press/en/2016/envdev1683.doc.htm

Bao, Z., Hu, Q., Qi, W., Tang, Y., Wang, W., Wan, P., Chao, J., Yang, X.J., 2017. Nitrate reduction in water by aluminum alloys particles. Journal of Environmental Management 196, 666–673. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.080

Barbier, E.B., Burgess, J.C., 2017. The Sustainable Development Goals and the systems approach to sustainability. Economics: The Open-Access, Open-Assessment E-Journal 11, 1–23.

Bärnthaler, R., Novy, A., Stadelmann, B., 2023. A Polanyi-inspired perspective on social-ecological transformations of cities. Journal of Urban Affairs 45, 117–141. https://doi.org/10.1080/07352166.2020.1834404

Basset, Y., Lamarre, G.P.A., 2019. Toward a world that values insects. Science 364, 1230. https://doi.org/10.1126/science.aaw7071

Batidzirai, B., Smeets, E., Faaij, A., 2012. Harmonising bioenergy resource potentials – Methodological lessons from review of state of the art bioenergy potential assessments. Renewable and Sustainable Energy Reviews 16, 6598–6630.

Baur, F., 2010. Effiziente Nutzung von Biomasse-Reststoffe, Nutzungskonkurrenzen und Kaskadennutzung. Sl: FVEE.

Bazen, E.F., Fleming, R.A., 2004. An economic evaluation of livestock odor regulation distances. Journal of Environmental Quality 33, 1997–2006.

Behrsin, I., De Rosa, S.P., 2020. Contaminant, Commodity and Fuel: A Multi-sited Study of Waste's roles in Urban Transformations from Italy to Austria. The International Journal of Urban and Regional Research 44, 90–107. https://doi.org/10.1111/1468-2427.12880

Berghammer, A., Schmude, J., 2014. The Christmas – Easter Shift: Simulating Alpine Ski Resorts' Future Development under Climate Change Conditions Using the Parameter ‚Optimal Ski Day'. Tourism Economics 20, 323–336. https://doi.org/10.5367/te.2013.0272

Berner, S., Derler, H., Rehorska, R., Pabst, S., Seebacher, U., 2019. Roadmapping to Enhance Local Food Supply: Case Study of a City-Region in Austria. Sustainability 11, 3876. https://doi.org/10.3390/su11143876

Biernat, L., Taube, F., Vogeler, I., Reinsch, T., Kluß, C., Loges, R., 2020. Is organic agriculture in line with the EU-Nitrate directive? On-farm nitrate leaching from organic and conventional arable crop rotations. Agriculture, Ecosystems & Environment 298, 106964. https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106964

Biesecker, A., Hofmeister, S., 2010. Focus: (Re)productivity: Sustainable relations both between society and nature and between the genders. Ecological Economics 69, 1703–1711. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.03.025

Biesecker, A., Jochimsen, M., Knobloch, U., 1997. Vorsorgendes Wirtschaften. ÖW 12. https://doi.org/10.14512/oew.v12i3-4.887

Biffl, G., 2019. Migration and Labour Integration in Austria. SOPEMI Report on Labour Migration Austria 2017–18. Report of the Austrian SOPEMI correspondent to the OECD. Monograph Series Migration and Globalisation, Krems (Edition Donau-Universität Krems).

Bilgili, F., Koçak, E., Bulut, Ü., Kuşkaya, S., 2017. Can biomass energy be an efficient policy tool for sustainable development? Renewable and Sustainable Energy Reviews 71, 830–845. https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.12.109

Bischof, M., Schmude, J., Bauer, M., 2017. Tourismus und Klimawandel – Eine nachfrageseitige Analyse zu Wahrnehmung und Reaktion am Beispiel der Alpen. Zeitschrift für Tourismuswissenschaft 9. https://doi.org/10.1515/tw-2017-0014

Bissio, R., 2019. SDG Indicators and BS/Index: The Power of Numbers in the Sustainable Development Debate. Development 62, 81–85. https://doi.org/10.1057/s41301-019-00202-7

Björnberg, K.E., Karlsson, M., Gilek, M., Hansson, S.O., 2017. Climate and environmental science denial: A review of the scientific literature published in 1990–2015. Journal of Cleaner Production 167, 229–241. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.066

BKA, 2020. Regierungsprogramm 2020–2024, Aus Verantwortung für Österreich. Bundeskanzleramt Österreich, Wien.

BKA, 2019. Parlamentarische Anfragebeantwortung zur Umsetzung der Empfehlungen des RH-Berichtes zur Agenda 2030 (3557/AB).

BKA, 2017. Beiträge der Bundesministerien zur Umsetzung der Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung in Österreich. Darstellung 2016. Bundeskanzleramt Österreich, Wien.

BKA, BMEIA, 2015. Vortrag an den Ministerrat 86/11, Gipfeltreffen der Vereinten Nationen vom 25.–27. September 2015: Annahme der 2030 Agenda für Nachhaltige Entwicklung, Umsetzung durch Österreich.

Blečić, I., Cecchini, A., Falk, M., Marras, S., Pyles, D.R., Spano, D., Trunfio, G.A., 2014. Urban metabolism and climate change: A planning support system. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 26, 447–457. https://doi.org/10.1016/j.jag.2013.08.006

Blühdorn, I., 2020. Nachhaltige Nicht-Nachhaltigkeit Warum die ökologische Transformation der Gesellschaft nicht stattfindet. Transcript Verlag.

Blüthgen, N., Simons, N.K., Jung, K., Prati, D., Renner, S.C., Boch, S., Fischer, M., Hölzel, N., Klaus, V. H., Kleinebecker, T., Tschapka, M., Weisser, W.W., Gossner, M.M., 2016. Land use imperils plant and animal community stability through changes in asynchrony rather than diversity. Nature Communications 7, 10697. https://doi.org/10.1038/ncomms10697

BMK, 2020a. Österreich und die Agenda 2030, Freiwilliger Nationaler Bericht zur Umsetzung der Nachhaltigen Entwicklungsziele / SDGs (FNU). Bundeskanzleramt, Wien.

BMK, 2020b. Ressourcennutzung in Österreich 2020. Band 3. Institut für Soziale Ökologie, Universität für Bodenkultur Wien, Statistik Austria, Wien.

BMLFUW, 2017. Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2015.

BMLFUW, 2016. Aktionsprogramm Nitrat 2016 Umweltbericht im Rahmen der strategischen Umweltprüfung gem. RL 2001/42/EG.

BMLFUW, 2011. Leitfaden UVP für Intensivtierhaltungen. Umweltverträglichkeitserklärung Einzelfallprüfung. Bundesministerium für Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Umwelt und Wasser, Wien.

BMNT, 2019a. Grüner Bericht 2019. Die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft (Report). Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien.

BMNT, 2019b. Energie in Österreich Zahlen, Daten, Fakten. BMNT, Wien.

BMNT, BMVIT, 2018. #mission 2030 – Austrian Climate and Energy Strategy. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft und Forschung, Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie.

Böhmer, S., Gössl, M., Krutzler, T., Pölz, W., 2014. Effiziente Nutzung von Holz: Kaskade versus Verbrennung. Umweltbundesamt Wien. Online verfügbar unter: http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0493. pdf.

Bourcarde, K., Herzmann, K., 2006. Normalfall exponentielles Wachstum? – ein internationaler Vergleich. IWS – Institut für Wachstumsstudien 2.

Bowler, D.E., Heldbjerg, H., Fox, A.D., Jong, M. de, Böhning-Gaese, K., 2019. Long-term declines of European insectivorous bird populations and potential causes. Conservation Biology 33, 1120–1130. https://doi.org/10.1111/cobi.13307

Braito, M., Leonhardt, H., Penker, M., Schauppenlehner-Kloyber, E., Thaler, G., Flint, C.G., 2020. The plurality of farmers' views on soil management calls for a policy mix. Land Use Policy 99, 104876. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104876

Brand, U., Görg, C., Wissen, M., 2020. Overcoming neoliberal globalization: social-ecological transformation from a Polanyian perspective and beyond. Globalizations 17, 161–176. https://doi.org/10.1080/14747731.2019.1644708

Brender, J.D., Weyer, P.J., Romitti, P.A., Mohanty, B.P., Shinde, M.U., Vuong, A.M., Sharkey, J.R., Dwivedi, D., Horel, S.A., Kantamneni, J., Huber, J.C., Zheng, Q., Werler, M.M., Kelley, K.E., Griesenbeck, J.S., Zhan, F.B., Langlois, P.H., Suarez, L., Canfield, M. A., 2013. Prenatal Nitrate Intake from Drinking Water and Selected Birth Defects in Offspring of Participants in the National Birth Defects Prevention Study. Environmental Health Perspectives 121, 1083–1089. https://doi.org/10.1289/ehp.1206249

Breuste, J., Pauleit, S., Haase, D., Sauerwein, M., 2016. Stadtökosysteme, 1. Auflage. ed, Lehrbuch. Springer Spektrum, Berlin; Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-55434-6

Broto, V.C., Allen, A., Rapoport, E., 2012. Interdisciplinary Perspectives on Urban Metabolism: Interdisciplinary Perspectives on Urban Metabolism. Journal of Industrial Ecology 16, 851–861. https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2012.00556.x

Buchholz, T., Luzadis, V.A., Volk, T.A., 2009. Sustainability criteria for bioenergy systems: results from an expert survey. Journal of cleaner production 17, S86–S98.

Buijs, A.E., Mattijssen, T.J., Van der Jagt, A.P., Ambrose-Oji, B., Andersson, E., Elands, B.H., Steen Møller, M., 2016. Active citizenship for urban green infrastructure: fostering the diversity and dynamics of citizen contributions through mosaic governance. Current Opinion in Environmental Sustainability 22, 1–6. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2017.01.002

Bulkeley, H., Betsill, M.M., 2013. Revisiting the urban politics of climate change. Environmental Politics 22, 136–154. https://doi.org/10.1080/09644016.2013.755797

Bundesregierung.de, 2022. Nachhaltige Entwicklung in Zeiten der Corona-Krise [WWW Document]. https://www.bundesregierung.de/breg-de/themen/nachhaltigkeitspolitik/nachhaltige-entwicklung-in-zeiten-der-corona-krise-1757138 (accessed 6.16.22).

Burawoy, M., 2005. For Public Sociology. American Sociological Review 70, 4–28. https://doi.org/10.1177/000312240507000102

Busch, V., Klaus, V. H., Schäfer, D., Prati, D., Boch, S., Müller, J., Chisté, M., Mody, K., Blüthgen, N., Fischer, M., Hölzel, N., Kleinebecker, T., 2019. Will I stay or will I go? Plant species-specific response and tolerance to high land-use intensity in temperate grassland ecosystems. Journal of Vegetation Science 30, 674–686. https://doi.org/10.1111/jvs.12749

Cardoso, P., Barton, P.S., Birkhofer, K., Chichorro, F., Deacon, C., Fartmann, T., Fukushima, C.S., Gaigher, R., Habel, J.C., Hallmann, C.A., Hill, M.J., Hochkirch, A., Kwak, M.L., Mammola, S., Ari Noriega, J., Orfinger, A.B., Pedraza, F., Pryke, J.S., Roque, F.O., Settele, J., Simaika, J.P., Stork, N.E., Suhling, F., Vorster, C., Samways, M.J., 2020. Scientists' warning to humanity on insect extinctions. Biological Conservation 242, 108426. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108426

Casado-Asensio, J., Steurer, R., 2014. Integrated strategies on sustainable development, climate change mitigation and adaptation in Western Europe: communication rather than coordination. Journal of Public Policy 34, 437–473.

Castle, D., Grass, I., Westphal, C., 2019. Fruit quantity and quality of strawberries benefit from enhanced pollinator abundance at hedgerows in agricultural landscapes. Agriculture, Ecosystems & Environment 275, 14–22. https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.01.003

Cazzolla Gatti, R., Menéndez, L.P., Laciny, A., Bobadilla Rodríguez, H., Bravo Morante, G., Carmen, E., Dorninger, C., Fabris, F., Grunstra, N.D.S., Schnorr, S.L., Stuhlträger, J., Villanueva Hernandez, L.A., Jakab, M., Sarto-Jackson, I., Caniglia, G., 2021. Diversity lost: COVID-19 as a phenomenon of the total environment. Science of The Total Environment 756, 144014. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144014

Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Barnosky, A.D., García, A., Pringle, R.M., Palmer, T.M., 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. Science Advances 1, e1400253. https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253

Ceulemans, T., Merckx, R., Hens, M., Honnay, O., 2013. Plant species loss from European semi-natural grasslands following nutrient enrichment – is it nitrogen or is it phosphorus? Does N or P drive species loss? Global Ecology and Biogeography 22, 73–82. https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2012.00771.x

Chaloupka, C., Kölbl, R., Loibl, W., Molitor, R., Nentwich, M., Peer, S., Risser, R., Sammer, G., Schützhofer, B., Seibt, K., 2015. Nachhaltige Mobilität aus sozioökonomischer Perspektive Diskussionspapier der Arbeitsgruppe „Sozioökonomische Aspekte" der ÖAW-Kommission „Nachhaltige Mobilität.

Chassé, K. A., 2019. Armut im ländlichen Raum, in: Nell, W., Weiland, M. (Eds.), Dorf: Ein Interdisziplinäres Handbuch. J.B. Metzler, Stuttgart, pp. 203–211. https://doi.org/10.1007/978-3-476-05449-4_28

Chatzopoulos, T., Pérez Domínguez, I., Zampieri, M., Toreti, A., 2020. Climate extremes and agricultural commodity markets: A global economic analysis of regionally simulated events. Weather and Climate Extremes 27, 100193. https://doi.org/10.1016/j.wace.2019.100193

Chen, S., Chen, B., 2012. Network Environ Perspective for Urban Metabolism and Carbon Emissions: A Case Study of Vienna, Austria. Environmental Science & Technology 46, 4498–4506. https://doi.org/10.1021/es204662k

Christian, R., 2014. Energiewende für Österreich! Technische Optionen einer Vollversorgung für Österreich mit erneuerbaren Energien.

Clark, M., Tilman, D., 2017. Comparative analysis of environmental impacts of agricultural production systems, agricultural input efficiency, and food choice. Environmental Research Letter 12, 064016. https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa6cd5

Cling, J.-P., Eghbal-Teherani, S., Orzoni, M., Plateau, C., 2020. The interlinkages between the SDG indicators and the differentiation between EU countries: It is (mainly) the economy! Statistical Journal of the IAOS 36(2), 1–16.

Clough, Y., Kirchweger, S., Kantelhardt, J., 2020. Field sizes and the future of farmland biodiversity in European landscapes. Conservation Letters 13, e12752. https://doi.org/10.1111/conl.12752

Colsaet, A., Laurans, Y., Levrel, H., 2018. What drives land take and urban land expansion? A systematic review. Land Use Policy 79, 339–349. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.08.017

Conke, L.S., Ferreira, T.L., 2015. Urban metabolism: Measuring the city's contribution to sustainable development. Environmental Pollution 202, 146–152. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.03.027

Cooper, J., Lombardi, R., Boardman, D., Carliell-Marquet, C., 2011. The future distribution and production of global phosphate rock reserves. Resources, Conservation and Recycling 57, 78–86. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.09.009

Cordell, D., Drangert, J.-O., White, S., 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. Global Environmental Change, Traditional Peoples and Climate Change 19, 292–305. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009

Costa, V., Tarelho, L., Sobrinho, A., 2019. Mass, energy and exergy analysis of a biomass boiler: A portuguese representative case of the pulp and paper industry. Applied Thermal Engineering 152, 350–361.

Creutzig, F., 2015. Towards typologies of urban climate and global environmental change. Environmental Research Letter 10, 101001. https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/10/101001

Creutzig, F., Fernandez, B., Haberl, H., Khosla, R., Mulugetta, Y., Seto, K.C., 2016. Beyond Technology: Demand-Side Solutions for Climate Change Mitigation. Annual Review of Environment and Resources 41, 173–198. https://doi.org/10.1146/annurev-environ-110615-085428

Crist, E., Mora, C., Engelman, R., 2017. The interaction of human population, food production, and biodiversity protection. Science 356, 260–264. https://doi.org/10.1126/science.aal2011

Dainese, M., Martin, E.A., Aizen, M. A., Albrecht, M., Bartomeus, I., Bommarco, R., Carvalheiro, L.G., Chaplin-Kramer, R., Gagic, V., Garibaldi, L.A., Ghazoul, J., Grab, H., Jonsson, M., Karp, D.S., Kennedy, C.M., Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D.A., Letourneau, D.K., Marini, L., Poveda, K., Rader, R., Smith, H.G., Tscharntke, T., Andersson, G.K.S., Badenhausser, I., Baensch, S., Bezerra, A.D.M., Bianchi, F.J.J.A., Boreux, V., Bretagnolle, V., Caballero-Lopez, B., Cavigliasso, P., Ćetković, A., Chacoff, N.P., Classen, A., Cusser, S., Silva, F.D. da S. e, Groot, G.A. de, Dudenhöffer, J.H., Ekroos, J., Fijen, T., Franck, P., Freitas, B.M., Garratt, M.P.D., Gratton, C., Hipólito, J., Holzschuh, A., Hunt, L., Iverson, A.L., Jha, S., Keasar, T., Kim, T.N., Kishinevsky, M., Klatt, B.K., Klein, A.-M., Krewenka, K.M., Krishnan, S., Larsen, A.E., Lavigne, C., Liere, H., Maas, B., Mallinger, R.E., Pachon, E.M., Martínez-Salinas, A., Meehan, T.D., Mitchell, M.G.E., Molina, G.A.R., Nesper, M., Nilsson, L., O'Rourke, M. E., Peters, M.K., Plećaš, M., Potts, S.G., Ramos, D. de L., Rosenheim, J.A., Rundlöf, M., Rusch, A., Sáez, A., Scheper, J., Schleuning, M., Schmack, J.M., Sciligo, A.R., Seymour, C., Stanley, D.A., Stewart, R., Stout, J.C., Sutter, L., Takada, M.B., Taki, H., Tamburini, G., Tschumi, M., Viana, B.F., Westphal, C., Willcox, B.K., Wratten, S.D., Yoshioka, A., Zaragoza-Trello, C., Zhang, W., Zou, Y., Steffan-Dewenter, I., 2019. A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. Science Advances 5, eaax0121. https://doi.org/10.1126/sciadv.aax0121

Dale, V. H., Efroymson, R.A., Kline, K.L., Davitt, M.S., 2015. A framework for selecting indicators of bioenergy sustainability. Biofuels, Bioproducts and Biorefining 9, 435–446.

Dammasch, A., 2016. Integration von fluktuierenden erneuerbaren Energien in den Bilanzkreis mittels flexibel steuerbarer Erzeugung aus Blockheizkraftwerken 14. Presented at the Symposium Energieinnovation, Graz/Österreich.

Dämon, W., Krisai-Greilhuber, I., 2016. Die Pilze Österreichs. Verzeichnis und Rote Liste 2016. Teil Makromyzeten. Wien: Österreichische Mykologische Gesellschaft.

Daniele, E., Deborah, B., Sliuzas, R., 2020. Measuring and understanding global human settlements patterns and processes: innovation, progress and application, International Journal of Digital Earth, 13:1, 2–8, https://doi.org/10.1080/17538947.2019.1630072

Darnhofer, I., 2021. Resilience or how do we enable agricultural systems to ride the waves of unexpected change? Agricultural Systems 187, 102997. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102997

Darnhofer, I., D'Amico, S., Fouilleux, E., 2019. A relational perspective on the dynamics of the organic sector in Austria, Italy, and France. Journal of Rural Studies 68, 200–212. https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2018.12.002

Darnhofer, I., Schermer, M., Steinbacher, M., Gabillet, M., Daugstad, K., 2017. Preserving permanent mountain grasslands in Western Europe: Why are promising approaches not implemented more widely? Land Use Policy 68, 306–315. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.08.005

Davoudi, S., Sturzaker, J., 2017. Urban form, policy packaging and sustainable urban metabolism. Resources, Conservation and Recycling 120, 55–64. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.01.011

Dawes, J.H., 2020. Are the Sustainable Development Goals self-consistent and mutually achievable? Sustainable Development 28, 101–117.

Day, E., Fankhauser, S., Kingsmill, N., Costa, H., Mavrogianni, A., 2019. Upholding labour productivity under climate change: an assessment of adaptation options. null 19, 367–385. https://doi.org/10.1080/14693062.2018.1517640

de Visser, C., Schreuder, R., Stoddard, F., 2014. The EU's dependence on soya bean import for the animal feed industry and potential for EU produced alternatives. https://doi.org/10.1051/ocl/2014021

Delshad, A., Raymond, L., 2013. Media framing and public attitudes toward biofuels. Review of Policy Research 30, 190–210.

Dengler, C., Strunk, B., 2018. The Monetized Economy Versus Care and the Environment: Degrowth Perspectives On Reconciling an Antagonism. Feminist Economics 24, 160–183. https://doi.org/10.1080/13545701.2017.1383620

Derler, H., Lienhard, A., Berner, S., Grasser, M., Posch, A., Rehorska, R., 2021. Use Them for What They Are Good at: Mealworms in Circular Food Systems. Insects 12, 40. https://doi.org/10.3390/insects12010040

Devetter, F.-X., Rousseau, S., 2011. Working Hours and Sustainable Development. Review of Social Economy 69, 333–355.

Digital Science, 2020. Contextualizing Sustainable Development Research. https://doi.org/10.6084/m9.figshare.12200081

Distelkamp, M., Meyer, M., 2019. Pathways to a Resource-Efficient and Low-Carbon Europe. Ecological Economics 155, 88–104. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.07.014

Dobusch, L., Kreissl, K., 2020. Privilege and burden of im-/mobility governance: On the reinforcement of inequalities during a pandemic lockdown. Gender Work Organ gwao.12462. https://doi.org/10.1111/gwao.12462

Dogan, E., Inglesi-Lotz, R., 2017. Analyzing the effects of real income and biomass energy consumption on carbon dioxide (CO2) emissions: empirical evidence from the panel of biomass-consuming countries. Energy 138, 721–727.

Dooley, K., Kartha, S., 2018. Land-based negative emissions: risks for climate mitigation and impacts on sustainable development. International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics 18, 79–98. https://doi.org/10.1007/s10784-017-9382-9

Dragojlovic, N., Einsiedel, E., 2015. What drives public acceptance of second-generation biofuels? Evidence from Canada. Biomass and Bioenergy 75, 201–212.

Drapela, T., Moser, D., Zaller, J.G., Frank, T., 2008. Spider assemblages in winter oilseed rape affected by landscape and site factors. Ecography 31, 254–262. https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.5250.x

Dullinger, S., Gattringer, A., Thuiller, W., Moser, D., Zimmermann, N.E., Guisan, A., Willner, W., Plutzar, C., Leitner, M., Mang, T., Caccianiga, M., Dirnböck, T., Ertl, S., Fischer, A., Lenoir, J., Svenning, J.-C., Psomas, A., Schmatz, D.R., Silc, U., Vittoz, P., Hülber, K., 2012. Extinction debt of high-mountain plants under twenty-first-century climate change. Nature Clim Change 2, 619–622. https://doi.org/10.1038/nclimate1514

Dunkelberg, E., Aretz, A., 2013. Ökobilanzen technischer Optionen zur Bioenergie-bereitstellung und -nutzung. Schriftenreihe des IÖW 203, 13.

EC, 2021. Geschätzte Bodenerosion durch Wasser – von schwerer Erosionsrate betroffenes Gebiet [WWW Document]. data.europe.eu. https://data.europa.eu/data/datasets/vzwzhx4vtxy416h37qfag?locale=de

EC, 2020a. Report from the Commission to the European Parliament and the Council On the experience gained by Member States on the implementation of national targets established in their National Action Plans and on progress in the implementation of Directive 2009/128/EC on the sustainable use of pesticides. COM(2020) 204 final. Brussels.

EC, 2020b. EU-Biodiversitätsstrategie für 2030 – Mehr Raum für die Natur in unserem Leben.
EC, 2019. The European Green Deal (No. COM(2019) 640 final vom 11.12.2019). European Commission, Brussels.
EC, 2014. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European economic and social Committee and the Committee of the Regions. On the review of the list of critical raw materials for the EU and the implementation of the Raw Materials Initiative, /* COM/2014/0297 final */.
EC, 2007. Strategy on nutrition, overweight and obesity-related health issues [WWW Document]. Public Health – European Commission. https://ec.europa.eu/health/nutrition_physical_activity/policy/strategy_en (accessed 2.21.21).
EC, 2015. Why a covenant of Mayors, connecting local action with global and European initiatives [WWW Document]. Covenant of Mayors – Europe. https://eu-mayors.ec.europa.eu/en/about
EC, FAO, UN-Habitat, OECD, World Bank, 2020. Applying the degree of urbanisation: a methodological manual to define cities, towns and rural areas for international comparisons : 2020 edition.
Eckelt, A., Müller, J., Bense, U., Brustel, H., Bußler, H., Chittaro, Y., Cizek, L., Frei, A., Holzer, E., Kadej, M., Kahlen, M., Köhler, F., Möller, G., Mühle, H., Sanchez, A., Schaffrath, U., Schmidl, J., Smolis, A., Szallies, A., Németh, T., Wurst, C., Thorn, S., Christensen, R.H.B., Seibold, S., 2018. „Primeval forest relict beetles" of Central Europe: a set of 168 umbrella species for the protection of primeval forest remnants. J Insect Conserv 22, 15–28. https://doi.org/10.1007/s10841-017-0028-6
Edelmann, H., Quiñones-Ruiz, X.F., Penker, M., 2020a. Analytic Framework to Determine Proximity in Relationship Coffee Models. Sociologia Ruralis 60, 458–481. https://doi.org/10.1111/soru.12278
Edelmann, H., Quiñones-Ruiz, X.F., Penker, M., Scaramuzzi, S., Broscha, K., Jeanneaux, P., Belletti, G., Marescotti, A., 2020b. Social learning in food quality governance – Evidences from geographical indications amendments. International Journal of the Commons 14, 108–122. https://doi.org/10.5334/ijc.968
Eder, A., Salhofer, K., Scheichel, E., 2021. Land tenure, soil conservation, and farm performance: An eco-efficiency analysis of Austrian crop farms. Ecological Economics 180, 106861. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106861
Eder, J., Gruber, E., Görgl, P., Hemetsberger, M., 2018. Wie Wien wächst: Monitoring aktueller Trends hinsichtlich Bevölkerungs- und Siedlungsentwicklung in der Stadtregion Wien. Raumforschung und Raumordnung 76, 327–343. https://doi.org/10.1007/s13147-018-0546-z
Ediger, V.Ş., 2019. An integrated review and analysis of multi-energy transition from fossil fuels to renewables. Energy Procedia 156, 2–6.
EEA, 2021. National summary dashboards – Habitats Directive – Art. 17 Prod-ID: DAS-110-en [WWW Document]. https://www.eea.europa.eu/themes/biodiversity/state-of-nature-in-the-eu/article-17-national-summary-dashboards
EEA, 2020a. Air quality in Europe – 2020 report (No. 09/2020). European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.
EEA, 2020b. State of nature in the EU. Results from reporting under the nature directives 2013–2018 (EEA Report No 10/2020,). European Environment Agency. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
EEA, 2018. Renewable energy in Europe – 2018: Recent growth and knock-on effects (No. 20/2018). European Environment Agency, Luxembourg.
EWG 43, 1992, Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen
Egle, L., Rechberger, H., Krampe, J., Zessner, M., 2016. Phosphorus recovery from municipal wastewater: An integrated comparative technological, environmental and economic assessment of P recovery technologies. Science of The Total Environment 571, 522–542. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.019
Eisenmenger, N., Pichler, M., Krenmayr, N., Noll, D., Plank, B., Schalmann, E., Wandl, M.-T., Gingrich, S., 2020. The Sustainable Development Goals prioritize economic growth over sustainable resource use: a critical reflection on the SDGs from a socio-ecological perspective. Sustainability Science 15, 1101–1110.
Eisenstein, B., 2016. Klimawandel und Tourismus. Tourismus: Opfer oder Täter?, in: Tourismusatlas Deutschland. UVK. pp. 120–121.
Eitzinger, J., Trnka, M., Semerádová, D., Thaler, S., Svobodová, E., Hlavinka, P., Šiška, B., Takáč, J., Malatinská, L., Nováková, M., Dubrovský, M., Žalud, Z., 2013. Regional climate change impacts on agricultural crop production in Central and Eastern Europe – hotspots, regional differences and common trends. The Journal of Agricultural Science 151, 787–812. https://doi.org/10.1017/S0021859612000767
Ellmauer, T., Viktoria, I., Kudrnovsky, H., Moser, D., Paternoster, D., 2019. Monitoring von Lebensraumtypen und Arten von gemeinschaftlicher Bedeutung in Österreich 2016–2018 und Grundlagenerstellung für den Bericht gemäß Artikel 17 der FFH-Richtlinie im Jahr 2019 Teil 2: Artikel 17-Bericht.
Enengel, B., Penker, M., Muhar, A., 2014. Landscape co-management in Austria: The stakeholder's perspective on efforts, benefits and risks. Journal of Rural Studies 34, 223–234. https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2014.02.003
Engler, R., Randin, C.F., Thuiller, W., Dullinger, S., Zimmermann, N.E., Araújo, M.B., Pearman, P.B., Le Lay, G., Piedallu, C., Albert, C.H., Choler, P., Coldea, G., De Lamo, X., Dirnböck, T., Gégout, J.-C., Gómez-García, D., Grytnes, J.-A., Heegaard, E., Høistad, F., Nogués-Bravo, D., Normand, S., Puşcaş, M., Sebastià, M.-T., Stanisci, A., Theurillat, J.-P., Trivedi, M.R., Vittoz, P., Guisan, A., 2011. 21st century climate change threatens mountain flora unequally across Europe. Global Change Biology 17, 2330–2341. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02393.x
Ermann, U., Langthaler, E., Penker, M., Schermer, M., 2017. Agro-Food Studies, 1. Aufl. ed. Böhlau Verlag Wien.
Essl, F., Egger, G., 2010. Lebensraumvielfalt in Österreich – Gefährdung und Handlungsbedarf: Zusammenschau der Roten Liste gefährdeter Biotoptypen Österreichs. Naturwiss. Verein für Kärnten.
Essl, F., Rabitsch, 2002. Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt, Wien 432.
EU, 2008. Natura 2000 [WWW Document]. Environment. https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/index_en.htm, Zugriff am 22.5.2023
Eurostat, 2021. Sustainable development in the European Union. Monitoring report on progress towards the SDGs in an EU context. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
Eurostat, 2020a. Greenhouse gas emissions by source sector [WWW Document]. http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=env_air_gge&lang=en, Zugriff am 22.5.2023
Eurostat, 2020b. Sustainable development in the European Union. Monitoring Report on progress towards the SDGs in an EU context, 2020th ed. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
eurostat, 2019. Glossary:Annual work unit (AWU) [WWW Document]. Statistics Explained. https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Glossary:Annual_work_unit_(AWU), Zugriff am 4.5.2023
Fanzo, J., Hawkes, C., Udomkesmalee, E., Afshin, A., Allemandi, L., Assery, O., Baker, P., Battersby, J., Bhutta, Z., Chen, K., Corvalan, C., Di Cesare, M., Dolan, C., Fonseca, J., Grummer-Strawn, L., Hayashi, C., McArthur, J., Rao, A., Rosenzweig, C., Schofield, D., 2018. 2018 Global Nutrition Report: Shining a light to spur action on nutrition [WWW Document]. https://globalnutritionreport.org/reports/global-nutrition-report-2018/ (accessed 7.14.20).

FAO, 2018. The future of food and agriculture: Alternative pathways to 2050 [WWW Document]. http://www.fao.org/publications/fofa/en/ (accessed 6.18.20).

FAO, 2016. State of the World's Forests. Forests and agriculture: land-use challenges and opportunities. FAO, Rome.

Fazey, I., Schäpke, N., Caniglia, G., Hodgson, A., Kendrick, I., Lyon, C., Page, G., Patterson, J., Riedy, C., Strasser, T., Verveen, S., Adams, D., Goldstein, B., Klaes, M., Leicester, G., Linyard, A., McCurdy, A., Ryan, P., Sharpe, B., Silvestri, G., Abdurrahim, A.Y., Abson, D., Adetunji, O.S., Aldunce, P., Alvarez-Pereira, C., Amparo, J.M., Amundsen, H., Anderson, L., Andersson, L., Asquith, M., Augenstein, K., Barrie, J., Bent, D., Bentz, J., Bergsten, A., Berzonsky, C., Bina, O., Blackstock, K., Boehnert, J., Bradbury, H., Brand, C., Böhme (born Sangmeister), J., Bøjer, M.M., Carmen, E., Charli-Joseph, L., Choudhury, S., Chunhachoti-ananta, S., Cockburn, J., Colvin, J., Connon, I.L.C., Cornforth, R., Cox, R.S., Cradock-Henry, N., Cramer, L., Cremaschi, A., Dannevig, H., Day, C.T., de Lima Hutchison, C., de Vrieze, A., Desai, V., Dolley, J., Duckett, D., Durrant, R.A., Egermann, M., Elsner (Adams), E., Fremantle, C., Fullwood-Thomas, J., Galafassi, D., Gobby, J., Golland, A., González-Padrón, S.K., Gram-Hanssen, I., Grandin, J., Grenni, S., Lauren Gunnell, J., Gusmao, F., Hamann, M., Harding, B., Harper, G., Hesselgren, M., Hestad, D., Heykoop, C.A., Holmén, J., Holstead, K., Hoolohan, C., Horcea-Milcu, A.-I., Horlings, L.G., Howden, S.M., Howell, R.A., Huque, S.I., Inturias Canedo, M.L., Iro, C.Y., Ives, C.D., John, B., Joshi, R., Juarez-Bourke, S., Juma, D.W., Karlsen, B.C., Kliem, L., Kläy, A., Kuenkel, P., Kunze, I., Lam, D.P.M., Lang, D.J., Larkin, A., Light, A., Luederitz, C., Luthe, T., Maguire, C., Mahecha-Groot, A.-M., Malcolm, J., Marshall, F., Maru, Y., McLachlan, C., Mmbando, P., Mohapatra, S., Moore, M.-L., Moriggi, A., Morley-Fletcher, M., Moser, S., Mueller, K.M., Mukute, M., Mühlemeier, S., Naess, L.O., Nieto-Romero, M., Novo, P., O'Brien, K., O'Connell, D.A., O'Donnell, K., Olsson, P., Pearson, K.R., Pereira, L., Petridis, P., Peukert, D., Phear, N., Pisters, S.R., Polsky, M., Pound, D., Preiser, R., Rahman, Md.S., Reed, M.S., Revell, P., Rodriguez, I., Rogers, B.C., Rohr, J., Nordbø Rosenberg, M., Ross, H., Russell, S., Ryan, M., Saha, P., Schleicher, K., Schneider, F., Scoville-Simonds, M., Searle, B., Sebhatu, S.P., Sesana, E., Silverman, H., Singh, C., Sterling, E., Stewart, S.-J., Tàbara, J.D., Taylor, D., Thornton, P., Tribaldos, T.M., Tschakert, P., Uribe-Calvo, N., Waddell, S., Waddock, S., van der Merwe, L., van Mierlo, B., van Zwanenberg, P., Velarde, S.J., Washbourne, C.-L., Waylen, K., Weiser, A., Wight, I., Williams, S., Woods, M., Wolstenholme, R., Wright, N., Wunder, S., Wyllie, A., Young, H.R., 2020. Transforming knowledge systems for life on Earth: Visions of future systems and how to get there. Energy Research & Social Science 70, 101724. https://doi.org/10.1016/j.erss.2020.101724

Fehrenbach, H., Köppen, S., Kauertz, B., Detzel, A., Wellenreuther, F., Breitmayer, E., Essel, R., Carus, M., Kay, S., Wern, B., 2017. Biomassekaskaden: mehr Ressourceneffizienz durch Kaskadennutzung von Biomasse; von der Theorie zur Praxis.

Feichtinger, P., Salhofer, K., 2013. What do we know about the influence of agricultural support on agricultural land prices? German Journal of Agricultural Economics 62, 71–85.

Fess, T., Benedito, V., 2018. Organic versus Conventional Cropping Sustainability: A Comparative System Analysis. Sustainability 10, 272. https://doi.org/10.3390/su10010272

Feusthuber, E., Mitter, H., Schönhart, M., Schmid, E., 2017. Integrated modelling of efficient crop management strategies in response to economic damage potentials of the Western Corn Rootworm in Austria. Agricultural Systems 157, 93–106. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.07.011

Finley, L., Chappell, M.J., Thiers, P., Moore, J.R., 2018. Does organic farming present greater opportunities for employment and community development than conventional farming? A survey-based investigation in California and Washington. Agroecology and Sustainable Food Systems 42, 552–572. https://doi.org/10.1080/21683565.2017.1394416

Fischer, M., Oswald, K., Adler, W., 2008. Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol, 3rd ed. Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen, Linz.

Fischer, J., Abson, D. J., Butsic, V., Chappell, M. J., Ekroos, J., Hanspach, J., et al. (2013). Land sparing versus land sharing: moving forward. Aspects of Applied Biology, 121, 105–107.

Fischer, T., Born, K.M., 2018. Rural Poverty and its Consequences in Structurally Weak Rural Areas of Austria from the Mayors' Perspective. European Countryside 10, 210–231. https://doi.org/10.2478/euco-2018-0013

Fonds Gesundes Österreich (Ed.), 2018. Aktive Mobilität – Argumentarium Kompakt. Intersektorale Argumente zur Förderung Aktiver Mobilität in Österreich.

Freytag, T., Bauder, M., 2018. Bottom-up touristification and urban transformations in Paris. Tourism Geographies 20, 443–460. https://doi.org/10.1080/14616688.2018.1454504

Friesenecker, M., Riederer, B., Cucca, R., 2021. Environmental quality for everyone? Socio-structural inequalities in mobility, access to green spaces and air quality, in: Kazepov, Y., Verwiebe, R. (Eds.), Vienna: Still a Just City? Routledge, London. https://doi.org/10.4324/9781003133827

Frondel, M., Thomas, T., 2020. Dekarbonisierung bis zum Jahr 2050? Klimapolitische Maßnahmen und Energieprognosen für Deutschland, Österreich und die Schweiz (No. 3863047052). DICE Ordnungspolitische Perspektiven.

Fryer, M., Collins, C.D., Ferrier, H., Colvile, R.N., Nieuwenhuijsen, M.J., 2006. Human exposure modelling for chemical risk assessment: a review of current approaches and research and policy implications. Environmental Science & Policy 9, 261–274. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2005.11.011

Fuchs, R., Brown, C., Rounsevell, M., 2020. Europe's Green Deal offshores environmental damage to other nations. Nature 586, 671–673. https://doi.org/10.1038/d41586-020-02991-1

Fukuda-Parr, S., McNeill, D., 2019. Knowledge and Politics in Setting and Measuring the SDGs: Introduction to Special Issue. Global Policy 10, 5–15. https://doi.org/10.1111/1758-5899.12604

Funtowicz, S.O., Ravetz, J.R., 1993. Science for the post-normal age. Futures 25, 739–755. https://doi.org/10.1016/0016-3287(93)90022-L

Gärtner, S., Hienz, G., Keller, H., Müller-Lindenlauf, M., 2013. Gesamtökologische Bewertung der Kaskadennutzung von Holz – Umweltauswirkungen stofflicher und energetischer Holznutzungssysteme im Vergleich. Institut für Energie- und Umweltforschung (IFEU), Heidelberg, Germany.

Gassner, A., Lederer, J., Kanitschar, G., Ossberger, M., Fellner, J., 2018. Extended ecological footprint for different modes of urban public transport: The case of Vienna, Austria. Land Use Policy 72, 85–99. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.012

GBD 2017 Diet Collaborators, 2019. Health effects of dietary risks in 195 countries, 1990–2017: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2017. The Lancet 393, 1958–1972. https://doi.org/10.1016/S0140-6736(19)30041-8

GDB Obesity Collaborators, 2017. Health Effects of Overweight and Obesity in 195 Countries over 25 Years. The New England Journal of Medicine 377, 13–27. https://doi.org/10.1056/NEJMoa1614362

Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W.W., Emmerson, M., Morales, M.B., Ceryngier, P., Liira, J., Tscharntke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L.W., Dennis, C., Palmer, C., Oñate, J.J., Guerrero, I., Hawro, V., Aavik, T., Thies, C., Flohre, A., Hänke, S., Fischer, C., Goedhart, P.W., Inchausti, P., 2010. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on Euro-

pean farmland. Basic and Applied Ecology 11, 97–105. https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.001

Geisen, S., Wall, D.H., van der Putten, W.H., 2019. Challenges and Opportunities for Soil Biodiversity in the Anthropocene. Current Biology 29, R1036–R1044. https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.08.007

Geiser, E., 2018. How many animal species are there in Austria? Update after 20 Years. Acta ZooBot Austria 155/2, 1–18.

Getzner, M., Kadi, J., 2020. Determinants of land consumption in Austria and the effects of spatial planning regulations. European Planning Studies 28, 1095–1117.

Getzner, M., Kirchmeir, H., Berger, V., Huber, M., Jäger, M., Jungmeier, M., Gutheil-Knopp-Kirchwald, G., Kreimer, E., Schneider, A., Wuttej, D., Zak, D., 2020. Bewertung der Ökosystemleistungen der Österreichischen Bundesforste (ÖBf). Studie der TU Wien (Forschungsbereich Finanzwissenschaft und Infrastrukturpolitik, Institut für Raumplanung) und des E.C.O. Instituts für Ökologie (Klagenfurt) im Auftrag der Österreichischen Bundesforste (ÖBf) AG.

Getzner, M., Meyerhoff, J., 2020. The Benefits of Local Forest Recreation in Austria and Its Dependence on Naturalness and Quietude. Forests 11, 326. https://doi.org/10.3390/f11030326

Getzner, M., Meyerhoff, J., Schläpfer, F., 2018. Willingness to Pay for Nature Conservation Policies in State-Owned Forests: An Austrian Case Study. Forests 9, 537. https://doi.org/10.3390/f9090537

Gibbons, M., Limoges, C., Nowotny, H., Schwartzman, S., Scott, P., 1994. The New Production of Knowledge: The Dynamics of Science and Research in Contemporary Societies. SAGE Publications Ltd, London ; Thousand Oaks, Calif.

Giffinger, R., Kramar, H., 2012. Kleinstädte als Wachstumsmotoren ländlich-peripherer Regionen: Das Beispiel Waldviertel. disP – The Planning Review 48, 63–76. https://doi.org/10.1080/02513625.2012.721609

Gingrich, S., Krausmann, F., 2018. At the core of the socio-ecological transition: Agroecosystem energy fluxes in Austria 1830–2010. Science of The Total Environment 645, 119–129. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.074

Glatthorn, J., Feldmann, E., Pichler, V., Hauck, M., Leuschner, C., 2018. Biomass Stock and Productivity of Primeval and Production Beech Forests: Greater Canopy Structural Diversity Promotes Productivity. Ecosystems 21, 704–722. https://doi.org/10.1007/s10021-017-0179-z

Glatthorn, J., Pichler, V., Hauck, M., Leuschner, C., 2017. Effects of forest management on stand leaf area: Comparing beech production and primeval forests in Slovakia. Forest Ecology and Management 389, 76–85. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.12.025

Glatz, I., Allerberger, F., Fehr, F., Gratzer, G., Horvath, S.-M., Keller, L., Kreiner, H., Kromp-Kolb, H., Lang, R., Liedauer, S., Lindenthal, T., Passer, A., Payerhofer, U., Preiml, S., Schneeberger, A., Steinwender, D., Weidl, L.-M., Stötter, J., 2021. Den 17 Nachhaltigen Entwicklungszielen den Weg bereiten: UniNEtZ: der Weg von der Theorie in die Praxis. GAIA – Ecological Perspectives for Science and Society 30, 54–56. https://doi.org/10.14512/gaia.30.1.11

Gollmann, G., Mikschi, E., Wofram, G., Huemer, P., Reischütz, P., 2006. Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere, Grüne Reihe. BMLFUW, Wien.

Göttl, I., Penker, M., 2020. Institutions for collective gardening: A comparative analysis of 51 urban community gardens in anglophone and German-speaking countries. International Journal of the Commons 14, 30–43. https://doi.org/10.5334/ijc.961

Grab, H., Danforth, B., Poveda, K., Loeb, G., 2018. Landscape simplification reduces classical biological control and crop yield. Ecological Applications 28, 348–355. https://doi.org/10.1002/eap.1651

Grass, I., Batáry, P., Tscharntke, T., 2021. Combining land-sparing and land-sharing in European landscapes, in: Advances in Ecological Research 64, 251–303. https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2020.09.002

Gratzer, G., 2012. Urwälder in Mitteleuropa – die Reste der Wildnis. Silva fera 1, 16–29.

Gratzer, G., Muhar, A., Winiwarter, V., Lindenthal, T., Radinger-Peer, V., Melcher, A., 2019. The 2030 Agenda as a challenge to life sciences universities. GAIA – Ecological Perspectives for Science and Society 28, 100–105. https://doi.org/10.14512/gaia.28.2.7

Gruber, E., Franz, Y., 2020. What Can the Housing Market Teach Us? University Fieldtrips Identify Current Transitions in Vienna's Urban Development and Housing Market Policies. Mitteilungen der Österreichischen Geographischen Gesellschaft 1, 379–394. https://doi.org/10.1553/moegg161s379

Grüneis, H., Penker, M., Höferl, K.-M., Schermer, M., Scherhaufer, P., 2018. Why do we not pick the low-hanging fruit? Governing adaptation to climate change and resilience in Tyrolean mountain agriculture. Land Use Policy 79, 386–396. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.08.025

Gugerell, C., Penker, M., 2020. Change Agents' Perspectives on Spatial–Relational Proximities and Urban Food Niches. Sustainability 12, 2333. https://doi.org/10.3390/su12062333

Gugerell, K., Penker, M., Kieninger, P., 2019. What are participants of cow sharing arrangements actually sharing? A property rights analysis on cow sharing arrangements in the European Alps. Land Use Policy 87. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104039

Habel, J.C., Segerer, A., Ulrich, W., Torchyk, O., Weisser, W.W., Schmitt, T., 2016. Butterfly community shifts over two centuries. Conservation Biology 30, 754–762. https://doi.org/10.1111/cobi.12656

Haberl, H., Erb, K.-H., Krausmann, F., Bondeau, A., Lauk, C., Müller, C., Plutzar, C., Steinberger, J.K., 2011. Global bioenergy potentials from agricultural land in 2050: Sensitivity to climate change, diets and yields. Biomass and bioenergy 35, 4753–4769.

Haberl, H., Geissler, S., 2000. Cascade utilization of biomass: strategies for a more efficient use of a scarce resource. Ecological Engineering 16, 111–121. https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00059-8(00)00059-8

Haberl, H., Wiedenhofer, D., Virág, D., Kalt, G., Plank, B., Brockway, P., Fishman, T., Hausknost, D., Krausmann, F., Leon-Gruchalski, B., Mayer, A., Pichler, M., Schaffartzik, A., Sousa, T., Streeck, J., Creutzig, F., 2020. A systematic review of the evidence on decoupling of GDP, resource use and GHG emissions, part II: synthesizing the insights. Environmental Research Letters 15, 065003. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab842a

Haider, V., Essl, F., Zulka, K.P., Schindler, S., 2022. Achieving Transformative Change in Food Consumption in Austria: A Survey on Opportunities and Obstacles. Sustainability 14. https://doi.org/10.3390/su14148685

Halder, P., Prokop, P., Chang, C.-Y., Usak, M., Pietarinen, J., Havu-Nuutinen, S., Pelkonen, P., Cakir, M., 2012. International Survey on Bioenergy Knowledge, Perceptions, and Attitudes Among Young Citizens. BioEnergy Research 5, 247–261. https://doi.org/10.1007/s12155-011-9121-y

Hallegatte, S., Fay, M., Barbier, E., 2018. Poverty and Climate Change: introduction. Environment and Development Economics 23, 217–233.

Hallegatte, S., Rozenberg, J., 2017. Climate change through a poverty lens. Nature Climate Change 7, 250–256. https://doi.org/10.1038/nclimate3253

Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D., de Kroon, H., 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. PLOS ONE 12, e0185809. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809

Hametner, M., 2022. Economics without ecology: How the SDGs fail to align socioeconomic development with environmental sustain-

ability. Ecological Economics 199, 107490. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2022.107490

Hampl, N., Loock, M., 2013. Sustainable Development in Retailing: What is the Impact on Store Choice? Business Strategy and the Environment 22, 202–216. https://doi.org/10.1002/bse.1748

Harvey, M., Pilgrim, S., 2011. The new competition for land: Food, energy, and climate change. Food policy 36, S40–S51.

Hasegawa, T., Fujimori, S., Havlík, P., Valin, H., Bodirsky, B.L., Doelman, J.C., Fellmann, T., Kyle, P., Koopman, J.F.L., Lotze-Campen, H., Mason-D'Croz, D., Ochi, Y., Pérez Domínguez, I., Stehfest, E., Sulser, T.B., Tabeau, A., Takahashi, K., Takakura, J., van Meijl, H., van Zeist, W.-J., Wiebe, K., Witzke, P., 2018. Risk of increased food insecurity under stringent global climate change mitigation policy. Nature Climate Change 8, 699–703. https://doi.org/10.1038/s41558-018-0230-x

Hasegawa, T., Fujimori, S., Takahashi, K., Masui, T., 2015. Scenarios for the risk of hunger in the twenty-first century using Shared Socioeconomic Pathways. Environmental Research Letter 10, 014010. https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/1/014010

Haslmayr, H.-P., Baumgarten, A., Schwarz, M., Huber, S., Prokop, G., Sedy, K., Krammer, C., Murer, E., Pock, H., Rodlauer, C., Nadeem, I., Formayer, H., 2018. BEAT – Bodenbedarf für die Ernährungssicherung in Österreich. Erweiterte Zusammenfassung.

Haughton, G., 1997. Developing sustainable urban development models. Cities 14, 189–195. https://doi.org/10.1016/S0264-2751(97)00002-4

Havlík, P., Valin, H., Herrero, M., Obersteiner, M., Schmid, E., Rufino, M.C., Mosnier, A., Thornton, P.K., Böttcher, H., Conant, R.T., Frank, S., Fritz, S., Fuss, S., Kraxner, F., Notenbaert, A., 2014. Climate change mitigation through livestock system transitions. PNAS 111, 3709–3714. https://doi.org/10.1073/pnas.1308044111

Heinen, J.T., 2010. The Importance of a Social Science Research Agenda in the Management of Protected Natural Areas, with Selected Examples. The Botanical Review 76, 140–164. https://doi.org/10.1007/s12229-010-9043-y

Henry, R.C., Engström, K., Olin, S., Alexander, P., Arneth, A., Rounsevell, M.D.A., 2018. Food supply and bioenergy production within the global cropland planetary boundary. PLOS ONE 13, e0194695. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194695

Herwig, H., Wenterodt, T., 2011. Entropie für Ingenieure, Erfolgreich das Entropie-Konzept bei energietechnischen Fragestellungen anwenden. Vieweg + Tuebner Verlag, Wiesbaden.

Hickel, J., Kallis, G., 2020. Is green growth possible? New political economy 25, 469–486.

Hillringhaus, Peichl, 2010. Die Messung von Armut unter Berücksichtigung regional divergierender Lebenshaltungskosten und öffentlicher Leistungen. Discussion Paper des Forschungsinstituts zur Zukunft der Arbeit.

Hilmers, T., Friess, N., Bässler, C., Heurich, M., Brandl, R., Pretzsch, H., Seidl, R., Müller, J., 2018. Biodiversity along temperate forest succession. Journal of Applied Ecology 55, 2756–2766. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13238

Ho, D., Ngo, H., Guo, W., 2014. A mini review on renewable sources for biofuel. Bioresource technology 169. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.07.022

Hoberg, G., Peterson St-Laurent, G., Schittecatte, G., Dymond, C.C., 2016. Forest carbon mitigation policy: A policy gap analysis for British Columbia. Forest Policy and Economics 69, 73–82. https://doi.org/10.1016/j.forpol.2016.05.005

Hochrainer-Stigler, S., Balkovič, J., Silm, K., Timonina-Farkas, A., 2019. Large scale extreme risk assessment using copulas: an application to drought events under climate change for Austria. Computational Management Science 16, 651–669. https://doi.org/10.1007/s10287-018-0339-4

Hochrainer-Stigler, S., Linnerooth-Bayer, J., Lorant, A., 2017. The European Union Solidarity Fund: an assessment of its recent reforms. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 22, 547–563. https://doi.org/10.1007/s11027-015-9687-3

Holm-Muller, K., 2003. Bewertung nicht-marktfähiger Leistungen der Landwirtschaft – eine Herausforderung für die Forschung. German Journal of Agricultural Economics 52, 353–355.

Holzinger, W., Komposch, C., Malicky, H., Petutschnig, J., 2009. Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs: Flusskrebse, Köcherfliegen, Skorpione, Weberknechte, Zikaden, Grüne Reihe. BMLFUW, Wien.

Hoogwijk, M., Faaij, A., Eickhout, B., de Vries, B., Turkenburg, W., 2005. Potential of biomass energy out to 2100, for four IPCC SRES land-use scenarios. Biomass and Bioenergy 29, 225–257.

Horelli, L., Damyanovic, D., 2019. Evaluation of spatial development from the gender+ perspective: a methodological proposal, in: Zibell, B., Damyanovic, D., Sturm, U. (Eds.), Gendered Approaches to Spatial Development in Europe: Perspectives, Similarities, Differences. Routledge. https://doi.org/10.4324/9780429503818

Horvath, S.-M., Muhr, M.M., Kirchner, M., Toth, W., German, V., Hundscheid, L., Vacik, H., Scherz, M., Kreiner, H., Fehr, F., et al. 2022. Handling a complex agenda: A review and assessment of methods to analyse SDG entity interactions. Environ. Sci. Policy, 131, 160–176.

Hribar, C., Schultz, M., 2010. Understanding concentrated animal feeding operations and their impact on communities. Bowling Green, OH: National Association of Local Boards of Health. Retrieved February 18, 2013.

Hukari, S., Hermann, L., Nättorp, A., 2016. From wastewater to fertilisers – Technical overview and critical review of European legislation governing phosphorus recycling. Science of The Total Environment, Special Issue on Sustainable Phosphorus Taking stock: Phosphorus supply from natural and anthropogenic pools in the 21st Century 542, 1127–1135. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.064

Humpenöder, F., Popp, A., Bodirsky, B.L., Weindl, I., Biewald, A., Lotze-Campen, H., Dietrich, J.P., Klein, D., Kreidenweis, U., Müller, C., Rolinski, S., Stevanovic, M., 2018. Large-scale bioenergy production: how to resolve sustainability trade-offs? Environmental Research Letter 13, 024011. https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa9e3b

ICPDR, 2015. The Danube River Basin District Management Plan Update 2015. International Commission for the Protection of the Danube River, Vienna.

ICSU, A., 2017. Guide To SDG Interactions: From Science to implementation, DJ Griggs, M. Nilsson, A. Stevance, D. McCollum. International Council for Science, Paris.

IEA Bioenergy, 2020. Roles of bioenergy in energy system pathways towards a „well-below-2-degrees-Celsius (WB2)" worldWorkshop report and synthesis of presented studies.

IMF, 2023. World Economic Outlook Database [WWW Document]. International Monetary Fund. Normalfall exponentielles Wachstum? – ein internationaler Vergleich,

IMMA, 2020. IMMA: Inegrative Modellierung und Management aquatischer Ökosysteme [WWW Document]. https://boku.ac.at/wau/ihg/arbeitsgruppen/imma, Zugriff am 22.4.2023

Immerzeel, D.J., Verweij, P.A., van der Hilst, F., Faaij, A.P., 2014. Biodiversity impacts of bioenergy crop production: A state-of-the-art review. Gcb Bioenergy 6, 183–209.

International Science Council, 2021: Unleashing science: Delivering missions for sustainability, p. 49.

IPBES, 2020. Workshop Report on Biodiversity and Pandemics of the Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES secretariat, Bonn, Germany.

IPBES, 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. .

IPBES secretariat, Bonn, Germany. https://doi.org/10.5281/zenodo.3553579

IPBES, 2018. Summary for policymakers of the regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.

IPCC, 2022. Summary for Policymakers, in: Pörtner, H.-O., Roberts, D.C., Poloczanska, E.S., Mintenbeck, K., Tignor, M., Alegría, A., Craig, M., Langsdorf, S., Löschke, S., Möller, M., Okem, A., Rama, B. (Eds.), Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

IPCC, 2019. Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)]. In press.

IPCC, 2018. Summary for Policymakers. In: Global Warming of 1.5 deg C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5 deg C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. World Meteorological Organization.

IPCC, 2014. IPCC Fifth Assessment Synthesis Report. Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva: World Meteorological Organization.

Irauschek, F., Rammer, W., Lexer, M.J., 2017. Can current management maintain forest landscape multifunctionality in the Eastern Alps in Austria under climate change? Regional Environmental Change 17, 33–48. https://doi.org/10.1007/s10113-015-0908-9

IRENA, 2019. Global energy transformation: A roadmap to 2050 (2019 edition). International Renewable Energy Agency, Abu Dhabi.

ISC, 2021. Unleashing Science: Delivering Missions for Sustainability. International Science Council, Paris.

ITC, 2017. The State of Sustainable Markets 2017. International Trade Centre (ITC), International Institute for Sustainable Development (IISD), Research Institute of Organic Agriculture (FiBL), Geneva, Switzerland.

Jackson, T., 2009. Prosperity without growth? The transition to a sustainable economy. Sustainable Development Commission

Jackson, T., Victor, P.A., 2011. Productivity and work in the 'green economy'. Some theoretical reflections and empirical tests, Environmental Innovation and Societal Transitions, 1, 101–108.

Jacobson, M.Z., Delucchi, M. A., 2011. Providing all global energy with wind, water, and solar power, Part I: Technologies, energy resources, quantities and areas of infrastructure, and materials. Energy policy 39, 1154–1169.

Jalas, M., 2002. A time use perspective on the materials intensity of consumption. Ecological Economics 41, 109–123. https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00018-6

Jeffery, S., Gardi, C., 2010. Soil biodiversity under threat – A review. Acta Soc. Zool. Bohem. 74, 7–12.

Jepsen, M.R., Kuemmerle, T., Müller, D., Erb, K., Verburg, P.H., Haberl, H., Vesterager, J.P., Andrič, M., Antrop, M., Austrheim, G., Björn, I., Bondeau, A., Bürgi, M., Bryson, J., Caspar, G., Cassar, L.F., Conrad, E., Chromý, P., Daugirdas, V., Van Eetvelde, V., Elena-Rosselló, R., Gimmi, U., Izakovicova, Z., Jančák, V., Jansson, U., Kladnik, D., Kozak, J., Konkoly-Gyuró, E., Krausmann, F., Mander, Ü., McDonagh, J., Pärn, J., Niedertscheider, M., Nikodemus, O., Ostapowicz, K., Pérez-Soba, M., Pinto-Correia, T., Ribokas, G., Rounsevell, M., Schistou, D., Schmit, C., Terkenli, T.S., Tretvik, A.M., Trzepacz, P., Vadineanu, A., Walz, A., Zhllima, E., Reenberg, A., 2015. Transitions in European land-management regimes between 1800 and 2010. Land Use Policy 49, 53–64. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.07.003

Jering, A., Klatt, A., Seven, J., Ehlers, K., Günther, J., Ostermeier, A., Mönch, L., 2013. Globale Landflächen und Biomasse nachhaltig und ressourcenschonend nutzen. Berlin: Umweltbundesamt.

Jones, K.E., Patel, N.G., Levy, M. A., Storeygard, A., Balk, D., Gittleman, J.L., Daszak, P., 2008. Global trends in emerging infectious diseases. Nature 451, 990–993. https://doi.org/10.1038/nature06536

Junginger, H.M., Mai-Moulin, T., Daioglou, V., Fritsche, U., Guisson, R., Hennig, C., Thrän, D., Heinimö, J., Hess, J.R., Lamers, P., Li, C., Kwant, K., Olsson, O., Proskurina, S., Ranta, T., Schipfer, F., Wild, M., 2019. The future of biomass and bioenergy deployment and trade: a synthesis of 15 years IEA Bioenergy Task 40 on sustainable bioenergy trade. Biofuels, Bioproducts and Biorefining 13, 247–266. https://doi.org/10.1002/bbb.1993

Kallis, G., 2011. In defence of degrowth. Ecological economics 70, 873–880.

Kallis, G., Gómez-Baggethun, E., Zografos, C., 2013. To value or not to value? That is not the question. Ecological Economics 94, 97–105. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.07.002

Kaltenbrunner, R., Schnur, O., 2014. Kommodifizierung der Quartiersentwicklung. Zur Vermarktung neuer Wohnquartiere als Lifestyle-Produkte. Informationen zur Raumentwicklung 4, 373–382.

Karner, S., 2009. „ALMO": A bottom-up approach in agricultural innovation, in: Ethical Futures: Bioscience and Food Horizons. pp. 222–225. https://doi.org/10.3920/978-90-8686-673-1

Karvonen, A., van Heur, B., 2014. Urban Laboratories: Experiments in Reworking Cities: Introduction. The International Journal of Urban and Regional Research 38, 379–392. https://doi.org/10.1111/1468-2427.12075

Kaufmann, S., Hauck, M., Leuschner, C., 2017. Comparing the plant diversity of paired beech primeval and production forests: Management reduces cryptogam, but not vascular plant species richness. Forest Ecology and Management 400, 58–67. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.05.043

Keegan, D., Kretschmer, B., Elbersen, B., Panoutsou, C., 2013. Cascading use: A systematic approach to biomass beyond the energy sector. Biofuels, Bioproducts and Biorefining 7, 193–206.

Keesing, F., Belden, L.K., Daszak, P., Dobson, A., Harvell, C.D., Holt, R.D., Hudson, P., Jolles, A., Jones, K.E., Mitchell, C.E., Myers, S.S., Bogich, T., Ostfeld, R.S., 2010. Impacts of biodiversity on the emergence and transmission of infectious diseases. Nature 468, 647–652. https://doi.org/10.1038/nature09575

Keesing, F., Ostfeld, R.S., 2021. Impacts of biodiversity and biodiversity loss on zoonotic diseases. PNAS 118, e2023540118. https://doi.org/10.1073/pnas.2023540118

Keesing, F., Ostfeld, R.S., 2015. Is biodiversity good for your health? Science 349, 235–236. https://doi.org/10.1126/science.aac7892

Keller, R.P., Geist, J., Jeschke, J.M., Kühn, I., 2011. Invasive species in Europe: ecology, status, and policy. Environmental Sciences Europe 23, 23. https://doi.org/10.1186/2190-4715-23-23

Kew, R.B.G., 2016. The state of the world's plants report–2016. Royal Botanic Gardens, Kew 80.

Khomenko, S., Nieuwenhuijsen, M., Ambròs, A., Wegener, S., Mueller, N., 2020. Is a liveable city a healthy city? Health impacts of urban and transport planning in Vienna, Austria. Environmental Research 183, 109238. https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109238

Kirchner, M., Schmidt, J., Kindermann, G., Kulmer, V., Mitter, H., Prettenthaler, F., Rüdisser, J., Schauppenlehner, T., Schönhart, M., Strauss, F., Tappeiner, U., Tasser, E., Schmid, E., 2015. Ecosystem services and economic development in Austrian agricultural landscapes – The impact of policy and climate change scenarios

on trade-offs and synergies. Ecological Economics 109, 161–174. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.11.005

Kirchner, M., Schönhart, M., Schmid, E., 2016. Spatial impacts of the CAP post-2013 and climate change scenarios on agricultural intensification and environment in Austria. Ecological Economics 123, 35–56. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.12.009

Kirchweger, S., Clough, Y., Kapfer, M., Steffan-Dewenter, I., Kantelhardt, J., 2020. Do improved pollination services outweigh farm-economic disadvantages of working in small-structured agricultural landscapes? – Development and application of a bio-economic model. Ecological Economics 169, 106535. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106535

Klepper, G., Thrän, D., 2019. Biomasse im Spannungsfeld zwischen Energie- und Klimapolitik., Schriftenreihe Energiesysteme der Zukunft. Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina acatech – Deutsche Akademie der Technikwissenschaften Union der deutschen Akademien der Wissenschaften, München.

Kletzan-Slamanig, D., Köppl, A., 2016. Subventionen und Steuern mit Umweltrelevanz in den Bereichen Energie und Verkehr, WIFO Studies. WIFO.

Klingenberg, E., Leuschner, C., 2018. A belowground perspective of temperate old-growth forests: Fine root system structure in beech primeval and production forests. Forest Ecology and Management 425, 68–74. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.05.035

Klingholz, R., Slupina, M., 2017. Was tun, wenn das Wachstum schwindet? Warum auf Staat, Bürger und Wirtschaft eine neue Normalität zukommen könnte. Berlin-Institut für Bevölkerung und Entwicklung, Berlin.

Klinglmair, A., Bliem, M.G., 2014. Die Erschließung vorhandener Wasserkraftpotenziale in Österreich im Spannungsfeld von Energiepolitik und ökologischen Schutzzielen. Zeitschrift für Energiewirtschaft 38, 13–26.

Knickel, K., Redman, M., Darnhofer, I., Ashkenazy, A., Chebach, T., Šūmane, S., Tĩsenkopfs, T., Zemeckis, R., Atkočiūnienė, V., Rivera, M., Strauss, A., Kristensen, L., Schiller, S., Koopmans, M., Rogge, E., 2017. Between aspirations and reality: Making farming, food systems and rural areas more resilient, sustainable and equitable. https://doi.org/10.1016/J.JRURSTUD.2017.04.012

Knickel, K., van der Ploeg, J.D., Renting, H., 2004. Multifunktionalität der Landwirtschaft und des ländlichen Raumes: Welche Funktionen sind eigentlich gemeint und wie sind deren Einkommens- und Beschäftigungspotenziale einzuschätzen? Proceedings „Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues eV“ 39, 75–83.

Knight, K.W., Rosa, E.A., Schor, J.B., 2013. Could working less reduce pressures on the environment? A cross-national panel analysis of OECD countries, 1970–2007. Global Environmental Change 23, 691–700. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.02.017

Knudsen, M.T., Dorca-Preda, T., Djomo, S.N., Peña, N., Padel, S., Smith, L.G., Zollitsch, W., Hörtenhuber, S., Hermansen, J.E., 2019. The importance of including soil carbon changes, ecotoxicity and biodiversity impacts in environmental life cycle assessments of organic and conventional milk in Western Europe. Journal of Cleaner Production 215, 433–443. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.273

Koceva, M.M., Brandmüller, T., Lupu, I., Önnerfors, Å., Corselli-Nordblad, L., Coyette, C., Johansson, A., Strandell, H., Wolff, P., Europäische Kommission (Eds.), 2016. Urban Europe: statistics on cities, towns and suburbs, 2016 edition. ed, Statistical books / Eurostat. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

Koch, A., 2020. Stadtökologie statt Ökologie. sub\urban. zeitschrift für kritische stadtforschung 8, 167–176. https://doi.org/10.36900/suburban.v8i1/2.564

Kopatz, M., 2017. Ökoroutine als politisches Konzept. politische ökologie Band 148.

Körfgen, A., Förster, K., Glatz, I., Maier, S., Becsi, B., Meyer, A., Kromp-Kolb, H., Stötter, J., 2018. It's a Hit! Mapping Austrian Research Contributions to the Sustainable Development Goals. Sustainability 10, 3295. https://doi.org/10.3390/su10093295

Kornberger, M., Meyer, R.E., Brandtner, C., Höllerer, M. A., 2017. When Bureaucracy Meets the Crowd: Studying „Open Government“ in the Vienna City Administration. Organization Studies 38, 179–200. https://doi.org/10.1177/0170840616655496

Kortmann, M., Müller, J.C., Baier, R., Bässler, C., Buse, J., Cholewińska, O., Förschler, M.I., Georgiev, K.B., Hilszczański, J., Jaroszewicz, B., Jaworski, T., Kaufmann, S., Kuijper, D., Lorz, J., Lotz, A., Łubek, A., Mayer, M., Mayerhofer, S., Meyer, S., Morinière, J., Popa, F., Reith, H., Roth, N., Seibold, S., Seidl, R., Stengel, E., Wolski, G.J., Thorn, S., 2021. Ecology versus society: Impacts of bark beetle infestations on biodiversity and restorativeness in protected areas of Central Europe. Biological Conservation 254, 108931. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108931

Kostetckaia, M., Hametner, M., 2022. How Sustainable Development Goals interlinkages influence European Union countries' progress towards the 2030 Agenda. Sustainable Development 30, 916–926. https://doi.org/10.1002/sd.2290

Kranzl, L., Müller, A., Matzenberger, J., Bayr, M., 2012. LowEx – Das Konzept der Exergie in energieökonomischen Analysen. Berichte aus Energie- und Umweltforschung. Wien: Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie BMVIT.

Kratz, S., Schick, J., Schnug, E., 2016. Trace elements in rock phosphates and P containing mineral and organo-mineral fertilizers sold in Germany. Science of The Total Environment, Special Issue on Sustainable Phosphorus Taking stock: Phosphorus supply from natural and anthropogenic pools in the 21st Century 542, 1013–1019. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.046

Krausmann, F., Gingrich, S., Eisenmenger, N., Erb, K.-H., Haberl, H., Fischer-Kowalski, M., 2009. Growth in global materials use, GDP and population during the 20th century. Ecological economics 68, 2696–2705.

Krausmann, F., Haberl, H., Schulz, N.B., Erb, K.-H., Darge, E., Gaube, V., 2003. Land-use change and socio-economic metabolism in Austria – Part I: driving forces of land-use change: 1950–1995. Land Use Policy 20, 1–20. https://doi.org/10.1016/S0264-8377(02)00048-0

Kroll, C., Warchold, A., Pradhan, P., 2019. Sustainable Development Goals (SDGs): Are we successful in turning trade-offs into synergies? Palgrave Communications 5, 140. https://doi.org/10.1057/s41599-019-0335-5

Kuhnert, J., Leps, O., 2017. Die Wohnungsgemeinnützigkeit in Österreich., in: Neue Wohnungsgemeinnützigkeit. Springer VS, pp. 179–186.

Kurze, S., Heinken, T., Fartmann, T., 2018. Nitrogen enrichment in host plants increases the mortality of common Lepidoptera species. Oecologia 188, 1227–1237. https://doi.org/10.1007/s00442-018-4266-4

Lampert, C., Reisinger, H., Zethner, G., 2014. Bioabfallstrategie. Umweltbundesamt GmbH, Wien.

Landis, D.A., 2017. Designing agricultural landscapes for biodiversity-based ecosystem services. Basic and Applied Ecology 18, 1–12.

Lathuillière, M.J., Johnson, M.S., Galford, G.L., Couto, E. G., 2014. Environmental footprints show China and Europe's evolving resource appropriation for soybean production in Mato Grosso, Brazil. Environmental Research Letter 9, 074001. https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/7/074001

Le Blanc, D., 2015. Towards integration at last? The sustainable development goals as a network of targets. Sustainable Development 23, 176–187.

Leber, N., Kunzmann, K.R., 2006. Entwicklungsperspektiven ländlicher Räume in Zeiten des Metropolenfiebers. disP – The Planning Review 42, 58–70. https://doi.org/10.1080/02513625.2006.10556963

Lees, A.C., Attwood, S., Barlow, J., Phalan, B., 2020. Biodiversity scientists must fight the creeping rise of extinction denial. Nature Ecology & Evolution 4, 1440–1443. https://doi.org/10.1038/s41559-020-01285-z

Lehnert, L.W., Bässler, C., Brandl, R., Burton, P.J., Müller, J., 2013. Conservation value of forests attacked by bark beetles: Highest number of indicator species is found in early successional stages. Journal for Nature Conservation 21, 97–104. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2012.11.003

Leip, A., Billen, G., Garnier, J., Grizzetti, B., Lassaletta, L., Reis, S., Simpson, D., Sutton, M. A., Vries, W. de, Weiss, F., Westhoek, H., 2015. Impacts of European livestock production: nitrogen, sulphur, phosphorus and greenhouse gas emissions, land-use, water eutrophication and biodiversity. Environmental Research Letter 10, 115004. https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/11/115004

Lemke, B., Kjellstrom, T., 2012. Calculating Workplace WBGT from Meteorological Data: A Tool for Climate Change Assessment. Industrial Health 50, 267–278. https://doi.org/10.2486/indhealth.MS1352

Leonhardt, H., Penker, M., Salhofer, K., 2019. Do farmers care about rented land? A multi-method study on land tenure and soil conservation. Land Use Policy 82, 228–239. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.12.006

Lewandowsky, S., Oreskes, N., Risbey, J.S., Newell, B.R., Smithson, M., 2015. Seepage: Climate change denial and its effect on the scientific community. Global Environmental Change 33, 1–13. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.02.013

LFI, 2016. Situation der Bäuerinnen in Österreich 2016. Arbeitsgemeinschaft Österreichische Bäuerinnen in der Landwirtschaftskammer Österreich, Wien.

Lindenmayer, D.B., Noss, R.F., 2006. Salvage Logging, Ecosystem Processes, and Biodiversity Conservation: Overview of Salvage Logging. Conservation Biology 20, 949–958. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00497.x

Lindner, M., Bachhiesl, U., Stigler, H., 2014. Das Exergiekonzept als Analysemethode am Beispiel Deutschlands. Presented at the Proceedings of the 13th Symposium Energieinnovation, Graz, Austria, pp. 12–14.

Lintschnig, M., Kabas, T., Schinko, T., Bednar-Friedl, B., 2019. Community level Climate Risk Management case study – a role-play simulation, RESPECT Working Paper. University of Graz; IIASA.

Loehr, D., 2010. External Costs as Driving Forces of Land Use Changes. Sustainability 2, 1035–1054. https://doi.org/10.3390/su2041035

Lozano, F.J., Lozano, R., 2018. Assessing the potential sustainability benefits of agricultural residues: Biomass conversion to syngas for energy generation or to chemicals production. Journal of cleaner production 172, 4162–4169.

Ludwiczek, N., 2017. Biokraftstoffe und Landkonkurrenz. Springer.

Lusseau, D., Mancini, F., 2019. Income-based variation in Sustainable Development Goal interaction networks. Nature Sustainability 2, 242–247. https://doi.org/10.1038/s41893-019-0231-4

Lyytimäki, J., Lonkila, K.-M., Furman, E., Korhonen-Kurki, K., Lähteenoja, S., 2020. Untangling the interactions of sustainability targets: synergies and trade-offs in the Northern European context. Environment, Development and Sustainability 23 (2021): 3458–3473.

Mallinger, R.E., Gratton, C., 2015. Species richness of wild bees, but not the use of managed honeybees, increases fruit set of a pollinator-dependent crop. Journal of Applied Ecology 52, 323–330. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12377

Mamilla, J.L., Novak, U., Grilc, M., Likozar, B., 2019. Natural deep eutectic solvents (DES) for fractionation of waste lignocellulosic biomass and its cascade conversion to value-added bio-based chemicals. Biomass and bioenergy 120, 417–425.

Manning, P., Taylor, G., E. Hanley, M., 2015. Bioenergy, Food Production and Biodiversity – An Unlikely Alliance? GCB Bioenergy 7, 570–576. https://doi.org/10.1111/gcbb.12173

Marques, A., Martins, I. S., Kastner, T., Plutzar, C., Theurl, M.C., Eisenmenger, N., Huijbregts, M.A.J., Wood, R., Stadler, K., Bruckner, M., Canelas, J., Hilbers, J.P., Tukker, A., Erb, K., Pereira, H.M., 2019. Increasing impacts of land use on biodiversity and carbon sequestration driven by population and economic growth. Nature Ecology & Evolution 3, 628–637. https://doi.org/10.1038/s41559-019-0824-3

Martin, E.A., Dainese, M., Clough, Y., Báldi, A., Bommarco, R., Gagic, V., Garratt, M.P.D., Holzschuh, A., Kleijn, D., Kovács-Hostyánszki, A., Marini, L., Potts, S.G., Smith, H.G., Hassan, D.A., Albrecht, M., Andersson, G.K.S., Asís, J.D., Aviron, S., Balzan, M.V., Baños-Picón, L., Bartomeus, I., Batáry, P., Burel, F., Caballero-López, B., Concepción, E.D., Coudrain, V., Dänhardt, J., Diaz, M., Diekötter, T., Dormann, C.F., Duflot, R., Entling, M.H., Farwig, N., Fischer, C., Frank, T., Garibaldi, L.A., Hermann, J., Herzog, F., Inclán, D., Jacot, K., Jauker, F., Jeanneret, P., Kaiser, M., Krauss, J., Féon, V.L., Marshall, J., Moonen, A.-C., Moreno, G., Riedinger, V., Rundlöf, M., Rusch, A., Scheper, J., Schneider, G., Schüepp, C., Stutz, S., Sutter, L., Tamburini, G., Thies, C., Tormos, J., Tscharntke, T., Tschumi, M., Uzman, D., Wagner, C., Zubair-Anjum, M., Steffan-Dewenter, I., 2019. The interplay of landscape composition and configuration: new pathways to manage functional biodiversity and agroecosystem services across Europe. Ecology Letters 22, 1083–1094. https://doi.org/10.1111/ele.13265

Maurer, L., Schenkenfelder, J., Winckler, C., 2021. Resource, Collaborator, or Individual Cow? Applying Q Methodology to Investigate Austrian Farmers' Viewpoints on Motivational Aspects of Improving Animal Welfare. Frontiers in Veterinary Science 7, 607925. https://doi.org/10.3389/fvets.2020.607925

Mayrhofer, R., 2018. Co-Creating community gardens on untapped terrain – lessons from a transdisciplinary planning and participation process in the context of municipal housing in Vienna. Local Environment 23, 1207–1224. https://doi.org/10.1080/13549839.2018.1541345

McKenzie, F.C., Williams, J., 2015. Sustainable food production: constraints, challenges and choices by 2050. Food Security 7, 221–233. https://doi.org/10.1007/s12571-015-0441-1

Meadows, D.H., Meadows, D.L., Randers, J., Behrens, W.W., 1972. The limits to growth. New York, Universe. 102, 27.

Meyer, A.L.S., Bentley, J., Odoulami, R.C., Pigot, A.L., Trisos, C.H., 2022. Risks to biodiversity from temperature overshoot pathways. Philosophical Transactions of the Royal Society B 377, 20210394. https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0394

Meyer, D.S., Tarrow, S.G. (Eds.), 1998. The social movement society: contentious politics for a new century, People, passions, and power. Rowman & Littlefield Publishers, Lanham.

Meyer, I., Hama, M., Jandl, R., Leitner, M., Keuschnig, M., Anders, I., Fritz, O., Berthold, H., Eder, B., 2019. Co-creating a desirable and resilient future for Lienz, Austria – a local case study in socio-economic scenario development. Regional Environmental Change 19, 1059–1071. https://doi.org/10.1007/s10113-018-1439-y

Meyer, T., 2014. Sozialer Wandel. Wörterbuch der Soziologie.

Milestad, R., Bartel-Kratochvil, R., Leitner, H., Axmann, P., 2010. Being close: The quality of social relationships in a local organic cereal and bread network in Lower Austria. Journal of Rural Studies 26, 228–240. https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2010.01.004

Millenium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington D.C.

Millet, O.C.M., 2020. Remote Environmental Responsibility: the biodiversity footprint caused by the production of Brazilian soybean for Austria.

Millinger, M., Tafarte, P., Dotzauer, M., Oehmichen, K., Kanngießer, A., Meyer, B., Anna, G., Anne, H., 2017. BalanceE – Synergien.

Wechselwirkungen und Konkurrenzen beim Ausgleich fluktuierender erneuerbarer Energien im Stromsektor durch erneuerbare Optionen: Endbericht.

Miola, A., Borchardt, S., Neher, F., Buscaglia, D., 2019. Interlinkages and policy coherence for the Sustainable Development Goals implementation: An operational method to identify trade-offs and co-benefits in a systemic way. Joint Research Centre (JRC), Luxembourg.

Mitter, H., Heumesser, C., Schmid, E., 2015a. Spatial modeling of robust crop production portfolios to assess agricultural vulnerability and adaptation to climate change. Land Use Policy 46, 75–90. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.01.010

Mitter, H., Larcher, M., Schönhart, M., Stöttinger, M., Schmid, E., 2019. Exploring Farmers' Climate Change Perceptions and Adaptation Intentions: Empirical Evidence from Austria. Environmental Management 63, 804–821. https://doi.org/10.1007/s00267-019-01158-7

Mitter, H., Schönhart, M., Meyer, I., Mechtler, K., Schmid, E., Sinabell, F., Bachner, G., Bednar-Friedl, B., 2015b. Agriculture, in: Steininger, K.W., König, M., Bednar-Friedl, B., Kranzl, L., Loibl, W., Prettenthaler, F. (Eds.), Economic Evaluation of Climate Change Impacts, Springer Climate. Springer International Publishing, Cham.

Mohammed, A.J., Ghebreyesus, T.A., 2018. Healthy living, well-being and the sustainable development goals, Bulletin of the World Health Organization 96(9), 590–590A.

Molina, M.G.D., Lopez-Garcia, D., 2021. Principles for designing Agroecology-based Local (territorial) Agri-food Systems: a critical revision. Agroecology and Sustainable Food Systems, 45(7), 1050–1082.

Mueller, S.A., Anderson, J.E., Wallington, T.J., 2011. Impact of biofuel production and other supply and demand factors on food price increases in 2008. Biomass and Bioenergy 35, 1623–1632. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.01.030

Muñoz, P., Zwick, S., Mirzabaev, A., 2020. The impact of urbanization on Austria's carbon footprint. Journal of Cleaner Production 263, 121326. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121326

Müther, A.M., Waltersbacher, M., 2014. Wie Wohnungsmärkte und Wohnungspolitik den Wandel von Quartieren beeinflussen. Informationen zur Raumentwicklung 4, 333–348.

Myllyviita, T., Holma, A., Antikainen, R., Lähtinen, K., Leskinen, P., 2012. Assessing environmental impacts of biomass production chains – application of life cycle assessment (LCA) and multi-criteria decision analysis (MCDA). Journal of cleaner production 29, 238–245.

Nelson, J.A., 2016. Husbandry: a (feminist) reclamation of masculine responsibility for care. Cambridge Journal of Economics 40, 1–15.

Nesme, T., Withers, P.J.A., 2016. Sustainable strategies towards a phosphorus circular economy. Nutrient Cycling in Agroecosystems 104, 259–264. https://doi.org/10.1007/s10705-016-9774-1

Netherer, S., Panassiti, B., Pennerstorfer, J., Matthews, B., 2019. Acute Drought Is an Important Driver of Bark Beetle Infestation in Austrian Norway Spruce Stands. Frontiers in Forest and Global Change 2, 39. https://doi.org/10.3389/ffgc.2019.00039

Netherer, S., Schopf, A., 2010. Potential effects of climate change on insect herbivores in European forests – General aspects and the pine processionary moth as specific example. Forest Ecology and Management 259, 831–838. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.07.034

Nicklfeld, H. (Ed.), 1999. Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs, 2. Auflage, Grüne Reihe des Bundesministeriums für Jugend, Umwelt und Familie.

Niedermayr, A., Schaller, L., Mariel, P., Kieninger, P., Kantelhardt, J., 2018. Heterogeneous Preferences for Public Goods Provided by Agriculture in a Region of Intensive Agricultural Production: The Case of the Marchfeld. Sustainability 10, 2061. https://doi.org/10.3390/su10062061

Niedrist, G., Tasser, E., Lüth, C., Dalla Via, J., Tappeiner, U., 2008. Plant diversity declines with recent land use changes in European Alps. Plant Ecology 202, 195. https://doi.org/10.1007/s11258-008-9487-x

Niestroy, I., Hege, E., Dirth, E., Zondervan, R., 2020. Europe's approach to implementing the Sustainable Development Goals., in: Governance for Sustainable Development Volume 4: Challenges and Opportunities for Implementing the 2030 Agenda for Sustainable Development. Friends of Governance for Sustainable Development., London.

Nilsson, M., Chisholm, E., Griggs, D., Howden-Chapman, P., McCollum, D., Messerli, P., Neumann, B., Stevance, A.-S., Visbeck, M., Stafford-Smith, M., 2018. Mapping interactions between the sustainable development goals: lessons learned and ways forward. Sustainability Science 13, 1489–1503. https://doi.org/10.1007/s11625-018-0604-z

Nilsson, M., Griggs, D., Visbeck, M., 2016. Policy: map the interactions between Sustainable Development Goals. Nature News 534(7607), 320–322.

Nørgård, J.S., 2013. Happy degrowth through more amateur economy. Journal of Cleaner Production 38, 61–70. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.12.006

Nziguheba, G., Smolders, E., 2008. Inputs of trace elements in agricultural soils via phosphate fertilizers in European countries. Science of The Total Environment 390, 53–57. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.09.031

OECD, 2020. How's Life? Measuring Well-being.

OECD, 2019. Measuring Distance to the SDG Targets 2019. An Assessment of Where OECD Countries Stand. OCED, Paris. https://doi.org/10.1787/a8caf3fa-en

OECD-FAO, 2008. Bioenergy, food security and sustainability. Towards a new international framework.

OECD/IEA, 2017. Technology Roadmap. Delivering Sustainable Bioenergy.

Oedl-Wieser, T., 2015. Gender equality: a core dimension in Rural Development Programmes in Austria? Gender, Place and Culture 22, 685–699. https://doi.org/10.1080/0966369X.2013.879103

Oedl-Wieser, T., Fischer, Michael, M., Dax, T., 2018. Bevölkerungsrückgang in ländlichen Regionen Österreichs: Lebensphasen- und geschlechterspezifische Wanderungsbewegungen vor dem Hintergrund von Motiven und Lebensqualität. Austrian Journal of Agricultural Economics and Rural Studies 27, 151–159.

Oedl-Wieser, T., Hausegger-Nestelberger, K., Dax, T., Bauchinger, L., 2020. Formal and Informal Governance Arrangements to Boost Sustainable and Inclusive Rural-Urban Synergies: An Analysis of the Metropolitan Area of Styria. Sustainability 12, 10637. https://doi.org/10.3390/su122410637

OHCHR, 2014. The Right to Adequate Housing. Fact Sheet 21.

Olesen, J.E., Bindi, M., 2002. Consequences of climate change for European agricultural productivity, land use and policy. European Journal of Agronomy 16, 239–262. https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00004-7

O'Neill, D.W., Fanning, A.L., Lamb, W.F., Steinberger, J.K., 2018. A good life for all within planetary boundaries. Nature sustainability 1, 88–95.

Ostfeld, R.S., Keesing, F., 2012. Effects of Host Diversity on Infectious Disease. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 43, 157–182. https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102710-145022

Ostfeld, R.S., Keesing, F., 2000. Biodiversity and Disease Risk: the Case of Lyme Disease. Conservation Biology 14, 722–728. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99014.x

Otero, I., Farrell, K.N., Pueyo, S., Kallis, G., Kehoe, L., Haberl, H., Plutzar, C., Hobson, P., García-Márquez, J., Rodríguez-Labajos, B.,

Martin, J., Erb, K., Schindler, S., Nielsen, J., Skorin, T., Settele, J., Essl, F., Gómez-Baggethun, E., Brotons, L., Rabitsch, W., Schneider, F., Pe'er, G., 2020. Biodiversity policy beyond economic growth. Conservation Letters 13. https://doi.org/10.1111/conl.12713

Overhoff, G., Keller, T., 2015. „Ökologische optimierte Wasserkraft" – Innovationsvorhaben in Bayern. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft 67, 292–298.

Paillet, Y., Bergès, L., Hjältén, J., Ódor, P., Avon, C., Bernhardt-Römermann, M., Bijlsma, R.-J., De Bruyn, L., Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., Mészáros, I., Sebastià, M.-T., Schmidt, W., Standovár, T., Tóthmérész, B., Uotila, A., Valladares, F., Vellak, K., Virtanen, R., 2010. Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests: Meta-Analysis of Species Richness in Europe. Conservation Biology 24, 101–112. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01399.x

Parrique, T., Barth, J., Briens, F., Kerschner, C., Kraus-Polk, A., Kuokkanen, A., Spangenberg, J., 2019. Decoupling debunked. Evidence and arguments against green growth as a sole strategy for sustainability. A study edited by the European Environment Bureau EEB.

Pascher, K., Hainz-Renetzeder, C., Sachslehner, L., Frank, T., Pachinger, B., 2020. Erfassung der Biodiversität in österreichischen Ackerbaugebieten anhand der Indikatoren Landschaftsstruktur, Gefäßpflanzen, Heuschrecken, Tagfalter und Wildbienen – 2. Erhebungsdurchgang. (Studie im Auftrag der Bundesministerien für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus (BMLRT) sowie für Arbeit, Soziales, Gesundheit und Konsumentenschutz (BMASGK), Endbericht des Forschungsprojekts GZ BMLFUW-LE.1.3.2/0067-PR/8/2016, Institut für Integrative Naturschutzforschung, Wien.

Pascher, K., Moser, D., Dullinger, S., Sachslehner, L., Gros, P., Sauberer, N., Traxler, A., Grabherr, G., Frank, T., 2011. Setup, efforts and practical experiences of a monitoring program for genetically modified plants – an Austrian case study for oilseed rape and maize. Environ Sci Eur 23, 12. https://doi.org/10.1186/2190-4715-23-12

Payne, R.J., Dise, N.B., Field, C.D., Dore, A.J., Caporn, S.J., Stevens, C.J., 2017. Nitrogen deposition and plant biodiversity: past, present, and future. Frontiers in Ecology and the Environment 15, 431–436. https://doi.org/10.1002/fee.1528

Pedercini, M., Arquitt, S., Collste, D., Herren, H., 2019. Harvesting synergy from sustainable development goal interactions. PNAS U.S.A. 116, 23021–23028. https://doi.org/10.1073/pnas.1817276116

Pe'er, G., Zinngrebe, Y., Moreira, F., Sirami, C., Schindler, S., Müller, R., Bontzorlos, V., Clough, D., Bezák, P., Bonn, A., Hansjürgens, B., Lomba, A., Möckel, S., Passoni, G., Schleyer, C., Schmidt, J., Lakner, S., 2019. A greener path for the EU Common Agricultural Policy. Science 365, 449–451. https://doi.org/10.1126/science.aax3146

Pham-Truffert, M., Metz, F., Fischer, M., Rueff, H., Messerli, P., 2020. Interactions among Sustainable Development Goals: Knowledge for identifying multipliers and virtuous cycles. Sustainable development 28, 1236–1250.

Pichler, P.-P., Zwickel, T., Chavez, A., Kretschmer, T., Seddon, J., Weisz, H., 2017. Reducing Urban Greenhouse Gas Footprints. Scientific Reports 7, 14659. https://doi.org/10.1038/s41598-017-15303-x

Plieninger, T., Kohsaka, R., Bieling, C., Hashimoto, S., Kamiyama, C., Kizos, T., Penker, M., Kieninger, P., Shaw, B.J., Sioen, G.B., Yoshida, Y., Saito, O., 2018. Fostering biocultural diversity in landscapes through place-based food networks: a „solution scan" of European and Japanese models. Sustainability Science 13, 219–233. https://doi.org/10.1007/s11625-017-0455-z

POLFREE, 2015. Report about integrated scenario intepretation GINFORS / LPJmL results (Projektbericht No. D3.7a).

Pongratz, J., Reick, C., Raddatz, T., Claussen, M., 2008. A reconstruction of global agricultural areas and land cover for the last millennium. Global Biogeochemical Cycles 22. https://doi.org/10.1029/2007GB003153

Pöyry (2008) Wasserkraftpotentialstudie Österreich. Verband der Elektrizitätsunternehmen Österreichs (VEÖ), Wien

Pradhan, P., Costa, L., Rybski, D., Lucht, W., Kropp, J.P., 2017. A Systematic Study of Sustainable Development Goal (SDG) Interactions. Earth's Future 5, 1169–1179. https://doi.org/10.1002/2017ef000632

Prieler, M., Lindorfer, J., Steinmüller, H., 2019. Life-cycle assessment of green biorefinery process options. Biofuels, Bioproducts and Biorefining 13, 1391–1401.

Pries, L., Shinozaki, K., 2015. Neue Migrationsdynamiken und Folgerungen für gewerkschaftliche Politiken. WSI-Mitteilungen 68(5), 374–382.

Pröbstl-Haider, U., Mostegl, N.M., Kelemen-Finan, J., Haider, W., Formayer, H., Kantelhardt, J., Moser, T., Kapfer, M., Trenholm, R., 2016. Farmers' Preferences for Future Agricultural Land Use Under the Consideration of Climate Change. Environmental Management 58, 446–464. https://doi.org/10.1007/s00267-016-0720-4

Pülzl, H., Wydra, D., Hogl, K., 2018. Piecemeal Integration: Explaining and Understanding 60 Years of European Union Forest Policy-Making. Forests 9. https://doi.org/10.3390/f9110719

Purvis, A., Molnár, Z., Obura, D., Ichii, K., Willis, K., Chettri, Nakul, Dulloo, Mohammad, Hendry, Andrew, Gabrielyan, Bardukh, Gutt, Julian, Jacob, Ute, Keskin, Emre, Niamir, Aidin, Öztürk, Bayram, Salimov, Rashad, Jaureguiberry, Pedro, 2019. Chapter 2.2 Status and Trends – Nature, in: Brondízio, E.S., Díaz, S., Settele, J., Ngo, H.T. (Eds.), Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES secretariat, Bonn, Deutschland. https://doi.org/10.5281/ZENODO.3832005

Pyšek, P., Hulme, P.E., Simberloff, D., Bacher, S., Blackburn, T.M., Carlton, J.T., Dawson, W., Essl, F., Foxcroft, L.C., Genovesi, P., Jeschke, J.M., Kühn, I., Liebhold, A.M., Mandrak, N.E., Meyerson, L.A., Pauchard, A., Pergl, J., Roy, H.E., Seebens, H., Kleunen, M., Vilà, M., Wingfield, M.J., Richardson, D.M., 2020. Scientists' warning on invasive alien species. Biological Review 95, 1511–1534. https://doi.org/10.1111/brv.12627

Qasemi, M., Afsharnia, M., Farhang, M., Bakhshizadeh, A., Allahdadi, M., Zarei, A., 2018. Health risk assessment of nitrate exposure in groundwater of rural areas of Gonabad and Bajestan, Iran. Environmental Earth Sciences 77, 551. https://doi.org/10.1007/s12665-018-7732-8

Rabitsch, W., Zulka, K.P., Götzl, M., 2020. Insekten in Österreich: Artenzahlen, Status, Trends, Bedeutung und Gefährdung (No. Reports, Band 0739). Umweltbundesamt, Vienna, Austria.

Ramankutty, N., Foley, J.A., 1999. Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992. Global Biogeochemical Cycles 13, 997–1027. https://doi.org/10.1029/1999GB900046

Randolph, S.E., Dobson, A.D.M., 2012. Pangloss revisited: a critique of the dilution effect and the biodiversity-buffers-disease paradigm. Parasitology 139, 847–863. https://doi.org/10.1017/S0031182012000200

Rebhandl, N., 2020. Resilienz im Kontext der Lebens- und Arbeitswelt von Bäuerinnen und Bauern. Zeitschrift für Psychodrama und Soziometrie 19, 77–84. https://doi.org/10.1007/s11620-020-00529-1

Rechnungshof, 2018. Bericht des Rechnungshofes, Nachhaltige Entwicklungsziele der Vereinten Nationen, Umsetzung der Agenda 2030in Österreich (No. BUDN 2018/34).

Rechnungshof, 2015. Bericht des Rechnungshofes. Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie im Bereich Grundwasser im Weinviertel. Rechnungshof, Wien.

Reinhardt, S., 2019. Fridays For Future – Moral und Politik gehören zusammen. GWP – Gesellschaft. Wirtschaft. Politik 68(2), 159–162. https://doi.org/10.3224/gwp.v68i2.01

Requejo-Castro, D., Giné-Garriga, R., Pérez-Foguet, A., 2020. Data-driven Bayesian network modelling to explore the relationships

between SDG 6 and the 2030 Agenda. Science of The Total Environment 710, 136014. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136014
Reusswig, F., 2010. Sustainability Transitions Through the Lens of Lifestyle Dynamics, in: Lebel, L., Lorek, S., Daniel, R. (Eds.), Sustainable Production Consumption Systems: Knowledge, Engagement and Practice. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 39–59. https://doi.org/10.1007/978-90-481-3090-0_3
Riederer, B., Verwiebe, R., Seewann, L., 2019. Changing social stratification in Vienna: Why are migrants declining from the middle of society? Declining migrant middle class in Vienna. Population, Space and Place 25, e2215. https://doi.org/10.1002/psp.2215
Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin III, F.S., Lambin, E., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., 2009. Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. Ecology and society 14(2), 32.
Ronzon, T., Sanjuan, A., 2019. Friends or foes? A compatibility assessment of bioeconomy-related Sustainable Development Goals for European policy coherence. Journal of Cleaner Production 254, 119832. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119832
Roos, A., Ahlgren, S., 2018. Consequential life cycle assessment of bioenergy systems – A literature review. Journal of Cleaner Production 189, 358–373.
Rosa, W. (2017). Goal 2. End hunger, achieve food security and improved nutrition, and promote sustainable agriculture. A New Era in Global Health: Nursing and the United Nations, 2030, 257.
Rosemarin, A., Ekane, N., 2016. The governance gap surrounding phosphorus. Nutrient Cycling in Agroecosystems 104, 265–279. https://doi.org/10.1007/s10705-015-9747-9
Rosenberger, S., 2018. Political Protest in Asylum and Deportation. An Introduction, in: Rosenberger, S., Stern, V., Merhaut, N. (Eds.), Protest Movements in Asylum and Deportation, IMISCOE Research Series. Springer International Publishing, Cham, pp. 3–25. https://doi.org/10.1007/978-3-319-74696-8_1
Rosenfeld, D.C., Lindorfer, J., Fazeni-Fraisl, K., 2019. Comparison of advanced fuels – Which technology can win from the life cycle perspective? Journal of Cleaner Production 238, 117879.
Rosnick, D., Weisbrot, M., 2007. Are Shorter Work Hours Good for the Environment? A Comparison of U.S. and European Energy Consumption. International Journal of Health Services 37, 405–417.
Roth, T., Kohli, L., Rihm, B., Meier, R., Amrhein, V., 2021. Negative effects of nitrogen deposition on Swiss butterflies. Conservation Biology cobi.13744. https://doi.org/10.1111/cobi.13744
Roy, J., Tschakert, P., Waisman, H., Halim, S.A., Antwi-Agyei, P., Dasgupta, P., Hayward, B., Kanninen, M., Liverman, D., Okereke, C., Pinho, P.F., Riahi, K., Rodriguez, A.G.S., 2018. Sustainable development, poverty eradication and reducing inequalities, in: Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pörtner, H.O., Roberts, D., Skea, J., Shukla, P.R., Pirani, A., Moufouma-Okia, W., Péan, C., Pidcock, R., Connors, S., Matthews, J.B.R., Chen, Y., Zhou, X., Gomis, M.I., Lonnoy, E., Maycock, T., Tignor, M., Waterfield, T. (Eds.), Global Warming of 1.5 °C: An IPCC Special Report on the Impacts of Global Warming of 1.5 °C above Pre-Industrial Levels and Related Global Greenhouse Gas Emission Pathways, in the Context of Strengthening the Global Response to the Threat of Climate Change, Sustainable Development, and Efforts to Eradicate Poverty. Intergovernmental Panel on Climate Change, Switzerland, pp. 445–538.
Rüdisser, J., Tasser, E., Peham, T., Meyer, E., Tappeiner, U., 2015. The dark side of biodiversity: Spatial application of the biological soil quality indicator (BSQ). Ecological Indicators 53, 240–246. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.02.006
Rust, P., Hasenegger, V., König, J., 2017. Österreichischer Ernährungsbericht 2017.
Sabatini, F.M., Keeton, W.S., Lindner, M., Svoboda, M., Verkerk, P.J., Bauhus, J., Bruelheide, H., Burrascano, S., Debaive, N., Duarte, I., Garbarino, M., Grigoriadis, N., Lombardi, F., Mikoláš, M., Meyer, P., Motta, R., Mozgeris, G., Nunes, L., Ódor, P., Panayotov, M., Ruete, A., Simovski, B., Stillhard, J., Svensson, J., Szwagrzyk, J., Tikkanen, O., Vandekerkhove, K., Volosyanchuk, R., Vrska, T., Zlatanov, T., Kuemmerle, T., 2020. Protection gaps and restoration opportunities for primary forests in Europe. Diversity & Distribution 26, 1646–1662. https://doi.org/10.1111/ddi.13158
Sachs, J., Schmidt-Traub, G., Kroll, C., Lafortune, G., Fuller, G., Woelm, F., 2020. The Sustainable Development Goals and COVID-19. Sustainable Development Report 2020. Cambridge University Press, Cambridge.
Salhofer, K., Feichtinger, P., 2021. Regional differences in the capitalisation of first and second pillar payments of the CAP into land rental prices. European Review of Agricultural Economics 48, 8–41. https://doi.org/10.1093/erae/jbaa028
Salhofer, K., Tribl, C., Sinabell, F., 2012. Market power in Austrian food retailing: the case of milk products. Empirica 39, 109–122. https://doi.org/10.1007/s10663-011-9166-3
Sanches, S., 2005. Sustainable consumption à la française? Conventional, innovative, and alternative approaches to sustainability and consumption in France. Sustainability: Science, Practice and Policy 1, 43–57. https://doi.org/10.1080/15487733.2005.11907964
Santangeli, A., Toivonen, T., Pouzols, F.M., Pogson, M., Hastings, A., Smith, P., Moilanen, A., 2016. Global change synergies and trade-offs between renewable energy and biodiversity. GCB Bioenergy 8, 941–951. https://doi.org/10.1111/gcbb.12299
Santarius, T., 2012. Der Rebound-Effekt: Über die unerwünschten Folgen der erwünschten Energieeffizienz, Impulse zur Wachstums-Wende. Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH, Wuppertal.
SAPEA, 2020. A Sustainable Food System for the European Union (No. 978-3-9820301-3-5). Science Advice for Policy by European Academies (SAPEA), Berlin. https://doi.org/10.26356/sustainablefood
Sato, C.F., Wood, J.T., Lindenmayer, D.B., 2013. The Effects of Winter Recreation on Alpine and Subalpine Fauna: A Systematic Review and Meta-Analysis. PLOS ONE 8, e64282. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0064282
Satterthwaite, D., 2008. Cities' contribution to global warming: notes on the allocation of greenhouse gas emissions. Environment and Urbanization 20, 539–549. https://doi.org/10.1177/0956247808096127
Sauberer, N., Dietmar, M., Grabherr, G., 2008. Biodiversität in Österreich, Räumliche Muster und Indikatoren der Arten- und Lebensraumvielfat. Haupt, Bern.
Scarlat, N., Martinov, M., Dallemand, J.-F., 2010. Assessment of the availability of agricultural crop residues in the European Union: potential and limitations for bioenergy use. Waste management 30, 1889–1897.
Schäfer, M., Hielscher, S., Haas, W., Hausknost, D., Leitner, M., Kunze, I., Mandl, S., 2018. Facilitating low-carbon living? A comparison of intervention measures in different community-based initiatives. Sustainability (Switzerland) 10. https://doi.org/10.3390/su10041047
Schaller, L., Targetti, S., Villanueva, A., Zasada, I., Kantelhardt, J., Arriaza, M., Bal, T., Bossi Fedrigotti, V., Giray, H., Häfner, K., Majewski, E., Malak Rawlikowska, A., Nikolov, D., Paoli, J.-C., Piorr, A., Rodríguez-Entrena, M., Ungaro, F., Verburg, P., Viaggi, D., 2018. Agricultural landscapes, ecosystem services and regional competitiveness – Assessing drivers and mechanisms in nine European case study areas. Land Use Policy 76. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.03.001
Scherer, L., Behrens, P., de Koning, A., Heijungs, R., Sprecher, B., Tukker, A., 2018. Trade-offs between social and environmental Sustainable Development Goals. Environmental science & policy 90, 65–72.
Scherhaufer, S., Davis, J., Metcalfe, P., Gollnow, S., Colin, F., De Menna, F., Vittuari, M., Östergren, K., 2020. Environmental assessment of the valorisation and recycling of selected food production side

flows. Resources, Conservation and Recycling 161, 104921. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104921

Schermer, M., Stotten, R., Strasser, U., MeiBl, G., Marke, T., Förster, K., Formayer, H., 2018. The role of transdisciplinary research for agricultural climate change adaptation strategies. Agronomy 8. https://doi.org/10.3390/agronomy8110237

Schiemer, F., Beqiraj, S., Drescher, A., Graf, W., Egger, G., Essl, F., Frank, T., Hauer, C., Hohensinner, S., Miho, A., Meulenbroek, P., Paill, W., Schwarz, U., Vitecek, S., 2020. The Vjosa River corridor: a model of natural hydro-morphodynamics and a hotspot of highly threatened ecosystems of European significance. Landscape Ecology 35, 953–968. https://doi.org/10.1007/s10980-020-00993-y

Schilling, C., Zessner, M., Kovacs, A., Hochedlinger, G., Windhofer, G., Gabriel, O., Thaler, S., Parajka, J., Natho, S., 2011. Stickstoff- und Phosphorbelastungen der Fließgewässer Österreichs und Möglichkeiten zu deren Reduktion. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft 63, 105–116. https://doi.org/10.1007/s00506-011-0295-5

Schindler, S., Österreich, Umweltbundesamt, 2017. Österreichisches Biodiversitäts-Monitoring (ÖBM) – Kulturlandschaft Konzept für die Erfassung von Status und Trends der Biodiversität.

Schinko, T., Bednar-Friedl, B., Truger, B., Bamreiter, R., Komendantova, N., Hartner, M., 2020. Economy-wide bene ts and costs of local-level energy transition in Austrian Climate and Energy Model Regions, Graz Ecnomic Papers. University of Graz, Graz.

Schinko, T., Mechler, R., Hochrainer-Stigler, S., 2017. A methodological framework to operationalize climate risk management: managing sovereign climate-related extreme event risk in Austria. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 22, 1063–1086. https://doi.org/10.1007/s11027-016-9713-0

Schlatzer, M., Lindenthal, T., 2018. 100 % Biolandbau in Österreich – Machbarkeit und Auswirkungen. Auswirkungen einer kompletten Umstellung auf biologische Landwirtschaft in Österreich auf die Ernährungssituation sowie auf ökologische und volkswirtschaftliche Aspekte [WWW Document]. https://archiv.muttererde.at/motherearth/uploads/2018/05/FiBL_gWN_-Bericht_-100P-Bio_Finalversion_21Mai18.pdf (accessed 5.14.20).

Schmutz, S., Schinegger, R., Muhar, S., Preis, S., Jungwirth, M., 2010. Ökologischer Zustand der Fließgewässer Österreichs–Perspektiven bei unterschiedlichen Nutzungsszenarien der Wasserkraft. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft 62, 162–167.

Schneider, F., 2013. The evolution of food donation with respect to waste prevention. Waste Management 33, 755–763. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.10.025

Schneidewind, U., Singer-Brodowski, M., 2014. Transformative Wissenschaft. Klimawandel im deutschen Wissenschafts-und Hochschulsystem, 2. Auflage, Metropolis, Marburg

Scholz, V.G., Heiermann, M., Kern, J., Balasus, A., 2011. Environmental impact of energy crop cultivation. Archives of Agronomy and Soil Science 57, 805–837. https://doi.org/10.1080/03650340.2010.498011

Scholz, Y., 2010. Möglichkeiten und Grenzen der Integration verschiedener regenerativer Energiequellen zu einer 100 % regenerativen Stromversorgung der Bundesrepublik Deutschland bis zum Jahr 2050 (Endbericht No. 42), Materialien zur Umweltforschung. Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt.

Schönhart, M., Mitter, H., Schmid, E., Georg, H., Heinrich, G., 2014. Integrated Analysis of Climate Change Impacts and Adaptation Measures in Austrian Agriculture. German Journal of Agricultural Economics 63, 1–21. https://doi.org/10.22004/ag.econ.253157

Schönhart, M., Penker, M., Schmid, E., 2009. Sustainable local food production and consumption: Challenges for implementation and research. Outlook on Agriculture 38, 175–182. https://doi.org/10.5367/000000009788632313

Schönhart, M., Schauppenlehner, T., Kuttner, M., Kirchner, M., Schmid, E., 2016. Climate change impacts on farm production, landscape appearance, and the environment: Policy scenario results from an integrated field-farm-landscape model in Austria. Agricultural Systems 145, 39–50. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.02.008

Schönhart, M., Trautvetter, H., Parajka, J., Blaschke, A.P., Hepp, G., Kirchner, M., Mitter, H., Schmid, E., Strenn, B., Zessner, M., 2018. Modelled impacts of policies and climate change on land use and water quality in Austria. Land Use Policy 76, 500–514. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.02.031

Schor, J.B., 2005. Sustainable Consumption and Worktime Reduction. Journal of Industrial Ecology 9, 37–50. https://doi.org/10.1162/1088198054084581

Schüch, A., Sprafke, J., Nelles, M., 2020. Role of Biogenic Waste and Residues as an Important Building Block Towards a Successful Energy Transition and Future Bioeconomy – Results of a Site Analysis. detrius 10, 109–117. https://doi.org/10.31025/2611-4135/2020.13919

Schumacher, K., Wolff, F., Cludius, J., Fries, T., Hünecke, K., Postpischil, R., Steiner, D., 2019. Arbeitszeitverkürzung – gut fürs Klima? Treibhausgasminderung durch Suffizienzpolitiken im Handlungsfeld „Erwerbsarbeit". Wien, Umweltbundesamt.

Schunko, C., Grasser, S., Vogl, C.R., 2012. Intracultural variation of knowledge about wild plant uses in the Biosphere Reserve Grosses Walsertal (Austria). Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine 8. https://doi.org/10.1186/1746-4269-8-23

SDGWATCH.at, 2022. SDGWATCH Austria, Wer wir sind [WWW Document]. SDGWATCH Austria. https://www.sdgwatch.at/de/wer-wir-sind/sdg-watch-austria/ (accessed 6.17.22).

Searchinger, T.D., Estes, L., Thornton, P.K., Beringer, T., Notenbaert, A., Rubenstein, D., Heimlich, R., Licker, R., Herrero, M., 2015. High carbon and biodiversity costs from converting Africa's wet savannahs to cropland. Nature Climate Change 5, 481–486. https://doi.org/10.1038/nclimate2584

Sebestyén, V., Bulla, M., Rédey, Á., Abonyi, J., 2019. Data-driven multilayer complex networks of sustainable development goals. Data in Brief 25, 104049. https://doi.org/10.1016/j.dib.2019.104049

Seebens, H., Blackburn, T.M., Dyer, E.E., Genovesi, P., Hulme, P.E., Jeschke, J.M., Pagad, S., Pyšek, P., Winter, M., Arianoutsou, M., Bacher, S., Blasius, B., Brundu, G., Capinha, C., Celesti-Grapow, L., Dawson, W., Dullinger, S., Fuentes, N., Jäger, H., Kartesz, J., Kenis, M., Kreft, H., Kühn, I., Lenzner, B., Liebhold, A., Mosena, A., Moser, D., Nishino, M., Pearman, D., Pergl, J., Rabitsch, W., Rojas-Sandoval, J., Roques, A., Rorke, S., Rossinelli, S., Roy, H.E., Scalera, R., Schindler, S., Štajerová, K., Tokarska-Guzik, B., van Kleunen, M., Walker, K., Weigelt, P., Yamanaka, T., Essl, F., 2017. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. Nature Communications 8, 14435. https://doi.org/10.1038/ncomms14435

Segert, A., Heil, E., Walch, D., 2012. Erwerbstätige MigrantInnen im Tourismus. Beitrag des touristischen Arbeitsmarktes zur Integration von Menschen mit Migrationshintergrund (Research Report). Institut für Höhere Studien (IHS), Wien.

Seibold, S., Gossner, M.M., Simons, N.K., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarlı, D., Ammer, C., Bauhus, J., Fischer, M., Habel, J.C., Linsenmair, K.E., Nauss, T., Penone, C., Prati, D., Schall, P., Schulze, E.-D., Vogt, J., Wöllauer, S., Weisser, W.W., 2019. Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. Nature 574, 671–674. https://doi.org/10.1038/s41586-019-1684-3

Seibold, S., Rammer, W., Hothorn, T., Seidl, R., Ulyshen, M. D., Lorz, J., et al. (2021). The contribution of insects to global forest deadwood decomposition. Nature, 597(7874), 77-81.

Seidl, R., Schelhaas, M.-J., Rammer, W., Verkerk, P.J., 2014. Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. Nature Climate Change 4, 806–810. https://doi.org/10.1038/nclimate2318

Seidl, R., Thom, D., Kautz, M., Martin-Benito, D., Peltoniemi, M., Vacchiano, G., Wild, J., Ascoli, D., Petr, M., Honkaniemi, J., Lexer,

M.J., Trotsiuk, V., Mairota, P., Svoboda, M., Fabrika, M., Nagel, T.A., Reyer, C.P.O., 2017. Forest disturbances under climate change. Nature Climate Change 7, 395–402. https://doi.org/10.1038/nclimate3303

Semmelmayer, K., Hackländer, K., 2020. Monitoring vertebrate abundance in Austria: developments over 30 years. Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment 71, 19–30. https://doi.org/10.2478/boku-2020-0003

Sen, A., 2010. Die Idee der Gerechtigkeit. C.H. Becks, München.

Sequera, J., Nofre, J., 2019. Touristification, transnational gentrification and urban change in Lisbon: The neighbourhood of Alfama. Urban Studies 004209801988373. https://doi.org/10.1177/0042098019883734

Seto, K.C.-Y., Reenberg, A. (Eds.), 2014. Rethinking global land use in an urban era, Strüngmann forum reports. The MIT Press, Cambridge, MA.

Seufert, V., Ramankutty, N., Foley, J.A., 2012. Comparing the yields of organic and conventional agriculture. Nature 485, 229–232. https://doi.org/10.1038/nature11069

Shah, A., Askegaard, M., Rasmussen, I. A., Jimenez, E.M.C., Olesen, J.E., 2017. Productivity of organic and conventional arable cropping systems in long-term experiments in Denmark. European Journal of Agronomy 90, 12–22. https://doi.org/10.1016/j.eja.2017.07.001

Shinozaki, K., 2021. Reflexivity and its enactment potential in gender and migration research, in: The Palgrave Handbook on Gender and Migration. Palgrave Macmillan.

Simoes, S., Zeyringer, M., Mayr, D., Huld, T., Nijs, W., Schmidt, J., 2017. Impact of different levels of geographical disaggregation of wind and PV electricity generation in large energy system models: A case study for Austria. Renewable energy 105, 183–198.

Simon, E., Vidic, A., Braun, M., Fábián, I., Tóthmérész, B., 2013. Trace element concentrations in soils along urbanization gradients in the city of Wien, Austria. Environmental Science *and* Pollution Research 20, 917–924. https://doi.org/10.1007/s11356-012-1091-x

Singh, G.G., Cisneros-Montemayor, A.M., Swartz, W., Cheung, W., Guy, J.A., Kenny, T.-A., McOwen, C.J., Asch, R., Geffert, J.L., Wabnitz, C.C., 2018. A rapid assessment of co-benefits and trade-offs among Sustainable Development Goals. Marine Policy 93, 223–231.

Sinn, H.-W., 2014. Austerity, Growth and Inflation: Remarks on the Eurozone's Unresolved Competitiveness Problem. The World Economy 37, 1–13. https://doi.org/10.1111/twec.12130

Sirami, C., Gross, N., Baillod, A.B., Bertrand, C., Carrié, R., Hass, A., Henckel, L., Miguet, P., Vuillot, C., Alignier, A., Girard, J., Batáry, P., Clough, Y., Violle, C., Giralt, D., Bota, G., Badenhausser, I., Lefebvre, G., Gauffre, B., Vialatte, A., Calatayud, F., Gil-Tena, A., Tischendorf, L., Mitchell, S., Lindsay, K., Georges, R., Hilaire, S., Recasens, J., Solé-Senan, X.O., Robleño, I., Bosch, J., Barrientos, J.A., Ricarte, A., Marcos-Garcia, M.Á., Miñano, J., Mathevet, R., Gibon, A., Baudry, J., Balent, G., Poulin, B., Burel, F., Tscharntke, T., Bretagnolle, V., Siriwardena, G., Ouin, A., Brotons, L., Martin, J.-L., Fahrig, L., 2019. Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. PNAS 116, 16442–16447. https://doi.org/10.1073/pnas.1906419116

Skinner, C., Gattinger, A., Muller, A., Mäder, P., Fließbach, A., Stolze, M., Ruser, R., Niggli, U., 2014. Greenhouse gas fluxes from agricultural soils under organic and non-organic management – A global meta-analysis. Science of The Total Environment 468–469, 553–563. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.098

Smetschka, B., Gaube, V., Lutz, J., 2016. Time Use, Gender and Sustainable Agriculture in Austria, in: Haberl, H., Fischer-Kowalski, M., Krausmann, F., Winiwarter, V. (Eds.), Social Ecology: Society-Nature Relations across Time and Space. Springer International Publishing, Cham, pp. 505–522. https://doi.org/10.1007/978-3-319-33326-7_26

Smetschka, B., Gaube, V., Lutz, J., 2014. Working Time of Farm Women and Small-Scale Sustainable Farming in Austria, in: Fischer-Kowalski, M., Reenberg, A., Schaffartzik, A., Mayer, A. (Eds.), Ester Boserup's Legacy on Sustainability: Orientations for Contemporary Research. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 221–238. https://doi.org/10.1007/978-94-017-8678-2_14

Smith, A., Raven, R., 2012. What is protective space? Reconsidering niches in transitions to sustainability. Research Policy 41, 1025–1036. https://doi.org/10.1016/j.respol.2011.12.012

Smith, P., Adams, J., Beerling, D.J., Beringer, T., Calvin, K.V., Fuss, S., Griscom, B., Hagemann, N., Kammann, C., Kraxner, F., Minx, J.C., Popp, A., Renforth, P., Vicente Vicente, J.L., Keesstra, S., 2019. Land-Management Options for Greenhouse Gas Removal and Their Impacts on Ecosystem Services and the Sustainable Development Goals. Annual Review of Environment and Resources 44, 255–286. https://doi.org/10.1146/annurev-environ-101718-033129

Sorrell, S., 2007. The Rebound Effect: an assessment of the evidence for economy-wide energy savings from improved energy efficiency.

Spitzenberger, F., Frühauf, J., Berg, H.M., Zechner, L., Jäch, M., Dietrich, F., Gepp, J., Höttinger, H., 2005. Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter, Grüne Reihe. BMLFUW, Wien.

Springmann, M., Godfray, H.C.J., Rayner, M., Scarborough, P., 2016. Analysis and valuation of the health and climate change cobenefits of dietary change. Proc Natl Acad Sci USA 113, 4146–4151. https://doi.org/10.1073/pnas.1523119113

Stachura, M., 2012. Normative Innovationen und die Distinktion sozialen Handelns. KZfSS, Kölner Zeitschrift für Soziologie und Sozialpsychologie 64, 649–671.

Stadt Salzburg, 2019. Gebäude, Wohnungen & Grundstückspreise 2017.

Statistik Austria, 2020a. Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung in Österreich – SDG-Indikatorenbericht. Bundesanstalt Statistik Österreich, Wien.

Statistik Austria, 2020b. Pendlerinnen und Pendler. Menschen und Gesellschaft. https://www.statistik.at/web_de/statistiken/menschen_und_gesellschaft/bevoelkerung/volkszaehlungen_registerzaehlungen_abgestimmte_erwerbsstatistik/pendlerinnen_und_pendler/index.html (accessed 8.17.20).

Statistik Austria, 2017. Wie geht's Österreich? Schlüsselindikatoren und Überblick. Kurzfassung inklusive Sonderkapitel UN Agenda 2030 im Kontext von „Wie geht's Österreich?". Bundesanstalt Statistik Österreich, Wien.

Statuto, D., Cillis, G., Picuno, P., 2016. Analysis of the effects of agricultural land use change on rural environment and landscape through historical cartography and GIS tools. Journal of Agricultural Engineering 47, 28–39. https://doi.org/10.4081/jae.2016.468

Steffen, W., Richardson, K., Rockstrom, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., de Vries, W., de Wit, C.A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Reyers, B., Sorlin, S., 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. Science 347, 1259855–1259855. https://doi.org/10.1126/science.1259855

Steffl, T., Kisser, J., Reinberg, V., Sajtos, B., 2018. Stoffliche Nutzung von fossilen Rohstoffen mit Blick auf eine biobasierte Substitution in Österreich.

Steininger, K.W., Bednar-Friedl, B., Formayer, H., König, M., 2016. Consistent economic cross-sectoral climate change impact scenario analysis: Method and application to Austria. Climate Services 1, 39–52. https://doi.org/10.1016/j.cliser.2016.02.003

Steinmüller, H., Fazeni, K., 2011. Energy balances of Austrian agriculture assuming changed nutrition habits. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft 63, 129–138. https://doi.org/10.1007/s00506-011-0291-9

Stember, J., Eixelsberger, W., Spichiger, A., Neuroni, A., Habbel, F.-R., Wundara, M. (Eds.), 2019. Handbuch E-Government: Technikinduzierte Verwaltungsentwicklung. Springer Fachmedien Wiesbaden, Wiesbaden. https://doi.org/10.1007/978-3-658-21402-9

Stocker, A., Hinterberger, F., Strasser, S., 2020. Mischarbeit und das Konzept der Halbtagsgesellschaft, in: Schaffer, A., Stahmer, C. (Eds.), Die Halbtagsgesellschaft – Konkrete Utopie Für Eine Zukunftsfähige Gesellschaft. Nomos.

Stürmer, B., Schmidt, J., Schmid, E., Sinabell, F., 2013. Implications of agricultural bioenergy crop production in a land constrained economy – The example of Austria. Land Use Policy 30, 570–581. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.04.020

Swanson, M. E., Franklin, J.F., Beschta, R.L., Crisafulli, C.M., DellaSala, D.A., Hutto, R.L., Lindenmayer, D.B., Swanson, F.J., 2011. The forgotten stage of forest succession: early-successional ecosystems on forest sites. Frontiers in Ecology and the Environment 9, 117–125. https://doi.org/10.1890/090157

Swinburn, B.A., Kraak, V.I., Allender, S., Atkins, V.J., Baker, P.I., Bogard, J.R., Brinsden, H., Calvillo, A., Schutter, O.D., Devarajan, R., Ezzati, M., Friel, S., Goenka, S., Hammond, R.A., Hastings, G., Hawkes, C., Herrero, M., Hovmand, P.S., Howden, M., Jaacks, L.M., Kapetanaki, A.B., Kasman, M., Kuhnlein, H.V., Kumanyika, S.K., Larijani, B., Lobstein, T., Long, M.W., Matsudo, V.K.R., Mills, S.D.H., Morgan, G., Morshed, A., Nece, P.M., Pan, A., Patterson, D.W., Sacks, G., Shekar, M., Simmons, G.L., Smit, W., Tootee, A., Vandevijvere, S., Waterlander, W.E., Wolfenden, L., Dietz, W.H., 2019. The Global Syndemic of Obesity, Undernutrition, and Climate Change: The Lancet Commission report. The Lancet 393, 791–846. https://doi.org/10.1016/S0140-6736(18)32822-8

SYSTEMIQ, 2020. A System Change Compass – Implementing the European Green Deal in a Time of Recovery. SYSTEMIQ.

Tafarte, P., Hennig, C., Dotzauer, M., Thrän, D., 2017. Impact of flexible bioenergy provision on residual load fluctuation: a case study for the TransnetBW transmission system in 2022. Energy, Sustainability and Society 7, 1–12.

Tanzer, J., Rechberger, H., 2019. Setting the Common Ground: A Generic Framework for Material Flow Analysis of Complex Systems. Recycling 4, 23. https://doi.org/10.3390/recycling4020023

Temperli, C., Bugmann, H., Elkin, C., 2013. Cross-scale interactions among bark beetles, climate change, and wind disturbances: a landscape modeling approach. Ecological Monographs 83, 383–402. https://doi.org/10.1890/12-1503.1

Teufelbauer, N., Seaman, B., 2017. Farmland Bird Index für Osterreich: Indikatorenermittlung 2015 bis 2020. https://www.bmlrt.gv.at/dam/jcr:fe45b012-b0a4-46ba-a314-03731411fe33/Bericht%20Farmland%20Bird%20Index%202019.pdf.

Thacker, S., Adshead, D., Fay, M., Hallegatte, S., Harvey, M., Meller, H., O'Regan, N., Rozenberg, J., Watkins, G., Hall, J.W., 2019. Infrastructure for sustainable development. Nature Sustainability 2, 324–331.

Thaler, S., Zessner, M., Weigl, M., Rechberger, H., Schilling, K., Kroiss, H., 2015. Possible implications of dietary changes on nutrient fluxes, environment and land use in Austria. Agricultural Systems 136, 14–29. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2015.01.006

Thom, D., Rammer, W., Dirnböck, T., Müller, J., Kobler, J., Katzensteiner, K., Helm, N., Seidl, R., 2017a. The impacts of climate change and disturbance on spatio-temporal trajectories of biodiversity in a temperate forest landscape. Journal of Applied Ecology 54, 28–38. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12644

Thom, D., Rammer, W., Seidl, R., 2017b. The impact of future forest dynamics on climate: interactive effects of changing vegetation and disturbance regimes. Ecological Monographs 87, 665–684. https://doi.org/10.1002/ecm.1272

Thom, D., Rammer, W., Seidl, R., 2017c. Disturbances catalyze the adaptation of forest ecosystems to changing climate conditions. Global Change Biology 23, 269–282. https://doi.org/10.1111/gcb.13506

Thom, D., Seidl, R., 2016. Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests: Disturbance impacts on biodiversity and services. Biological Review 91, 760–781. https://doi.org/10.1111/brv.12193

Thrän, D., Dotzauer, M., Lenz, V., Liebetrau, J., Ortwein, A., 2015. Flexible bioenergy supply for balancing fluctuating renewables in the heat and power sector – a review of technologies and concepts. Energy, Sustainability and Society 5, 35.

Titschenbacher, F., 2021. Aktive Waldbewirtschaftung ist die beste Kohlenstoffsenke., in: Biomasseverband (Ed.), Wald. Holz. Energie. Kohlenstoffsenke Holzwirtschaft. p. 102.

Tomei, J., Helliwell, R., 2016. Food versus fuel? Going beyond biofuels. Land use policy 56, 320–326.

Tuomisto, H.L., Hodge, I.D., Riordan, P., Macdonald, D.W., 2012. Does organic farming reduce environmental impacts? – A meta-analysis of European research. Journal of Environmental Management 112, 309–320. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.018

TWI2050, 2018. Transformations to Achieve the Sustainable Development Goals. Report prepared by The World in 2050 initiative., The World in 2050. International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Laxenburg, Austria.

Umweltbundesamt, 2020a. Insekten in Österreich. Artenzahlen, Status, Trends, Bedeutung und Gefährdung (No. REP-0739). BMNT, Wien.

Umweltbundesamt, 2020b. Flächeninanspruchnahme – Entwicklung des jährlichen Bodenverbrauchs in Österreich [WWW Document]. https://www.umweltbundesamt.at/umweltthemen/boden/flaecheninanspruchnahme (accessed 6.22.20).

Umweltbundesamt, 2017. Österreichisches BiodIversitäts-Monitoring (ÖBM) – Kulturlandschaft: Konzept für die Erfassung von Status und Trends der Biodiversität (No. REP-0739). Umweltbundesamt GmbH, Wien.

Umweltbundesamt, 2016. Elfter Umweltkontrollbericht – Umweltsituation in Österreich (Report No. REP-0600). Umweltbundesamt GmbH, Vienna, Austria.

Umweltdachverband, 2021. Hintergrund: UN-Klimakonferenzen [WWW Document]. https://www.umweltdachverband.at/inhalt/cop21 (accessed 7.14.21).

UN, 2019a. Global Sustainable Development Report 2019: The Future is Now – Science for Achieving Sustainable Development. Independent Group of Scientists appointed by the Secretary-General, New York.

UN, 2019b. Progress towards the Sustainable Development Goals. United Nations, Economic and Social Council

UN, 2018. The world's cities in 2018. Data Booklet.

UN, 2017. New Urban Agenda: H III: Habitat III: Quito 17–20 October 2016.

UN, 2015a. Paris Agreement.

UN, 2015b. Transformation unserer Welt: die Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung, Resolution der Generalversammlung, verabschiedet am 25. September 2015.

UNDESA, 2020. UNDESA World Social Report 2020 [WWW Document]. https://www.un.org/development/desa/dspd/world-social-report/2020-2.html/ (accessed 3.8.21).

UN-Habitat (Ed.), 2004. The state of the world's cities: globalization and urban culture. Earthscan, Sterling, Va.

UNICEF / WHO / World Bank Group, 2018. Levels and Trends in Child Malnutrition.

Uninetz, 2022. Uninetz [WWW Document]. https://www.uninetz.at/ (accessed 6.17.22).

Urban, P., Hametner, M., 2022. The Economy – Environment Nexus: Sustainable Development Goals Interlinkages in Austria. Sustainability 14. https://doi.org/10.3390/su141912281

Valin, H., Havlík, P., Mosnier, A., Herrero, M., Schmid, E., Obersteiner, M., 2013. Agricultural productivity and greenhouse gas emissions: trade-offs or synergies between mitigation and food security? Environmental Research Letter 8, 035019. https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/3/035019

van der Velde, M., Folberth, C., Balkovič, J., Ciais, P., Fritz, S., Janssens, I. A., Obersteiner, M., See, L., Skalský, R., Xiong, W., Peñuelas, J., 2014. African crop yield reductions due to increasingly unbalanced Nitrogen and Phosphorus consumption. Global Change Biology 20, 1278–1288. https://doi.org/10.1111/gcb.12481

van Hal, O., de Boer, I.J.M., Muller, A., de Vries, S., Erb, K.-H., Schader, C., Gerrits, W.J.J., van Zanten, H.H.E., 2019. Upcycling food leftovers and grass resources through livestock: Impact of livestock system and productivity. Journal of Cleaner Production 219, 485–496. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.329

van Vliet, J., Magliocca, N.R., Büchner, B., Cook, E., Rey Benayas, J.M., Ellis, E.C., Heinimann, A., Keys, E., Lee, T.M., Liu, J., Mertz, O., Meyfroidt, P., Moritz, M., Poeplau, C., Robinson, B.E., Seppelt, R., Seto, K.C., Verburg, P.H., 2016. Meta-studies in land use science: Current coverage and prospects. Ambio 45, 15–28. https://doi.org/10.1007/s13280-015-0699-8

Van-Hametner, A., Lang, M., 2019. (Verträglicher) Höhenflug am Immobilienmarkt? Untersuchung der Nachfrage nach Immobilieneigentum in Salzburg. Universität Salzburg, Salzburg.

Van-Hametner, A., Smigiel, C., Kautzschmann, K., Zeller, C., 2019. Die Wohnungsfrage abseits der Metropolen: Wohnen in Salzburg zwischen touristischer Nachfrage und Finanzanlagen. Geographica Helvetica 74, 235–248. https://doi.org/10.5194/gh-74-235-2019

Verwiebe, R., Haindorfer, R., Dorner, J., Liedl, B., Riederer, B., 2020. Lebensqualität in einer wachsenden Stadt: Wiener Lebensqualitätsstudie 2018. Werkstattbericht Nummer 187. (Werkstattbericht 187). Stadt Wien, Stadtentwicklung und Raumplanung, Vienna.

viel-falter.at, 2022. Tagfalter-Monitoring [WWW Document]. viel-falter.at. https://viel-falter.at/cms/. Universität Innsbruck, Zugriff am 22.4.2023

Viljur, M., Abella, S.R., Adámek, M., Alencar, J.B.R., Barber, N.A., Beudert, B., Burkle, L.A., Cagnolo, L., Campos, B.R., Chao, A., Chergui, B., Choi, C., Cleary, D.F.R., Davis, T.S., Dechnik-Vázquez, Y.A., Downing, W.M., Fuentes-Ramirez, A., Gandhi, K.J.K., Gehring, C., Georgiev, K.B., Gimbutas, M., Gongalsky, K.B., Gorbunova, A.Y., Greenberg, C.H., Hylander, K., Jules, E.S., Korobushkin, D.I., Köster, K., Kurth, V., Lanham, J.D., Lazarina, M., Leverkus, A.B., Lindenmayer, D., Marra, D.M., Martín-Pinto, P., Meave, J.A., Moretti, M., Nam, H., Obrist, M.K., Petanidou, T., Pons, P., Potts, S.G., Rapoport, I.B., Rhoades, P.R., Richter, C., Saifutdinov, R.A., Sanders, N.J., Santos, X., Steel, Z., Tavella, J., Wendenburg, C., Wermelinger, B., Zaitsev, A.S., Thorn, S., 2022. The effect of natural disturbances on forest biodiversity: an ecological synthesis. Biological Reviews brv.12876. https://doi.org/10.1111/brv.12876

Vogl, C.R., Vogl, C.R., Axmann, P., Vogl-Lukasser, B., 2004. Urban organic farming in Austria with the concept of „Selbsternte“ (‚self-harvest‘): An agronomic and socio-economic analysis. Renewable Agriculture and Food Systems 19, 67–79. https://doi.org/10.1079/RAFS200062

Vogl, C.R., Vogl-Lukasser, B., Walkenhorst, M., 2016. Local knowledge held by farmers in Eastern Tyrol (Austria) about the use of plants to maintain and improve animal health and welfare. Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine 12. https://doi.org/10.1186/s13002-016-0104-0

von Grebmer, K., Bernstein, J., Patterson, F., Wiemers, M., Ní Chéilleachair, R., Foley, C., Gitter, S., Ekstrom, K., Fritschel, H., 2019. 2019 Global Hunger Index: The challenge of hunger and climate change – World [WWW Document]. ReliefWeb. https://reliefweb.int/report/world/2019-global-hunger-index-challenge-hunger-and-climate-change (accessed 7.14.20).

von Wehrden, H., Kater-Wettstädt, L., Schneidewind, U., 2019. Fridays for Future aus nachhaltigkeitswissenschaftlicher Perspektive. GAIA – Ecological Perspectives for Science and Society 28, 307–309. https://doi.org/10.14512/gaia.28.3.12

Voytenko, Y., McCormick, K., Evans, J., Schliwa, G., 2016. Urban living labs for sustainability and low carbon cities in Europe: towards a research agenda. Journal of Cleaner Production 123, 45–54. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.08.053

Wackernagel, M., Hanscom, L., Lin, D., 2017. Making the Sustainable Development Goals Consistent with Sustainability. Frontiers in Energy Research 5. https://doi.org/10.3389/fenrg.2017.00018

Walder, P., Kantelhardt, J., 2018. The environmental behaviour of farmers – capturing the diversity of perspectives with a Q methodological approach. Ecological Economics 143, 55–63.

Walder, P., Sinabell, F., Unterlass, F., Niedermayr, A., Fulgeanu, D., Kapfer, M., Melcher, M., Kantelhardt, J., 2019. Exploring the Relationship between Farmers' Innovativeness and Their Values and Aims. Sustainability 11, 5571. https://doi.org/10.3390/su11205571

Wallnoefer, L.M., Riefler, P., 2022. Short-Term Effects of the COVID-19 Outbreak on Consumer Perceptions of Local Food Consumption and the Local Agri-Food Sector in Austria. Agronomy 12. https://doi.org/10.3390/agronomy12081940

Wanka, A., Arnberger, A., Allex, B., Eder, R., Hutter, H.-P., Wallner, P., 2014. The challenges posed by climate change to successful ageing. Zeitschrift für Gerontologie und Geriatrie 47, 468–474. https://doi.org/10.1007/s00391-014-0674-1

Waring, M., 1988. If Women Counted: A New Feminist Economics. Harper and Row, San Francisco.

WBGU, 2011. Hauptgutachten. Welt im Wandel: Gesellschaftsvertrag für eine große Transformation. Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU), Berlin.

Weichhart, P., 1988. Wohnsitzpräferenzen und „neue Wohnungsnot“ – Das Beispiel Salzburg. disP – The Planning Review 24, 44–51. https://doi.org/10.1080/02513625.1988.10708591

Weiss, A., 2005. The Transnationalization of Social Inequality: Conceptualizing Social Positions on a World Scale. Current Sociology 53, 707–728. https://doi.org/10.1177/0011392105052722

Weiss, P., Braun, M., Fritz, D., Gschwantner, T., Hesser, F., Jandl, R., Kindermann, G., theo Koller, Ledermann, T., Ludvig, A., Pölz, W., Schadauer, K., Schmid, B.F., Schmid, C., Schwarzbauer, P., Weiss, G., 2020. Zusammenschau der Treibhausgasergebnisse des waldbasierten Sektors für verschiedene CareForParis Szenarien. BFW Praxisinformation 51, 20–24.

Weitz, N., Carlsen, H., Nilsson, M., Skånberg, K., 2018. Towards systemic and contextual priority setting for implementing the 2030 Agenda. Sustainability science 13, 531–548.

Westhoek, H., Lesschen, J.P., Rood, T., Wagner, S., De Marco, A., Murphy-Bokern, D., Leip, A., van Grinsven, H., Sutton, M. A., Oenema, O., 2014. Food choices, health and environment: Effects of cutting Europe's meat and dairy intake. Global Environmental Change 26, 196–205. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.02.004

WHO, 2020. Factsheet: Obesity and overweight.

Wietschel, L., Thorenz, A., Tuma, A., 2019. Spatially explicit forecast of feedstock potentials for second generation bioconversion industry from the EU agricultural sector until the year 2030. Journal of Cleaner Production 209, 1533–1544.

Willer, H., Schaack, D., Lernoud, J., 2017. Organic Farming and Market Development in Europe and the European Union, in: The World of Organic Agriculture – Statistics and Emerging Trends 2017. Willer H, Lernoud J. Frick and Bonn: FiBL and IFOAM.

Willett, W., Rockström, J., Loken, B., Springmann, M., Lang, T., Vermeulen, S., Garnett, T., Tilman, D., DeClerck, F., Wood, A., Jonell,

M., Clark, M., Gordon, L.J., Fanzo, J., Hawkes, C., Zurayk, R., Rivera, J.A., Vries, W.D., Sibanda, L.M., Afshin, A., Chaudhary, A., Herrero, M., Agustina, R., Branca, F., Lartey, A., Fan, S., Crona, B., Fox, E., Bignet, V., Troell, M., Lindahl, T., Singh, S., Cornell, S.E., Reddy, K.S., Narain, S., Nishtar, S., Murray, C.J.L., 2019. Food in the Anthropocene: the EAT – Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. The Lancet 393, 447–492. https://doi.org/10.1016/S0140-6736(18)31788-4

Winter, M.-B., Ammer, C., Baier, R., Donato, D.C., Seibold, S., Müller, J., 2015. Multi-taxon alpha diversity following bark beetle disturbance: Evaluating multi-decade persistence of a diverse early-seral phase. Forest Ecology and Management 338, 32–45. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.11.019

Winter, S., Penker, M., Kriechbaum, M., 2011. Integrating farmers' knowledge on toxic plants and grassland management: A case study on Colchicum autumnale in Austria. Biodiversity and Conservation 20, 1763–1787. https://doi.org/10.1007/s10531-011-0060-x

Withers, P.J.A., Sylvester-Bradley, R., Jones, D.L., Healey, J.R., Talboys, P.J., 2014a. Feed the Crop Not the Soil: Rethinking Phosphorus Management in the Food Chain. Environmental Science & Technology48, 6523–6530. https://doi.org/10.1021/es501670j

Withers, P.J.A., Sylvester-Bradley, R., Jones, D.L., Healey, J.R., Talboys, P.J., 2014b. Feed the Crop Not the Soil: Rethinking Phosphorus Management in the Food Chain. Environmental Science & Technology48, 6523–6530. https://doi.org/10.1021/es501670j

Wlcek, S., Zollitsch, W., 2004. Sustainable pig nutrition in organic farming: By-products from food processing as a feed resource. Renewable Agriculture and Food Systems 19, 159–167. https://doi.org/10.1079/RAFS200476

Wolfram, G., Mikschi, E., 2007. Rote Liste der Fische (Pisces) Österreich.

World Bank, 2008. The challenges of high food and fuel prices, Paper to the Commonwealth Finance Ministers Meeting, 6–8 October.

World Economic Forum, 2020. The Global Risk Report 2020. Worl Economic Forum, Geneve.

Wrbka, T., Schindler, S., Pollheimer, M., Schmitzberger, I., Peterseil, J., 2008. Impact of the Austrian Agri-environmental scheme on diversity of landscapes, plants and birds. Community Ecology 9, 217–227. https://doi.org/10.1556/comec.9.2008.2.11

Wu, S.-H., Ho, C.-T., Nah, S.-L., Chau, C.-F., 2014. Global Hunger: A Challenge to Agricultural, Food, and Nutritional Sciences. Critical Reviews in Food Science and Nutrition 54, 151–162. https://doi.org/10.1080/10408398.2011.578764

WWAP, 2014. The United Nations World Water Development Report 2014: Water and Energy. UNESCO, Paris.

Zessner, M., Helmich, K., Thaler, S., Weigl, M., Wagner, K.H., Haider, T., Mayer, M.M., Heigl, S., 2011. Ernährung und Flächennutzung in Österreich. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft 63, 95–104. https://doi.org/10.1007/s00506-011-0293-7

Zessner, M., Lindtner, S., 2005. Estimations of municipal point source pollution in the context of river basin management. Water Sci Technol 52, 175–182. https://doi.org/10.2166/wst.2005.0313

Zessner, M., Zoboli, O., Hepp, G., Kuderna, M., Weinberger, C., Gabriel, O., 2016. Shedding Light on Increasing Trends of Phosphorus Concentration in Upper Austrian Rivers. Water 8, 404. https://doi.org/10.3390/w8090404

Zhang, Y., Yang, Z., Yu, X., 2015. Urban Metabolism: A Review of Current Knowledge and Directions for Future Study. Environmental Science & Technology49, 11247–11263. https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03060

Zimmermann, P., Tasser, E., Leitinger, G., Tappeiner, U., 2010. Effects of land-use and land-cover pattern on landscape-scale biodiversity in the European Alps. Agriculture, Ecosystems & Environment 139, 13–22. https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.06.010

Zoboli, O., Zessner, M., Rechberger, H., 2016. Supporting phosphorus management in Austria: Potential, priorities and limitations. Science of The Total Environment 565, 313–323. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.171

Zulka, K.P., 2020. Insektensterben – eine österreichische Perspektive**Vortrag, gehalten auf der Tagung der Österreichischen Entomologischen Gesellschaft in Linz am 2. 2. 2019. Entomologica Austriaca 27, 269–283.

Zulka, K.P., Götzl, M., 2015. Ecosystem Services: Pest Control and Pollination, in: Steininger, K.W., König, M., Bednar-Friedl, B., Kranzl, L., Loibl, W., Prettenthaler, F. (Eds.), Economic Evaluation of Climate Change Impacts: Development of a Cross-Sectoral Framework and Results for Austria, Springer Climate. Springer International Publishing, Cham, pp. 169–189. https://doi.org/10.1007/978-3-319-12457-5_10

Zwickl, K., Disslbacher, F., Stagl, S. 2016. "Work-Sharing for a Sustainable Economy." Ecological Economics 121(1): 246–53.

Open Access Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.



Kapitel 9. Synopsis – Synergien, Zielkonflikte und Umsetzungsbarrieren von Klimaanpassungs- und Klimaschutzmaßnahmen

Inhaltsverzeichnis

9.1 Einleitung . . . 470

9.2 Übersicht und Strukturierung der Maßnahmen . . . 470

9.3 Wirkungspotenziale, Synergien, Trade-offs und Barrieren der Umsetzung . . . 471
9.3.1 Landnutzungs- und produktionsseitige Maßnahmen . . . 473
9.3.2 Maßnahmen im Konsum und entlang der Prozessketten . . . 480
9.3.3 Andere Maßnahmen . . . 482

9.4 Zusammenschau . . . 483

9.5 Identifikation und Umsetzung von geeigneten Maßnahmen . . . 486
9.5.1 Bewertung von Synergiepotenzial und Umsetzbarkeit . . . 486

9.6 Regionale Unterschiede und lokaler Kontext . . . 487

9.7 Zeitdimension der Mitigationseffekte . . . 487

9.8 Folgen verspäteten Handelns . . . 487

Literatur . . . 488

Koordinierende Leitautor_innen:
Karl-Heinz Erb[1], Robert Jandl[2], Ulrike Tappeiner[3,4]

Leitautor_innen:
Andreas Baumgarten[5], Bastian Bertsch-Hörmann[1], Paula Bethge[1], Viktor J. Bruckman[6], Simone Gingrich[1], Stephan Glatzel[7], Charlotte Kottusch[8], Florian Kraxner[8], Katharina Lapin[2], Bano Mehdi-Schulz[1], Joachim Raich[1], Silvio Schüler[2], Erich Tasser[4], Tanja Tötzer[9], Werner Zollitsch[1]

Beitragende Autor_innen:
Manfred Lexer[1], Julia Miloczki[5]

Zitiervorschlag:
Erb, K.-H., Jandl, R., Tappeiner, U., Baumgartner, A, Bertsch-Hörmann, B., Bethge, P., Bruckman, V. J., Gingrich, S., Glatzel, S., Kottusch, C., Kraxner, F., Lapin, K., Mehdi-Schulz, B., Raich, J., Schüler, S., Tasser, E., Tötzer, T., Zollitsch, W. 2024. Synopsis – Synergien, Zielkonflikte und Umsetzungsbarrieren von Klimaanpassungs- und Klimaschutzmaßnahmen. In: APCC Special Report: Landnutzung und Klimawandel (APCC SR Landnutzung). [Jandl, R., Tappeiner, U., Foldal, C. B., Erb, K.-H. (Hrsg.)]. Springer Spektrum. Berlin/Heidelberg. S. 469–489.

[1] Universität für Bodenkultur Wien
[2] Bundesforschungszentrum für Wald
[3] Universität Innsbruck
[4] Eurac Research
[5] Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH
[6] Österreichische Akademie der Wissenschaften
[7] Universität Wien
[8] Internationales Institut für Angewandte Systemanalyse (IIASA)
[9] AIT Austrian Institute of Technology GmbH

© Der/die Autor(en) 2024

R. Jandl et al. (Hrsg.), *APCC Special Report: Landnutzung und Klimawandel in Österreich*,
https://doi.org/10.1007/978-3-662-67864-0_11

9.1 Einleitung

Es existiert eine Fülle von potenziellen Maßnahmen der Klimawandelanpassung und Emissionsminderung im Bereich der Landnutzung (siehe Kap. 4 und 5). Allerdings stehen Klimawandelanpassung und Emissionsminderung nicht notwendigerweise in einem synergistischen Zusammenhang (siehe auch Abschn. 8.2 für Synergien und Trade-offs zwischen den SDGs im Landnutzungsbereich). Neben der Klimarelevanz sind auch andere Kriterien von Bedeutung, wenn die integrative Leistungsfähigkeit von Maßnahmen bewertet werden soll. Dazu gehören vor allem mögliche und erwartete Auswirkungen auf die Biodiversität und den Wasserhaushalt.

Dieses Kapitel fasst die Klimawandelanpassungs- und Emissionsminderungsmaßnahmen und ihre Auswirkungen tabellarisch zusammen. Dabei wird das Ziel verfolgt, eine integrative, übersichtliche Bewertung der Maßnahmen zu ermöglichen. Hierzu wird die Wirksamkeit bezüglich der Anpassung sowie der kurz- (20–30 Jahre) und längerfristigen (> 30 Jahre) Emissionsminderungspotenziale bewertet und gegenübergestellt. Neben diesen direkten Auswirkungen auf die Interaktion von Klimawandel und Landnutzung werden die Maßnahmen auch hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf den Wasserhaushalt und auf die Biodiversität bewertet. Diese beiden Bereiche sind von zentraler Bedeutung für eine nachhaltige Landnutzung und werden in diesem Sonderbericht als Querschnittsmaterien behandelt (siehe Abschn. 1.5 und 1.6).

Im Folgenden (Tabellen im Abschn. 9.3) werden Vor- und Nachteile einzelner Maßnahmen systematisch dargestellt, um die Identifikation jener Maßnahmen zu ermöglichen, die die meisten positiven Effekte mit den geringsten negativen Nebenwirkungen bieten. Ebenso sollen jene Maßnahmen identifiziert werden, die eine besonders hohe Wahrscheinlichkeit haben, gravierende Nachteile mit sich zu ziehen. Durch die Darstellung der Konfidenz der Bewertungen (als Produkt von Evidenz und Übereinstimmung) will das Kapitel jene Maßnahmen leicht erkennbar darstellen, die über die gesamte Bandbreite der Herausforderungen besonders leistungsfähig sind und über deren Leistungsfähigkeit bzw. zugrunde liegende Mechanismen robustes Wissen vorhanden ist. Für die Umsetzung solcher Maßnahmen stellen sich andere Herausforderungen als beispielsweise für Maßnahmen, über deren Auswirkungen wenig robustes Wissen besteht. In einem weiteren Schritt werden die Bewertungen bezüglich der Wirkungspotenziale der einzelnen Maßnahmen für die einzelnen Kriterien in einem Synergiepotenzial zusammengefasst.

Da das Ziel darin besteht, Handlungsoptionen integrativ zu bewerten, werden auch Aspekte der Umsetzbarkeit im Sinne von erwartbaren Barrieren dargestellt. Die Machbarkeit jeder Maßnahme wird dabei hinsichtlich des Konfliktpotenzials, der technischen Umsetzbarkeit und der wirtschaftlichen Kosten bewertet (siehe unten).

Das Synergiepotenzial wird anschließend mit den Barrieren der Umsetzung in Beziehung gesetzt, sodass eine Zusammenschau (siehe Abschn. 9.4) generiert werden kann, die sowohl „Best-practice"-/„No-regret"-Optionen identifiziert als auch Maßnahmen mit besonders hohen Zielkonflikten (Trade-offs) und vielen Hürden der Umsetzung.

In einem Fazit (Abschn. 9.5) werden abschließend die wichtigsten identifizierten Maßnahmen und Maßnahmenbündel benannt, es wird auf lokale Kontexte und regionale Unterschiede eingegangen, sowie die Folgen eines verspäteten Handelns angesprochen.

In diesem Kapitel werden – im Gegensatz zu den anderen Kapiteln – die jeweiligen Einstufungen und Bewertungen der Handlungsoptionen nicht eigens mit Literatur belegt, sondern es wird auf die jeweiligen Kapitel, in denen die Maßnahmen vorgestellt und diskutiert werden, verwiesen. Damit kann Kap. 9 auch als eine „Propaedia" gelesen werden, durch die die Inhalte des Special Reports Klimawandel und Landnutzung über die möglichen Klimawandelanpassungs- bzw. Emissionsminderungsmaßnahmen erschließbar sind.

9.2 Übersicht und Strukturierung der Maßnahmen

In diesem Abschnitt werden die Klimawandelanpassungs- und Emissionsminderungsmaßnahmen, die in den Kap. 4 und 5 vorgestellt wurden, übergreifend zusammengefasst. Theoretisch sind unterschiedlichste Gruppierungen möglich (z. B. entlang der intendierten Ziele), in diesem Kapitel wird jedoch ein prinzipiell „sektoraler" Ansatz verfolgt.

Die Darstellung der Handlungsoptionen folgt dabei dem folgenden Aufbau: Auf der obersten Ebene werden drei Maßnahmentypen unterschieden:

1) landbasierte Maßnahmen, die auf der Produktionsseite wirksam werden,
2) Maßnahmen, die die Wertschöpfungs- und Prozesskette von Landprodukten betreffen, beispielsweise Maßnahmen, die auf den Endkonsum wirken. Bioenergie aus Primärbiomasse oder aus Restströmen wird ebenfalls unter dieser Kategorie eingeordnet.
3) Eine Gruppe von Maßnahmen, die weder die Produktion noch die Wertschöpfungskette adressieren.

Demgemäß ist die produktionsseitige Gruppe nach den Landnutzungsbereichen gegliedert (Abb. 9.1).

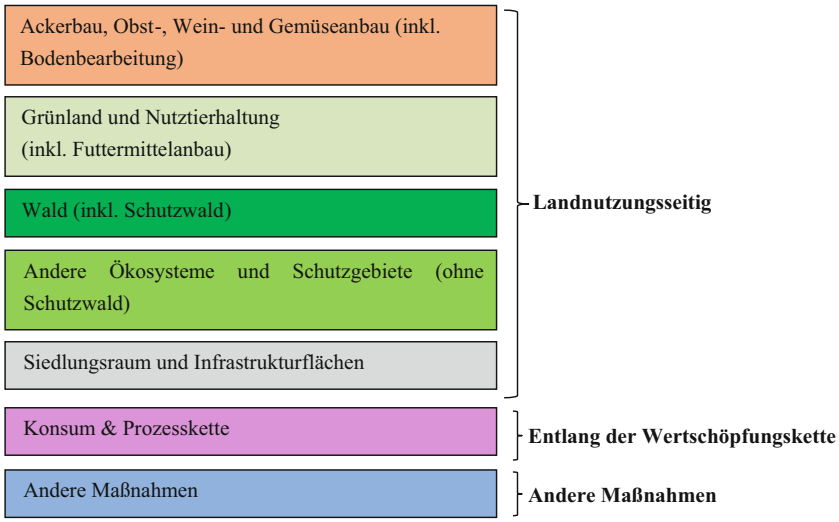


Abb. 9.1 Struktur der diskutieren Maßnahmen im Bereich Landnutzung und Klimawandel: Unterteilung in drei Hauptgruppen und sieben Untergruppen

9.3 Wirkungspotenziale, Synergien, Trade-offs und Barrieren der Umsetzung

Wirkungspotenziale

Die tabellarische Übersicht soll eine überblickhafte Bewertung der Wirkungspotenziale von Maßnahmen bieten. Als Bewertungskriterien werden die folgenden Aspekte angeführt:

1) Klimawandelanpassung,
2) kurzfristiges (20–30 Jahre) und
3) langfristiges (> 30 Jahre) Emissionsminderungspotenzial, sowie
4) Auswirkung auf den Wasserhaushalt und
5) Auswirkungen auf die Biodiversität.

Die Tabellen fassen dabei das bestehende und in den Kap. 2, 3, 4, 5, 6, 7 und 8 dargestellte Wissen übersichtlich zusammen und folgen dieser Legende:

Auswirkungen
Überwiegend negativ
Neutral oder unklar
Überwiegend positiv

Emissionsminderungs- oder Klimaschutzmaßnahmen, die auf die Prozesskette und/oder auf den Endkonsum abzielen und zu einer Reduktion des Ressourcenbedarfs führen, führen auch direkt oder indirekt zu positiven Effekten in den Bereichen Anpassung, Wasser und Biodiversität. Dies wird in den Tabellen nicht eigens bewertet, sondern mit „§“ gekennzeichnet.

Sollten Aussagen und Einschätzungen über die Richtung des Effekts in der Literatur nicht eindeutig sein, wird die Maßnahme als unklar bewertet (beiges Feld), obwohl sich durchaus negative oder positive Effekte ergeben können. In Ausnahmefällen, wenn in den jeweiligen Kapiteln keine Bewertung vorgenommen wurde, wurde die Bewertung vom Autor_innenteam des Kap. 9 nachgetragen und stellt hier eine gemeinsame Einschätzung dar.

Die Einstufung der Konfidenz folgt dem Schema:

*** = hohe Konfidenz	Mindestens mittlere oder hohe Evidenz und mindestens mittlere oder hohe Übereinstimmung und mindestens eines der Kriterien hoch bewertet
** = mittlere Konfidenz	Alle anderen Fälle
* = geringe Konfidenz	Geringe oder maximal mittlere Evidenz und geringe oder maximal mittlere Übereinstimmung, und nur eines der beiden Kriterien ist maximal „mittel“ bewertet

Synergiepotenzial

Des Weiteren wird, abgeleitet vom Wirkungspotenzial, das Synergiepotenzial der einzelnen Maßnahmen in drei Stufen bewertet. Die Bewertung des Synergiepotenzials stellt eines der zentralen Anliegen des gesamten Berichts dar. Bei der Bewertung des Synergiepotenzials wird folgendes Bewertungsschema angewendet:

(1) hohes Synergiepotenzial und kaum Trade-offs (bei mind. 3 von 5 positiven Auswirkungen und keinen negativen),
(0) mittleres Synergiepotenzial (bei 1–2 positiven und keinen negativen Auswirkungen oder bei mind. 3 positiven und max. 1 negativen Auswirkung), und

(−1) geringes Synergiepotenzial und hohe Trade-offs (bei nur negativen oder neutralen/unklaren, aber keinen positiven Auswirkungen).

Barrieren der Umsetzung

Die behandelten Maßnahmen werden hinsichtlich ihrer Umsetzbarkeit bewertet. Dazu werden systematisch und überblickhaft Barrieren der Umsetzung einzeln beleuchtet. Drei unterschiedliche Kategorien von Barrieren der Umsetzung werden unterschieden:

1) das Konfliktpotenzial, also die gesellschaftliche Akzeptanz bzw. Umstrittenheit von Maßnahmen,
2) die technische Umsetzbarkeit, also technische Barrieren, wie z. B. technologische Ausgereiftheit, Forschungsbedarf und Unsicherheiten, sowie
3) die Kosten, also wirtschaftliche Barrieren der Umsetzung.

Zur Bewertung der Barrieren wird folgender Farb-Schlüssel verwendet:

Barrieren
Viele/ hohe Barrieren
Mittlere Barrieren
Wenige/ niedrige Barrieren
Barrieren unklar

Im Folgenden werden die Maßnahmen tabellarisch bewertet. Tab. 9.1 fasst die Maßnahmen der Bereiche Ackerbau, Obst-, Wein und Gemüseanbau, inkl. Bodenbearbeitung zusammen, Tab. 9.2 die Maßnahmen der Bereiche Grünland und Nutztierhaltung, inkl. Futtermittelanbau, Tab. 9.3 die Maßnahmen im Bereich Wald und Schutzwald, Tab. 9.4 die Maßnahmen, die sich auf andere, natürliche Ökosysteme und Schutzgebieten (ohne Schutzwald) beziehen, und Tab. 9.5 jene Maßnahmen, die sich auf den Siedlungsraum und auf Infrastrukturflächen beziehen. Darauf folgen Maßnahmen der Bereiche Konsum und Wertschöpfungsketten (Tab. 9.6), gefolgt von anderen Maßnahmen (Tab. 9.7).

9.3.1 Landnutzungs- und produktionsseitige Maßnahmen

Tab. 9.1 Maßnahmen im Ackerbau, Obst-, Wein und Gemüseanbau (inkl. Bodenbearbeitung)

Bereich	Maßnahme	(Sub-)Kapitel	Auswirkungen						Barrieren			
			Anpassung	Mitigation kurzfristig (20–30 Jahre)	Mitigation langfristig (>30 Jahre)	Wasser	Biodiversität	Synergiepotenzial	Konfliktpotenzial	Techn. Umsetzbarkeit	Kosten	Ø
Ackerbau, Obst-, Wein- und Gemüseanbau (inkl. Bodenbearbeitung)	Agroforstwirtschaft auf landwirtschaftlichen Flächen (inkl. dem Erhalt von Streuobstwiesen)	4.2.1; 5.2.1.1; 5.3.2.1	***	***	***	***	***	1				–1
	Künstliche Bewässerung[1] bei Steigerung der Wassereffizienz	4.2.1; 4.2.3	***			*	*	1				–1
	Biolandbau (extensiv)	4.2.1; 5.2.1.1; 5.4.3.1	**	**	***	**	***	1				0
	Forschung und Monitoring zu Schädlingen und Krankheiten	4.2.1; 4.2.3	***				*	0				0
	Gezielte / überlegte Standortwahl und -anpassung	4.2.1; 4.2.3	***			*	*	1				0
	Mischkulturanbau	4.2.1	***			*	*	1				1
	Präzisionslandwirtschaft	4.2.1; 5.2.1.1	**	**	**	*		1				–1
	Landschaftselemente wie Hecken, Steinmauern, Blühflächen und Alleen	4.1.2; 4.2.1; 5.2.1.1	***	**	**	**	***	1				0
	Selektion heimischer hitze-/dürreresistenter und robuster Sorten (auch verwandte Wildarten; alte Sorten)	4.2.1; 4.2.3	***			*	*	1				1
	Etablierung von Kulturarten aus anderen (wärmeren) Gegenden	4.2.1; 4.2.3	***					0				1
	Züchtung neuer Kulturarten oder Sorten (hitze- und trockenheitstolerant)	4.2.1; 4.2.3	***			***		0				0
	Anpassung des Aussaattermins und der Düngung an Verschiebung der Jahreszeiten	4.2.1; 4.2.3	***			*		0				1
	Verstärkter Herbizid- und Pestizideinsatz	4.1.1; 4.2.1	**			**	***	–1		)[2]		–1
	Vielfältige Fruchtfolgen und Zwischenfrüchte (v. a. mit Leguminosen)[3]	4.1.2; 4.2.1; 5.2.1.1	***	***	***	***	***	b				1

Tab. 9.1 (Fortsetzung)

Bereich	Maßnahme	(Sub-)Kapitel	Auswirkungen						Barrieren			
			Anpassung	Mitigation kurzfristig (20–30 Jahre)	Mitigation langfristig (>30 Jahre)	Wasser	Biodiversität	Synergiepotenzial	Konfliktpotenzial	Techn. Umsetzbarkeit	Kosten	Ø
	Ganzjährige Bodenbedeckung (Zwischenfrüchte, Zwischenbegrünung und Untersaat)[4]	4.1.1; 4.1.2; 4.2.1; 4.2.3; 5.2.1.1; 5.3.2.1	***	***	***	***	*	1				1
	Einarbeiten von Biokohle aus Reststoffen	2.5.1.5, 2.2.4.2, 5.2.2.2	**	***	***	**	**	1				1
	Einarbeiten von Biokohle aus Primärbiomasse oder Biomassekategorien mit langen Verweilzeiten in der Biosphäre	2.5.1.5, 2.2.4.2, 5.2.2.2	**			*	*	–1				0
	Einarbeiten von Ernterückständen	4.2.1; 5.2.1.1; 5.3.2.1	**		**	*	**	0				0
	Einsatz von Kompostdünger und organischem Wirtschaftsdünger anstelle von Mineraldünger[5]	4.2.1; 4.2.3; 5.2.1.1; 5.3.2.1	**	***	**	*	*	1				1
	Reduzierte/keine/konservierende Bodenbearbeitung[6] (und Mulchsaat)	4.1.2; 4.2.1; 5.2.1.1; 5.3.2.1	***	**		***	*	1				1
	Optimierung des N-Managements (effiziente Stickstoffdüngung)	4.2.1; 5.2.1.1; 8.3.6.3	**	***	***	***	**	1				0

[1] Die Effekte einer Bewässerung hängen von den Standortfaktoren ab. Der kritische Aspekt der Wasserquelle ist zu beachten sowie die Konkurrenz mit anderen Wassernutzungen. Eine effiziente Nutzung mindert den Verbrauch. Bei Übernutzung sind die Auswirkungen auf Wasser und Biodiversität negativ. Sollte nur als Überbrückung oder Anpassung und nicht zur Ertragsmaximierung dienen.

[2] Zwar ist eine Ausbringung nach bisherigen Mustern technisch einfach umzusetzen, allerdings erfordern die vorherrschenden Problematiken (z. B. sparsamer Umgang mit Präparaten, Abdrift, synergistische Wirkungen von Mehrfachpräparaten, Querreaktionen) technologische Weiterentwicklungen, um die Schädlingswirkung zu maximieren und negative Umwelteffekte zu minimieren.

[3] Die Lachgas-Emissionen der Leguminosen sind hier zu beachten.

[4] Durch Grobporen im Boden kann es zur Verlagerung von Nähr- und Schadstoffen und somit zu einer Reduzierung der Filterfunktion des Bodens kommen. Bei Untersaat: Wasser- und Nährstoffkonkurrenz und potentielle Ertragsverluste (bis zu 10 %) der Hauptfrucht.

[5] Eine Überdüngung kann negative Auswirkungen auf die Wasserqualität haben.

[6] In der Praxis gehen pfluglose Varianten oft mit dem Einsatz von Herbiziden einher.

Tab. 9.2 Maßnahmen im Grünland und in der Nutztierhaltung (inkl. Futtermittelanbau)

Bereich	Maßnahme	(Sub-) Kapitel	Auswirkungen						Barrieren			
			Anpassung	Mitigation kurzfristig (20–30 Jahre)	Mitigation langfristig (>30 Jahre)	Wasser	Biodiversität	Synergiepotenzial	Konfliktpotenzial	Techn. Umsetzbarkeit	Kosten	ø
Grünland und Nutztierhaltung (inkl. Futtermittelanbau)	Erhalt von extensiv genutzten Grünflächen und Einhaltung der Tierbestandsobergrenzen	4.1.2; 4.2.2; 4.2.4; 4.4.2; 5.2.1.1; 5.2.1.2; 8.3.6.3	**	***	***		**	1				1
	Erweiterung des Arten- und Sortenspektrums	4.2.2	***				**	1				1
	Künstliche Bewässerung[1]	4.2.2	*			*	*	1				0
	Satellitengestütztes Monitoring der Biomasseentwicklung	4.2.2	***					0				1
	Silvopastorale Systeme (nicht Waldweide)	5.2.1.2	**	*	*	*	**	1				1
	Standortangepasste Bewirtschaftung: Schnitthäufigkeit und Düngungsintensität; Einschränkung der Nutzungsintensität bei Trockenheit	4.2.2, 5.2.1.2	***	*	*	***	**	1				1
	Verstärkte Nutzung von Almen (extensiv und moderat, dafür flächendeckend)	4.2.2	**			**	**	1				0
	Züchtung und Einsatz trockenresistenter und widerstandsfähiger Sorten	4.2.2	**			*		0				0
	Legumer Feldfutteranbau, bei gleichzeitiger Reduktion des Silomaisanteils / leguminosenbasierte Grasflächen	5.2.1.1	*	**	**		*	1				0
	Intensivierung (verstärkte Stallhaltung, höhere Tierbestände /Fläche)	4.1.1; 4.1.2; 4.2.4.1; 4.2.4.3; 5.2.1.2				**	***	–1				–1
	Extensivierung (verstärkte Freilandhaltung, erhöhter Weideanteil, verringerte Tierbestände/Fläche)	4.2.4.3; 5.2.1.2	*	*	*		*	1				–1
	Abstockung der Tierbestände und Verminderung des Produktionsumfanges tierischer Lebensmittel	5.2.1.2; 5.2.1.1; 4.2.4.3; 4.2.4	*	***	***		*	1				–1
	Monogastrische Tiere ersetzen Wiederkäuer[2]	4.2.4.3	*					0				–1
	Ersatz kritischer Futtermittel (v. a. Soja(-produkte) aus Südamerika) durch hofeigene Produktion	5.2.1.2		***	*		*	1				–1

Tab. 9.2 (Fortsetzung)

Bereich	Maßnahme	(Sub-) Kapitel	Auswirkungen						Barrieren			
			Anpassung	Mitigation kurzfristig (20–30 Jahre)	Mitigation langfristig (>30 Jahre)	Wasser	Biodiversität	Synergiepotenzial	Konfliktpotenzial	Techn. Umsetzbarkeit	Kosten	ø
	Alle Tierarten: emissionsarme Haltungs- und Wirtschaftsdüngersysteme	5.2.1.2		***	*			0				0
	Alle Nutztierarten: Senkung des Rohproteingehalts (Rationsoptimierung)	5.2.1.2		***				0				–1
	Wiederkäuer: Futtermittelzusatzstoffe zur Verminderung der enterogenen CH_4-Bildung	5.2.1.2		**				0				–1
	Milchkühe: Erhöhung der Lebenstagsleistung[3]	5.2.1.2		***				0				–1
	Rinder: Erhöhung der Grundfutterqualität	5.2.1.2		***				0				0
	Stalladaptation an Hitze (Kühlsysteme, Luftaufbereitung, etc.)	5.2.1.2; 4.2.4.2; 4.2.4.3	*					0				–1

[1] Die Effekte einer Bewässerung hängen von den Standortfaktoren ab. Der kritische Aspekt der Wasserquelle ist zu beachten sowie die Konkurrenz mit anderen Wassernutzungen. Eine effiziente Nutzung mindert den Verbrauch. Bei Übernutzung sind die Auswirkungen auf Wasser und Biodiversität schlecht. Sollte nur als Überbrückung oder Anpassung und nicht zur Ertragsmaximierung dienen.
[2] Diese Arten (Geflügel, Schwein, Fische, etc.) stehen allerdings in direkter Nahrungsmittelkonkurrenz zum Menschen.
[3] Benötigt proteinhaltigeres Futter, was wiederum emissionsintensiver ist und somit zu Rebound-Effekten führen kann.

Tab. 9.3 Maßnahmen im Wald (inkl. Schutzwald)

Bereich	Maßnahme	(Sub-) Kapitel	Auswirkungen						Barrieren			
			Anpassung	Mitigation kurzfristig (20–30 Jahre)	Mitigation langfristig (>30 Jahre)	Wasser	Biodiversität	Synergiepotenzial	Konfliktpotenzial	Techn. Umsetzbarkeit	Kosten	Ø
Wald (inkl. Schutzwald)	Auswahl von standorts- und klimaangepassten Baumarten (heimischen Laub- und Nadelbaumarten)	4.3.2	**					0				1
	Auswahl von standorts- und klimaangepassten Baumarten (nichtheimische Laub- und Nadelbaumarten)	4.3.2	**	*	***			+1				–1
	Samenherkünfte/Assisted Migration	4.3.2	**	*	***		***	+1				0
	Mischbestände	4.3.2	***	**	***		***	+1				1
	Erhöhung der Strukturvielfalt und ungleichaltriger Waldaufbau	4.3.2	***	**	***		***	+1				0
	Vorratsaufbau durch Nutzung < Zuwachs	5.2.2.2, Box in Kap. 1		***	*			0				–1
	Außer-Nutzung-Stellung nicht angepasster, gefährdeter oder stark genutzter Bestände	5.1.2.2; 8.4.6.3	**	**	*		***	–1				–1
	Außer-Nutzung-Stellung alter etablierter Wälder mit hoher Resilienz	5.1.2.2 8.4.6.3		***	**		***	1				–1
	Stärkere Durchforstungen und Senkung der Bestandsdichte und Bestandsgrundflächen	4.3.2; 5.2.2.3	***	)[1]	**			0				1
	Verkürzung der Umtriebszeit	5.2.2.3	***	***	***		***	–1				–1
	Wiederbewaldung/Aufforstung zuvor intensiv genutzter landwirtschaftlicher Flächen	5.2.2; 5.3.2.5	*	***	***	*	**	+1				–1
	Wiederbewaldung/Aufforstung von arten- und strukturreichen landwirtschaftlichen Flächen (Almen, Magerwiesen, etc.)	5.2.2; 5.3.2.5		*	***	*	**	–1				–1
	Wildtiermanagement	5.2.2.2; 4.3.1	***	**	***		***	+1				–1
	Besseres Monitoring der Forstschutzsituation	4..3.2, 4.3.4	**	*	*			+1				–1

[1] Neutral bewertet, weil: Durchforstung führt durch den Biomasseentzug zu einer Kohlenstoff-Bestandsentwicklung, die kurzfristig unter jener der Entwicklung ohne Durchforstung liegen würde. Langfristig führt Durchforstung zu stabileren und damit höheren Beständen. Der Stabilitätseffekt ist jedoch auch kurzfristig wirksam und kann den kurzfristigen Kohlenstoff-Bestandsverlust kompensieren.

Tab. 9.4 Maßnahmen in allen anderen Ökosystemen und Schutzgebieten (ohne Schutzwald)

Bereich	Maßnahme	(Sub-) Kapitel	Auswirkungen						Barrieren			
			Anpassung	Mitigation kurzfristig (20–30 Jahre)	Mitigation langfristig (>30 Jahre)	Wasser	Biodiversität	Synergiepotenzial	Konfliktpotenzial	techn. Umsetzbarkeit	Kosten	ø
Andere Ökosystemen/Schutzgebiete (ohne Schutzwald)	Förderung der Migration von Arten	4.1.2; 4.4.1; 4.4.2	**		*		***	1				0
	Großflächige Renaturierung von Habitaten bzw. Erhöhung der Habitatqualität außerhalb von Schutzgebieten	4.1.2; 4.4.2	***	**	***	**	***	1				–1
	Vernetzung von Schutzgebieten	4.1.2; 4.4.1; 4.4.2	***	*	**		***	1				0
	Rekultivierung von Mooren	5.2.3.3; 5.3.2.4	*	**		***		1				0
	Reduktion des Intensivgrünlands mit tiefer Drainage auf Moorboden	5.2.3.3	***	*	*	**		1				–1
	Erhalt/Ausweitung natürlicher Retentionsflächen (Auen, etc.)	4.1.2; 5.3.2.1	*	*	**	***	**	1				1
	Ausweitung natürlicher Retentionsflächen (Auen, etc.)											–1
	Monitoring und Evaluierung von Naturschutzmaßnahmen	4.4.2	***			*	***	1				–1
	Erweiterung der Schutzgebiete und Ausbau von Pufferzonen	4.4.1; 4.4.2; 4.2.4.3	***	*	*	**	***	1				–1
	Reduktion der Nährstofffracht (Stickstoff und Phosphor) in die Gewässer[1]	5.2.3.3	**	**		***	*	1				0
	Erhalt ungenutzter/sehr extensiv genutzter Offenlebensräume durch aktive Landschaftspflege	5.2.3.1	***	***	***	**	***	1				0
	Neuausweisung und flächenmäßige Anpassung von Schutzgebieten, um klimatische Verschiebung bioklimatischer Verbreitungsgebiete zu berücksichtigen	4.4.1; 4.4.2	***	***	***		***	1				–1
	Wiederherstellung/Wiedervernässung von (landwirtschaftlich genutzten) Mooren und Feuchtgebieten	5.2.3.3; 5.3.2.4	*	*	***	*	*	1				–1

[1] Für oligotrophe Gewässer besonders wichtig.

Tab. 9.5 Maßnahmen im Siedlungsraum und auf Infrastrukturflächen

Bereich	Maßnahme	(Sub-) Kapitel	Auswirkungen						Barrieren			
			Anpassung	Mitigation kurzfristig (20–30 Jahre)	Mitigation langfristig (>30 Jahre)	Wasser	Biodiversität	Synergiepotenzial	Konfliktpotenzial	Techn. Umsetzbarkeit	Kosten	ø
Siedlungsraum und Infrastrukturflächen	Entsiegelung und Nachverdichtung („die kompakte Stadt“) statt Zersiedelung	4.1.2; 4.5; 5.2.3.4; 8.3.6.3	***	***	*	**	*	1				0
	Albedo erhöhen (Anpassung der Gebäudematerialien und Oberflächenfarben)	4.5	***	*				0				1
	Begrünung von Gebäuden, Straßen und öffentlichen Flächen (Grüne Infrastruktur)	4.1.2; 4.5; 5.2.3.4; 8.3.5.1	***	**	*	**	*	1				0
	Schwammstadtprinzip und Retentionsmaßnahmen sowie „blaue Infrastruktur“	4.1.2; 4.5; 5.2.3.5; 8.3.5.1	***	*		***	*	1				–1
	Energieraumplanung und Sektorkopplung	5.2.3.4; 8.3.5.1	*	**	*			1				0
	Verstärkt erneuerbare Energien integrieren (besonders Solar- und Windenergie)	5.2.3.4; 8.2.2		**	*			0				0
	Thermische Sanierung und Erneuerung des Energiesystems im Gebäudebestand (Reduktion des Heizenergiebedarfs und Umrüsten von Heiz- und Energiesystemen)	5.2.3.4	*	***	*			1				–1
	Photovoltaik auf Häuserflächen	4.5	***	*	*			1				1

9.3.2 Maßnahmen im Konsum und entlang der Prozessketten

Tab. 9.6 Maßnahmen im Konsum und entlang der Prozessketten

Bereich	Maßnahme	(Sub-) Kapitel	Auswirkungen						Barrieren			
			Anpassung	Mitigation kurzfristig (20–30 Jahre)	Mitigation langfristig (>30 Jahre)	Wasser	Biodiversität	Synergiepotenzial	Konfliktpotenzial	Techn. Umsetzbarkeit	Kosten	ø
Konsum und Prozesskette	Ökolabels und Zertifikate	5.4.1; 5.4.2; 6.4.3		**	*	§	§	1				0
	Suffizienzstrategien (weniger [ressourcenintensive] Güter, Energie oder Dienstleistungen konsumieren)	5.2.2; 5.4; 8.3.2.1	§	***	***	§	§	1				–1
	Steuern und steuerliche Anreizen (z. B. Carbon Pricing)	5.4.1; 6.4.2.4	§	***	*	§	§	1				–1
	Reduktion des Fleischkonsums und tierischer Produkte	5.4.1; 5.2.1.1; 4.2.4.3; 5.4.2; 5.4.3.1; 8.3.3	§	***	***	§	§	1				–1
	Reduktion des vermeidbaren Lebensmittelabfalls	5.4.2; 5.4.3;	§	***	***	§	§	1				1
	Konsum von saisonalen Lebensmitteln	5.4.2.; 5.4.3.1	§	**	*	§	§	1				1
	Konsum von Lebensmitteln aus der Region	5.4.2.; 5.4.3.1		*	*			0				0
	Reduktion energieintensiver Produkte mit kurzer Lebensdauer, wie z. B. hochverarbeitete und klein verpackte Produkte, Gewächshausgemüse, Süßigkeiten	5.4.2.; 5.4.3.1	§	**	*	§	§	1				–1
	Zertifikate und Angebotsanpassung (pflanzlich, regional, bio, saisonal) in der Gastronomie	5.4.2; 5.4.3.2		*	*	§	§	1				–1
	Lokale Bottom-up-Initiativen in urbanen Räumen (Solawis, Food Coops, Foodsharing, etc.)	5.4.2; 6.5; 8.4.4	*	*	*	§	§	1				1
	Substitution von mineralischen und metallischen Baustoffen durch Holzmaterialien in Gebäuden	5.3.1.2; 5.4; 5.4.1, Box 1.1		**	↑	§		1				0
	Bioenergie aus Reststoffen der Holzproduktionskette	5.2.2.2; 5.3.1.1; 5.3.1.2; 8.3.4; Box in Kap. 1		***	*			0				1
	Bioenergie aus landwirtschaftlichen Reststoffen	5.3.1.1; 5.2.1.2; 5.3.2.1; 8.3.4		**	**			0				1
	Bioenergie aus Wirtschaftsdünger (z B. Biogas)	5.2.1.1; 5.2.1.2		***	*			0				1

Tab. 9.6 (Fortsetzung)

Bereich	Maßnahme	(Sub-) Kapitel	Auswirkungen						Barrieren			
			Anpassung	Mitigation kurzfristig (20–30 Jahre)	Mitigation langfristig (>30 Jahre)	Wasser	Biodiversität	Synergiepotenzial	Konfliktpotenzial	Techn. Umsetzbarkeit	Kosten	ø
	Bioenergie/Agrotreibstoffe aus forst- und landwirtschaftlicher Primärbiomasse	5.2.2.2; 5.3.1.1; 5.3.1.2; 8.3.4; Box in Kap. 1					***	–1				–1
	Ersatz von erdölbasierten hin zu kompostierbaren Verpackungen aus nachwachsenden Rohstoffen	5.3.1.2; 5.4.2		*	*	§	§	1				0
	Kaskadische Nutzung von Biomasse bzw. Holzprodukten	5.3.1.2; 5.4; 8.3.4	§	***	*	§	§	1				1
	Bereitstellung und vermehrter Einsatz von langlebigen Holzprodukten (aus Laub- und Nadelholz)	5.3.1.2; 5.2.2.3	§	***	*	§	§	1				1

§ Maßnahmen, die zu einer Reduktion des Ressourcenbedarfs führen, führen auch direkt oder indirekt zu positiven Effekten in den Bereichen Anpassung, Wasser und Biodiversität.

↑ Der Mitigations-Effekt ist stark von der tatsächlichen Substituionswirkung abhängig. Bei dieser Bewertung wird davon ausgegangen, dass die De-Fossilisierung des Energiesystems gemäß den international vereinbarten Zielen eingehalten wird. Eine späte oder nicht ausreichende De-Fossilisierung würde einen längerfristigeren Mitigationseffekt bedingen.

9.3.3 Andere Maßnahmen

Tab. 9.7 Andere Maßnahmen

Bereich	Maßnahme	(Sub-) Kapitel	Auswirkungen						Barrieren			
			Anpassung	Mitigation kurzfristig (20–30 Jahre)	Mitigation langfristig (>30 Jahre)	Wasser	Biodiversität	Synergiepotenzial	Konfliktpotenzial	Techn. Umsetzbarkeit	Kosten	ø
Andere Maßnahmen	*Enhanced Weathering*	5.3.2.3			***	*	*	0				1
	Agrivoltaic (Photovoltaik auf landwirtschaftlichen Flächen, besonders Grünland)	5.2.1.1		**	**			1				–1
	BECCS – Bioenergy with Carbon Capture Storage	5.3.1.1; 5.3.2.6		*	*	Wie Bioenergie	Wie Bioenergie	0/–1				–1

9.4 Zusammenschau

In diesem Abschnitt soll nun das Synergiepotenzial der einzelnen Maßnahmen mit den Barrieren der Umsetzung in Beziehung gesetzt werden, um so die effektivsten „No-regret"-Maßnahmen, aber auch die problematischsten, ineffizientesten Maßnahmen zu identifizieren (Tab. 9.8). Die Tabelle folgt diesem Klassifikationsschema:

Ø Barrieren	Bewertung	Ø Synergiepotenzial
3 grün oder 2 grün + 1 gelb/grau	1	Mind. 3 grün + Rest beige; kein braun
1 grün, 2 grau/gelb	0	1–2 grün + Rest beige; mind. 3 grün + 1 braun
Alles gelb/grau; alles mit mind. 1 rot	–1	Nur beige oder braun + beige

Abb. 9.2 Bewertungsschema für die Tabelle zu Synergiepotential & Barrieren

Tab. 9.8 Zusammenschau Synergien, Trade-offs und Barrieren

	Kaum/wenige Barrieren	Mittlere Barrieren	Hohe/viele Barrieren
Hohes Synergiepotenzial/wenige Trade-offs	Selektion heimischer, hitze-/dürreresistenter und robuster Sorten (auch verwandte Wildarten, alte Sorten)	Biolandbau (extensiv)	Künstliche Bewässerung[1] bei Steigerung der Wassereffizienz
	Vielfältige Fruchtfolgen und Zwischenfrüchte (v. a. mit Leguminosen)[2]	Gezielte/überlegte Standortwahl und -anpassung	Präzisionslandwirtschaft
	Ganzjährige Bodenbedeckung (Zwischenfrüchte, Zwischenbegrünung und Untersaat)[3]	Landschaftselemente wie Hecken, Steinmauern, Blühflächen und Alleen	
	Einarbeiten von Biokohle aus kaskadischer Biomasse		
	Einsatz von Kompostdünger und organischem Wirtschaftsdünger anstelle von Mineraldünger[4]		
	Reduzierte/keine/konservierende Bodenbearbeitung[5] (und Mulchsaat)		
	Mischkulturanbau		
	Erhalt von extensiv genutzten Grünflächen und Einhaltung der Tierbestandsobergrenzen	Satellitengestütztes Monitoring der Biomasseentwicklung	Extensivierung (verstärkte Freilandhaltung, erhöhter Weideanteil; verringerte Tierbestände/Fläche)
	Erweiterung des Arten- und Sortenspektrums	Verstärkte Nutzung von Almen (extensiv und moderat, dafür flächendeckend)	Abstockung der Tierbestände und Verminderung des Produktionsumfanges tierischer Lebensmittel
	Silvopastorale Systeme (nicht Waldweide)	Künstliche Bewässerung[1]	Ersatz kritischer Futtermittel (v. a. Sojaprodukten aus Südamerika) durch hofeigene Produktion
	Standortangepasste Bewirtschaftung: Schnitthäufigkeit und Düngungsintensität, Einschränkung der Nutzungsintensität bei Trockenheit	Legumer Feldfutteranbau, bei gleichzeitiger Reduktion des Silomaisanteils/Leguminosen-basierte Grasflächen	
	Mischbestände	Samenherkünfte/Assisted Migration	Auswahl von standorts- und klimaangepassten Baumarten (nichtheimische Laub- und Nadelbaumarten)
		Erhöhung der Strukturvielfalt und ungleichaltriger Waldaufbau	Außer-Nutzung-Stellung alter etablierter Wälder mit hoher Resilienz
			Wiederbewaldung/Aufforstung zuvor intensiv genutzter landwirtschaftlicher Flächen
			Wildtiermanagement
			Besseres Monitoring der Forstschutzsituation

Tab. 9.8 (Fortsetzung)

	Kaum/wenige Barrieren	Mittlere Barrieren	Hohe/viele Barrieren
	Erhalt natürlicher Retentionsflächen (Auen, etc.)	Förderung der Migration von Arten	Großflächige Renaturierung von Habitaten bzw. Erhöhung der Habitatqualität außerhalb von Schutzgebieten
		Vernetzung von Schutzgebieten	Reduktion des Intensivgrünlands mit tiefer Drainage auf Moorboden
		Rekultivierung von Mooren	Ausweitung natürlicher Retentionsflächen (Auen, etc.)
		Reduktion der Nährstofffracht (Stickstoff und Phosphor) in die Gewässer[6]	Monitoring und Evaluierung von Naturschutzmaßnahmen
		Erhalt ungenutzter/sehr extensiv genutzter Offenlebensräume durch aktive Landschaftspflege	Erweiterung der Schutzgebiete und Ausbau von Pufferzonen
			Neuausweisung und flächenmäßige Anpassung von Schutzgebieten, um klimatische Verschiebung bioklimatischer Verbreitungsgebiete zu berücksichtigen
			Wiederherstellung/Wiedervernässung von (landwirtschaftlich genutzten) Mooren und Feuchtgebieten
	Photovoltaik auf Häuserflächen	Entsiegelung und Nachverdichtung („die kompakte Stadt“) statt Zersiedelung	Schwammstadtprinzip und Retentionsmaßnahmen sowie „Blaue Infrastruktur“
		Begrünung von Gebäuden, Straßen und öffentlichen Flächen (Grüne Infrastruktur)	Thermische Sanierung und Erneuerung der Energiesysteme im Gebäudebestand (Reduktion des Heizenergiebedarfs und Umrüsten von Heiz- und Energiesystemen)
		Energieraumplanung und Sektorkopplung	
	Reduktion des vermeidbaren Lebensmittelabfalls	Ökolabels und Zertifikate	Suffizienzstrategien (weniger [ressourcenintensive] Güter, Energie oder Dienstleistungen konsumieren)
	Konsum von saisonalen Lebensmitteln	Substitution von mineralischen und metallischen Baustoffen durch Holzmaterialien in Gebäuden	Steuern und steuerliche Anreize (z. B.Carbon Pricing)
	Lokale Bottom-up-Initiativen in urbanen Räumen (Solawis, Food-Coops, Foodsharing, etc.)	Bereitstellung und vermehrter Einsatz von langlebigen Holzprodukten (aus Laub- und Nadelholz)	Reduktion des Fleischkonsums und tierischer Produkte
	Kaskadische Nutzung von Biomasse bzw. Holzprodukten	Ersatz von Erdöl-basierten hin zu kompostierbaren Verpackungen aus nachwachsenden Rohstoffen	Reduktion energieintensiver Produkte mit kurzer Lebensdauer wie z. B. hochverarbeitete und klein verpackte Produkte, Gewächshausgemüse, Süßigkeiten, etc.
			Zertifikate und Angebotsanpassung (pflanzlich, regional, bio, saisonal) in der Gastronomie
			Agrivoltaic (Photovoltaik auf landwirtschaftlichen Flächen, besonders Grünland)
Mittleres Synergiepotenzial/mittlere Trade-offs			
	Anpassung des Aussaattermins und der Düngung an Verschiebung der Jahreszeiten	Forschung und Monitoring zu Schädlingen und Krankheiten	Etablierung von Kulturarten aus anderen (wärmeren) Gegenden
	Optimierung des N-Managements (effiziente Stickstoffdüngung)	Züchtung neuer Kulturarten oder Sorten (hitze- und trockenheitstolerant)	Agroforstwirtschaft auf landwirtschaftlichen Flächen (inkl. dem Erhalt von Streuobstwiesen)
		Einarbeiten von Ernterückständen	
		Einarbeiten von Biokohle aus Primärbiomasse oder Biomassekategorien mit langen Verweilzeiten in der Biosphäre	
		Züchtung und Einsatz trockenresistenter und widerstandsfähiger Sorten	Monogastrische Tiere ersetzen Wiederkäuer[7]
		Alle Tierarten: emissionsarme Haltungs- und Wirtschaftsdünger-Systeme	Alle Nutztierarten: Senkung des Rohproteingehalts (Rationsoptimierung)
		Rinder: Erhöhung der Grundfutterqualität	Wiederkäuer: Futtermittelzusatzstoffe zur Verminderung der enterogenen CH_4-Bildung
			Milchkühe: Erhöhung der Lebenstagsleistung[8]
			Stalladaptation an Hitze (Kühlsysteme, Luftaufbereitung, etc.)

Tab. 9.8 (Fortsetzung)

	Kaum/wenige Barrieren	Mittlere Barrieren	Hohe/viele Barrieren
	Auswahl von standorts- und klimaangepassten Baumarten (heimischen Laub- und Nadelbaumarten)		Vorratsaufbau durch Nutzung < Zuwachs
	Stärkere Durchforstungen und Senkung der Bestandsdichte und Bestandsgrundflächen		
	Albedo erhöhen (Anpassung der Gebäudematerialien und Oberflächenfarben)	Verstärkt erneuerbare Energien integrieren (besonders Solar- und Windenergie)	
	Bioenergie aus Reststoffen der Holzproduktionskette	Konsum von Lebensmitteln aus der Region	
	Bioenergie aus landwirtschaftlichen Reststoffen		
	Bioenergie aus Wirtschaftsdünger (z. B. Biogas)		
		Enhanced Weathering	
Hohe/viele Trade-offs			
			Verstärkter Herbizid- und Pestizideinsatz
			Intensivierung (verstärkte Stallhaltung, höhere Tierbestände /Fläche)
			Außer-Nutzung-Stellung nicht angepasster, gefährdeter oder stark genutzter Bestände
			Verkürzung der Umtriebszeit
			Wiederbewaldung/Aufforstung von arten- und strukturreichen, landwirtschaftlichen Flächen (Almen, Magerwiesen, etc.)
			Bioenergie aus forst- und landwirtschaftlicher Primärbiomasse
			BECCS – Bioenergy with Carbon Capture Storage

[1] Die Effekte einer Bewässerung hängen von den Standortfaktoren ab. Der kritische Aspekt der Wasserquelle ist zu beachten, sowie die Konkurrenz mit anderen Wassernutzungen. Eine effiziente Nutzung mindert den Verbrauch. Bei Übernutzung sind die Auswirkungen auf Wasser und Biodiversität schlecht. Sollte nur als Überbrückung oder Anpassung und nicht zur Ertragsmaximierung dienen.
[2] Die Lachgas-Emissionen der Leguminosen sind hier zu beachten.
[3] Durch Grobporen im Boden kann es zur Verlagerung von Nähr- und Schadstoffen und somit zu einer Reduzierung der Filterfunktion des Bodens kommen. Bei Untersaat: Wasser- und Nährstoffkonkurrenz und potentielle Ertragsverluste (bis zu 10 %) der Hauptfrucht.
[4] Eine Überdüngung kann negative Auswirkungen auf die Wasserqualität haben.
[5] In der Praxis gehen pfluglose Varianten oft mit dem Einsatz von Herbiziden einher.
[6] Für oligotrophe Gewässer besonders wichtig.
[7] Diese Arten (Geflügel, Schwein, Fische, etc.) stehen allerdings in direkter Nahrungsmittelkonkurrenz zum Menschen.
[8] Benötigt proteinhaltigeres Futter, was wiederum emissionsintensiver ist und somit zu Rebound-Effekten führen kann.

9.5 Identifikation und Umsetzung von geeigneten Maßnahmen

9.5.1 Bewertung von Synergiepotenzial und Umsetzbarkeit

Die in Kap. 9 zusammengefassten und in den jeweiligen Abschnitten diskutierten und bewerteten Maßnahmen weisen unterschiedlich ausgeprägte Profile in Bezug auf Synergien und Zielkonflikte (Trade-offs) auf. Besonders die Maßnahmen im Bereich des Konsums und der Prozessketten zeichnen sich durch eine Vielzahl von Synergien und wenige Trade-offs aus. Aber auch viele produktionsseitige Maßnahmen haben überwiegend positive Auswirkungen auf mehr als drei der fünf untersuchten Dimensionen (Anpassung, langfristiges Emissionsminderungspotenzial, kurzfristiges Emissionsminderungspotenzial, Biodiversität, Wasserhaushalt). Zielkonflikte treten häufig in Zusammenhang mit Biodiversität auf. Am meisten Trade-offs wurden bei Maßnahmen im Bereich „Wald (inkl. Schutzwald)“ festgestellt.

Die bewerteten Maßnahmen weisen auch unterschiedliche Profile der Umsetzbarkeit auf. Die meisten Maßnahmen sind durch erhebliche Barrieren in mind. einem der drei Bereiche (Konfliktpotenzial, technische Umsetzbarkeit, Kosten) charakterisiert. Es gibt allerdings auch einige Maßnahmen, die nur wenige, geringe oder sogar keine Barrieren aufweisen. Dazu zählen vor allem Maßnahmen aus den Bereichen „Ackerbau, Obst-, Wein- und Gemüseanbau (inkl. Bodenbearbeitung)“, „Grünlandwirtschaft und Nutztierhaltung“ sowie „Konsum und Prozessketten“. Die Bereiche „Andere Ökosysteme und Schutzgebiete (ohne Schutzwald)“ und „Andere Maßnahmen“ weisen die meisten und stärksten Barrieren auf. In den Bereichen „Wald (inkl. Schutzwald)“ und „Konsum und Prozessketten“ ist vor allem das Konfliktpotenzial, also die gesellschaftliche Akzeptanz der Maßnahmen, eine entscheidende Barriere. Bezüglich der wirtschaftlichen Kosten gibt es insgesamt die meisten Unklarheiten.

9.5.1.1 Aufschlüsselung nach Bereichen

Die bewerteten Maßnahmen im Bereich Naturschutz („Andere Ökosysteme und Schutzgebiete (ohne Schutzwald)“) haben alle durchweg ein hohes Synergiepotenzial und kaum negativen Auswirkungen. Sie sind allerdings durch besonders viele Barrieren der Umsetzung gekennzeichnet.

Die bewerteten Maßnahmen im Bereich „Konsum und Prozessketten“ haben durchwegs (bis auf Bioenergie aus Primärbiomasse) ein hohes oder mittleres Synergiepotenzial. Sie sind zudem kostengünstig und technisch gut umsetzbar, allerdings bergen sie oft ein großes Konfliktpotenzial.

Die bewerteten Maßnahmen im Bereich „Siedlungsraum und Infrastrukturflächen“ haben oft ein hohes Synergiepotenzial und keine negativen Auswirkungen, sind aber durch mittelhohe Barrieren geprägt und haben oft unklare Kosten.

Die bewerteten Maßnahmen im Bereich „Wald (inkl. Schutzwald)“ zeigen ein gemischtes Bild. Hier gibt es sowohl Maßnahmen mit einem hohen Synergiepotenzial und keinen negativen Auswirkungen als auch Maßnahmen mit hohen Trade-offs. Fast alle Maßnahmen in diesem Bereich sind technisch gut umsetzbar, aber die Kosten sind teilweise hoch. Der Bereich ist durch ein hohes Konfliktpotenzial gekennzeichnet.

Die bewerteten Maßnahmen im Bereich „Ackerbau, Obst-, Wein- und Gemüseanbau (inkl. Bodenbearbeitung)“ zeigen meist ein mittleres bis hohes Synergiepotenzial; nur vereinzelt werden Trade-offs bzw. negative Auswirkungen festgestellt (z. B. verstärkter Herbizid- und Pestizideinsatz). Die Barrieren für eine Umsetzung zeigen ein heterogenes Bild von wenig, mittleren und hohen Barrieren.

Die bewerteten Maßnahmen im Bereich „Grünlandwirtschaft und Nutztierhaltung“ haben alle (bis auf eine Ausnahme, nämlich die Intensivierung [verstärkte Stallhaltung, höhere Tierbestände/Fläche]) ein mittleres oder hohes Synergiepotenzial und keine negativen Auswirkungen. Maßnahmen im Bereich der Nutztierhaltung weisen dabei deutlich mehr Barrieren der Umsetzung und unsichere Kostenpunkte auf als Maßnahmen in der Grünlandwirtschaft.

Die bewerteten Maßnahmen im Bereich „Andere Maßnahmen“ zeigen ein gemischtes Bild hinsichtlich der Trade-offs und Synergien. Sie sind teilweise von hohen Barrieren gekennzeichnet. Der Wissenstand wird als unterdurchschnittlich eingeschätzt.

9.5.1.2 Maßnahmen mit hohem Synergiepotenzial und geringen Barrieren

Zu den Maßnahmen mit besonders hohem Synergiepotenzial, die zudem von nur geringen Barrieren charakterisiert sind, zählen der Mischkulturanbau, die Schaffung von Landschaftselementen wie Hecken, Steinmauern, Blühflächen und Alleen, die Selektion heimischer, hitze-/dürreresistenter und robuster Sorten (auch verwandte Wildarten, alte Sorten), weiters vielfältige Fruchtfolgen und Zwischenfrüchte (v. a. mit Leguminosen) wie auch die ganzjährige Bodenbedeckung (Zwischenfrüchte, Zwischenbegrünung und Untersaat), der Einsatz von Kompostdünger und organischem Wirtschaftsdünger anstelle von Mineraldünger sowie die reduzierte/konservierende Bodenbearbeitung (und Mulchsaat). Auch die Einarbeitung von Biokohle aus Reststoffen wurde als vorteilhaft und mit geringen Umsetzungsbarrieren bewertet. Die Grünlandwirtschaft ist mit deutlich weniger Maßnahmen vertreten, dazu gehören der Erhalt von extensiv genutzten Grünflächen und die Einhaltung der Tierbestandsobergrenzen, die Erweiterung des Arten- und Sortenspektrums, die Schaffung von silvopastoralen Systemen sowie die standortangepasste Bewirtschaftung (Schnitthäufigkeit und Düngungsintensität, Einschränkung der Nutzungsintensität bei Trockenheit). Bei der Forstwirtschaft und im Siedlungs-

bereich findet sich hier nur jeweils eine Maßnahme, nämlich die Schaffung von Mischbeständen bzw. der Ausbau von Photovoltaik auf Häuserflächen. Im Prozessketten- und Konsumbereich finden sich die Reduktion des vermeidbaren Lebensmittelabfalls, der Konsum von Lebensmitteln von saisonalen Lebensmitteln, lokale Bottom-up-Initiativen in urbanen Räumen und die kaskadische Nutzung von Biomasse bzw. Holzprodukten.

9.5.1.3 Maßnahmen mit potenziell hohen Trade-offs und Barrieren der Umsetzung.

Zu den Maßnahmen, die nur ein sehr geringes Synergiepotenzial aufweisen und die zusätzlich auch von erheblichen Barrieren, insbesondere im Bereich Konfliktpotenzial, gekennzeichnet sind, zählen die Verwendung von Agrotreibstoffen aus primärer Biomasse (Anbau von Bioenergiepflanzen), der verstärkte Herbizid- und Pestizideinsatz als Anpassungsmaßnahme, die Intensivierung in der Viehwirtschaft, wie verstärkte Stallhaltung und höhere Tierbestände pro Fläche, sowie einige waldbauliche Maßnahmen. Dazu gehören die Außer-Nutzung-Stellung nicht angepasster, gefährdeter oder stark genutzter Bestände und die Verkürzung der Umtriebszeit. Auch die Wiederbewaldung/Aufforstung von arten- und strukturreichen landwirtschaftlichen Flächen (Almen, Magerwiesen, etc.) findet sich in diesem Bereich, wie auch die Bioenergiebereitstellung aus forst- und landwirtschaftlicher Primärbiomasse. BECCS – „Bioenergy with Carbon Capture Storage“ ist ebenfalls in diesem Bereich, allerdings sind die Bewertungen der Synergien und Trade-offs nicht eindeutig, folgen aber im Wesentlichen der Bewertung der Bioenergiebereitstellung. Diese zeigt deutliche Unterschiede nach Herkunft der Biomasse (kaskadisch oder Reststoffe versus Primärbiomasse).

9.6 Regionale Unterschiede und lokaler Kontext

Die Auswirkungen und die Wirksamkeit von landnutzungsbezogenen Klimaschutz- und Anpassungsmaßnahmen sind abhängig vom regionalen und lokalen Kontext sowie von den Raum- und Zeitskalen der Betrachtung (siehe Kap. 1 und 3–8). Maßnahmen sind oft landtypspezifisch, von bioklimatischen Charakteristika der Region oder von lokalen Kontexten der Lebensmittelproduktion und des Konsums abhängig. Einige Maßnahmen erzeugen negative Nebeneffekte häufig nur in bestimmten Regionen oder Kontexten; zum Beispiel haben Maßnahmen, die vermehrt Wasser benötigen, möglicherweise kaum negative Nebeneffekte in Regionen, in denen keine Wasserknappheit herrscht bzw. prognostiziert ist, sehr wohl aber hohe Auswirkungen in Regionen, in denen das Wasser bereits jetzt knapp ist.

Zudem gibt es Regionen, die aufgrund naturräumlicher und wirtschaftlicher Umstände mit mehr Herausforderungen konfrontiert sind als andere. Diese haben dadurch oftmals auch weniger Reaktionsmöglichkeiten für die Umsetzung von Maßnahmen. Die Umsetzung mancher Maßnahmen konkurriert außerdem, je nach Region, auch mit anderen Landnutzungsarten und der Bereitstellung von wichtigen Ökosystemleistungen. Dies gilt es in der Planung sowie bei der Interpretation der hier zusammengestellten Tabellen zu beachten.

9.7 Zeitdimension der Mitigationseffekte

Die Betonung kurzer Zeithorizonte (bis 2050) für die Bewertung des Emissionsminderungspotenzials in diesem Kapitel (in Abgrenzung zu den langfristigen [> 30 Jahre] Auswirkungen) folgt dem Aufruf des European Academies Science Advisory Council (EASAC): Im Lichte der hohen Dynamik des Klimawandels und seiner globalen Effekte ist es unumgänglich, kurzfristig wirksame Maßnahmen zu identifizieren und zu priorisieren (siehe auch Kap. 1 und Masson-Delmotte et al., 2018; Norton et al., 2019).

Bezüglich des Klimaschutzpotenzials weisen einige Maßnahmen unterschiedliche kurz- und langfristige Effekte auf (z. B. das Einarbeiten von Ernterückständen und eine reduzierte bzw. konservierende Bodenbearbeitung in der Landwirtschaft, die Außer-Nutzung-Stellung nicht angepasster, gefährdeter Bestände in der Forstwirtschaft, verstärke Durchforstung; die Substitution von mineralischen Bauträgern durch Holzmaterialien in Gebäuden). Oftmals gibt es hier auch keine differenzierten wissenschaftlichen Betrachtungen, sodass es schwer ist, zwischen kurz- und langfristigem Klimaschutzpotenzial zu unterscheiden. Die Berücksichtigung der verschiedenen Zeithorizonte in der Bewertung ist allerdings entscheidend und sollte in künftigen Forschungsprojekten dezidiert angesprochen werden.

9.8 Folgen verspäteten Handelns

Die Umsetzung von Anpassungsmaßnahmen in der Land- und Forstwirtschaft verlangt, je nach Maßnahme, rechtzeitiges Handeln, um die erwarteten negativen Folgen des Klimawandels auf das Landnutzungssystem zu reduzieren. In der Waldbewirtschaftung betrifft dies vor allem die Sicherstellung von Ökosystemleistungen wie zum Beispiel den Erhalt der Schutzleistung von Schutzwäldern und die Reduktion der Vulnerabilität bestehender Wälder gegenüber Störungen, um das Risiko systemgefährdender Störungsereignisse mit potenziell negativen Folgen für das Klimasystem zu verhindern (Kurz et al., 2008; Olsson et al., 2019). Aufgrund des langfristigen Bewirtschaftungshorizonts von Wäldern führen

zu späte Anpassungsmaßnahmen automatisch zu einer Verringerung von Steuerungsoptionen [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung].

Ähnlich gelagert ist die Situation in der Landwirtschaft. Alle genannten Maßnahmen (z. B. Diversifizierung von Fruchtfolgen, Kulturarten und Anbausystemen, Etablierung von Agroforst-Systemen, Kulturarten- und Sortenwahl, die an die sich ändernden Standortbedingungen angepasst sind, insbesondere eine nachhaltige Bodenbewirtschaftung für die Sicherung optimaler Humusgehalte) benötigen entsprechende Vorlaufzeiten, um einerseits die Grundlagen für die Transformation der etablierten Anbausysteme zu erarbeiten und andererseits die Akzeptanz bei den Akteur_innen zu sichern [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Eine Verzögerung der Umsetzung dieser Maßnahmen steigert die Vulnerabilität der Anbausysteme gegenüber Klimawandelfolgen und hat dramatische Auswirkungen auf Erträge und Produktqualität (Haslmayr et al., 2018; Howden et al., 2007).

Es herrscht große Übereinstimmung in der Wissenschaftsgemeinschaft, dass verzögertes Handeln in Bezug auf die Emissionsminderung im Landwirtschafts-, Forst- und Energiesektor sowie bei der Umsetzung spezifischer Maßnahmen die bestehenden Herausforderungen verschärfen wird (IPCC, 2019a; Kap. 1). Es besteht auch Übereinstimmung, dass die landbasierten Emissionsminderungen nur einen Teil der Gesamtemissionen ausgleichen können (IPCC, 2019b). Die wichtigsten Folgen eines verzögerten Handelns sind:

- Erhöhter Bedarf an Klimawandelanpassungsmaßnahmen
- Hohe Kosten
- Einengung des Handlungsspielraums für Entscheidungsträger_innen
- Probleme der Irreversibilität und „Kipppunkte“ im Erdsystem mit nicht abschätzbaren Folgen für Gesellschaft und Landökosysteme
- Reduktion der Implementierungszeit von Maßnahmen, reduzierte Diskursmöglichkeit (gesellschaftliche Kipppunkte; Otto et al., 2020)
- Hohe Nachfrage an großflächigen landbasierten Mitigationsmaßnahmen (Creutzig et al., 2021; Roe et al., 2019)

Zum einen sind Auswirkungen des Klimawandels auf die Landnutzung bereits jetzt belegt (IPCC, 2019a; Kap. 3) und mit erheblichen volkswirtschaftlichen Kosten verbunden, führen sie doch zu umfangreichen Klimawandelanpassungsmaßnahmen. Zum anderen ist es absehbar, dass eine verspätete Umsetzung der Klimaschutzmaßnahmen zu einem erhöhten Bedarf an landbasierten Emissionsminderungsmaßnahmen führt. Verspätetes Handeln, in dem hier behandelten Feld der Landnutzung wie auch in allen anderen gesellschaftlichen Bereichen, kann dadurch das Potenzial der Reaktionsoptionen verringern und die Kosten des Einsatzes erhöhen [hohe Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Nicht zuletzt auch deshalb kommt der IPCC Land Report (IPCC, 2019b) zum Schluss, dass landbasierte Klimaschutzmaßahmen dann erfolgreich sind, wenn sie Teil von langfristigen ganzheitlichen Strategien, die alle Gesellschaftsbereiche umfassen, sind. Dies gilt global wie auch für Österreich.

Literatur

Creutzig, F., Erb, K.-H., Haberl, H., Hof, C., Hunsberger, C., Roe, S., 2021. Considering sustainability thresholds for BECCS in IPCC and biodiversity assessments. GCB Bioenergy 13, 510–515. https://doi.org/10.1111/gcbb.12798

Haslmayr, H.-P., Baumgarten, A., Schwarz, M., Huber, S., Prokop, G., Sedy, K., Krammer, C., Murer, E., Pock, H., Rodlauer, C., Schaumberger, A., Nadeem, I., Formayer, H., 2018. BEAT – Bodenbedarf für die Ernährungssicherung in Österreich – Endbericht.

Howden, S.M., Soussana, J.-F., Tubiello, F.N., Chhetri, N., Dunlop, M., Meinke, H., 2007. Adapting agriculture to climate change. Proceedings of the National Academy of Sciences 104, 19691–19696. https://doi.org/10.1073/pnas.0701890104

IPCC, 2019a. Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)]. In press.

IPCC, 2019b. Summary for Policymakers. In: Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)]. In press., Climate Change and Land: an IPCC special report in climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security and greenhouse gas fluces in terrestrial ecosystems.

Kurz, W.A., Stinson, G., Rampley, G.J., Dymond, C.C., Neilson, E.T., 2008. Risk of natural disturbances makes future contribution of Canada's forests to the global carbon cycle highly uncertain. PNAS USA 105, 1551. https://doi.org/10.1073/pnas.0708133105

Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pörtner, H.-O., Roberts, D., Skea, J., Shukla, P.R., Pirani, A., Moufouma-Okia, W., Péan, C., Pidcock, R., Connors, S., Matthews, J.B.R., Chen, Y., Zhou, X., Gomis MI, Lonnoy, E., Maycock, T., Tignor, M., Waterfield, T., 2018. Global Warming of 1.5 OC: An IPCC Special Report on the Impacts of Global Warming of 1.5° C Above Pre-industrial Levels and Related Global Greenhouse Gas Emission Pathways, in the Context of Strengthening the Global Response to the Threat of Climate Change, Sustainable Development, and Efforts to Eradicate Poverty. World Meteorological Organization Geneva, Switzerland.

Norton, M., Baldi, A., Buda, V., Carli, B., Cudlin, P., Jones, M.B., Korhola, A., Michalski, R., Novo, F., Oszlányi, J., Santos, F.D., Schink, B., Shepherd, J., Vet, L., Walloe, L., Wijkman, A., 2019. Serious mismatches continue between science and policy in forest bioenergy. GCB Bioenergy 11, 1256–1263. https://doi.org/10.1111/gcbb.12643

Olsson, L., Barbosa, H., Bhadwal, S., Cowie, A., 2019. Chapter 4 : Land Degradation – IPCC Special Report on Climate Change and Land. https://www.ipcc.ch/srccl/chapter/chapter-4/ (accessed 7.2.21).

Otto, I.M., Donges, J.F., Cremades, R., Bhowmik, A., Hewitt, R.J., Lucht, W., Rockström, J., Allerberger, F., McCaffrey, M., Doe,

S.S.P., Lenferna, A., Morán, N., van Vuuren, D.P., Schellnhuber, H.J., 2020. Social tipping dynamics for stabilizing Earth's climate by 2050. PNAS USA 117, 2354–2365. https://doi.org/10.1073/pnas.1900577117

Roe, S., Streck, C., Obersteiner, M., Frank, S., Griscom, B., Drouet, L., Fricko, O., Gusti, M., Harris, N., Hasegawa, T., Hausfather, Z., Havlík, P., House, J., Nabuurs, G.-J., Popp, A., Sánchez, M.J.S., Sanderman, J., Smith, P., Stehfest, E., Lawrence, D., 2019. Contribution of the land sector to a 1.5 °C world. Nature Climate Change 9, 817–828. https://doi.org/10.1038/s41558-019-0591-9

Open Access Dieses Kapitel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Kapitel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.



Glossar

Koordinierende Redakteur_innen: Joachim Raich[1], Paula Bethge[1], Karl-Heinz Erb[1]

Redaktionsteam: Michael Englisch[2], Friedrich Hinterberger[3], Stephan Glatzel[4], Markus Scharler[5], Thomas Thaler[1], Peter Weiss [6]

Zitiervorschlag: Raich, J., Bethge, P, Erb, K.-H., Englisch M., Hinterberger, F., Glatzel, S., Scharler, M., Thaler, T., Weiss, P. 2024: Glossar. In: APCC Special Report: Landnutzung und Klimawandel in Österreich (APCC SR Land). [Jandl, R., Tappeiner, U., Foldal, C. B., Erb, K.-H. (Hrsg.)]. Springer Spektrum. Berlin/Heidelberg. S. 491–526.

Vorwort

Das Glossar des vorliegenden Berichts dient der besseren Verständlichkeit über die einzelnen, an seiner Erstellung beteiligten wissenschaftlichen Fach-Communities hinaus.

Erstellt wurde es vor allem aufbauend auf dem Glossar des IPCC SR Climate Change and Land. Einige der verwendeten Termini definiert es allerdings auf spezifische Weise, nämlich wie sie von den Leitautor_innen im Kontext dieses Berichts beabsichtigt sind.

Dabei ist die Erstellung des Glossars mit der Herausforderung konfrontiert, dass in manchen Fällen gleichlautende Begriffe im Bericht von unterschiedlichen Fach-Communities in **unterschiedlichen Bedeutungen** verwendet werden. Mit Hilfe dieses Glossars wird deshalb eine Vereinheitlichung angestrebt, um Missverständnisse zu vermeiden.

Weiters besteht die Herausforderung, dass Begriffe in ihrer **umgangssprachlichen Nutzung** nicht immer der intendierten Bedeutung im Kontext dieses Berichts entsprechen. In diesen Fällen werden Begriffe neben der Definition im Glossar auch im Text konkretisiert.

Bei **Synonymen**, also verschiedenen Begriffen gleicher Bedeutung, wird – wie üblich – auf die jeweils anderen Begriffe im Glossar verwiesen.

Bei der Erstellung des Glossars hat das Redaktionsteam darauf geachtet, sich an **autoritativen (also maßgebenden) Quellen** zu orientieren, um wissenschaftliche Präzision sicherzustellen, sowie eine möglichst einfache Sprache zu verwenden, damit es für eine breite Leserschaft gewinnbringend ist.

[1] Universität für Bodenkultur Wien
[2] Bundesforschungszentrum für Wald
[3] Universität für Angewandte Kunst Wien
[4] Universität Wien
[5] privat
[6] Umweltbundesamt GmbH

1,5-°C-Pfad Siehe → *Pfade*.

Abfluss Komponente des Wasserkreislaufes, welche die Entwässerung der Landflächen der Erde charakterisiert, d. h. die oberirdische und unterirdische Ableitung des Niederschlagswassers in einen Ozean oder eine abflusslose Senke. Abfluss ist das Ergebnis des Durchganges des Niederschlagswassers durch das Einzugsgebiet, wobei allerdings erhebliche Wasseranteile an Pflanzenoberflächen, an der Bodenoberfläche, in Schnee, Eis und Gletschern, in stehenden Gewässern, im Boden sowie im Grundwasser gespeichert und durch Verdunstung in die Atmosphäre zurückgeführt werden (Spektrum, 2023). Siehe auch → *Hydrologischer Kreislauf*, → *Oberflächenabfluss*.

Oberflächenabfluss Wasser, das über die Bodenoberfläche in das nächstgelegene Oberflächen-Fließgewässer abfließt. Bzw. aus einem Einzugsgebiet abfließendes Wasser, das seit dem Niederschlag nicht unter die Oberfläche gelangt ist (Spektrum, 2023).

Abiotische Faktoren (Biotisch von altgriech. *Bios*, „Leben“; abiotisch ist also „ohne Lebendiges“) Umweltbedingungen, ohne Beteiligung von Lebewesen, z. B. Temperatur, Licht, pH-Wert, etc. (Spektrum, 2023). Siehe auch → *Biotische Faktoren*.

Aerosol Eine Sammlung von festen oder flüssigen Partikeln in der Luft mit einer typischen Größe zwischen 0,01 und 10 µm, die mindestens ein paar Stunden in der → *Atmosphäre* bleiben. Aerosole können entweder natürlichen (z. B.

© Der/die Autor(en) 2024

R. Jandl et al. (Hrsg.), *APCC Special Report: Landnutzung und Klimawandel in Österreich*,
https://doi.org/10.1007/978-3-662-67864-0

durch Winderosion) oder anthropogenen Ursprungs (z. B. durch Verkehr) sein (Spektrum, 2023). Aerosole können das → *Klima* auf verschiedene Arten beeinflussen: sowohl direkt, durch Streuung und Absorption der Strahlung, als auch indirekt als Kondensationskeime für die Wolkenbildung oder durch die Veränderung der optischen Eigenschaften und der Lebensdauer von Wolken, aber auch durch Ablagerung auf schnee- oder eisbedeckten Oberflächen, wobei sie deren → *Albedo* verändern und zur → *Klima-Rückkopplung* beitragen (IPCC, 2019).

Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung Eine UN-Resolution vom September 2015, die einen Aktionsplan für Menschen, Planet und Wohlbefinden in einem neuen globalen Entwicklungsrahmen annimmt, der in 17 nachhaltigen Entwicklungszielen verankert ist (UN, 2015). Siehe auch → *Nachhaltige Entwicklungsziele*.

Agrarkraftstoff Siehe → *Biokraftstoff*

Agrarökologie Teilgebiet der Ökologie, das sich mit der Erforschung der ökologischen Zusammenhänge in der landwirtschaftlich genutzten Kulturlandschaft (Agrarlandschaft) befasst. Die Agrarökologie untersucht vor allem die biologischen Auswirkungen der Tätigkeit des Menschen und führt dadurch zu einer Synthese botanischer, zoologischer, landwirtschaftlicher und phytopathologischer Aspekte (Schaefer, 2012).

Agrobiodiversität Die Vielfalt und Variabilität von Tieren, Pflanzen und Mikroorganismen, die direkt oder indirekt für die Ernährung und Landwirtschaft verwendet werden, einschließlich Nutzpflanzen, Nutztiere, Forstwirtschaft und Fischerei. Sie umfasst die Vielfalt der genetischen Ressourcen (Sorten, Rassen, Linien) und Arten, die für Nahrungs-, Futter-, Faser-, Treibstoff- und Arzneimittel verwendet werden. Sie umfasst auch die Vielfalt der nicht geernteten Arten, die die Produktion unterstützen (Bodenmikroorganismen, Raubtiere, Bestäuber), und der Arten in der weiteren Umgebung, die Agrarökosysteme unterstützen (ackerbauliche, Weide-, Wald- und Wasserökosysteme) sowie die Vielfalt der Agrarökosysteme (FAO, 2005; IPCC, 2019).

Agroforstsysteme Siehe → *Agroforstwirtschaft*.

Agroforstwirtschaft Sammelbezeichnung für Landnutzungssysteme und -technologien, bei denen mehrjährige Gehölze (Bäume, Sträucher, Palmen, Bambus usw.) auf denselben Landeinheiten wie landwirtschaftliche Nutzpflanzen und/oder Nutztiere in irgendeiner Form der räumlichen Anordnung oder zeitlichen Abfolge bewusst eingesetzt werden. In Agroforstsystemen gibt es sowohl ökologische als auch ökonomische Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen Komponenten. Agroforstwirtschaft kann auch als ein dynamisches, ökologisch basiertes System der Bewirtschaftung natürlicher Ressourcen definiert werden, das durch die Integration von Bäumen auf Bauernhöfen und in der Agrarlandschaft die Produktion diversifiziert und aufrechterhält, um den sozialen, wirtschaftlichen und ökologischen Nutzen für die Landnutzer_innen auf allen Ebenen zu erhöhen (FAO, 2015; IPCC, 2019).

Akteur_in Allgemein für sozial Handelnde. Dabei kann es sich um einzelne Subjekte (individuelle Akteur_innen) oder um ein Kollektiv (überindividuelle Akteur_innen wie Organisationen, Gebietskörperschaften, etc.) handeln (Farzin & Jordan, 2015).

Albedo Maß des Rückstrahlvermögens einer Oberfläche; entspricht dem Anteil des Sonnenlichts (Sonneneinstrahlung), der von einer Oberfläche reflektiert wird, oft in Prozent ausgedrückt. Die Albedo von Böden reicht von hoch bis niedrig. Helle Oberflächen (z. B. schneebedeckte Flächen) haben eine hohe Albedo, also ein hohes Rückstrahlvermögen; dunkle Oberflächen (z. B. pflanzenbedeckte Oberflächen und Ozeane) haben eine niedrige Albedo, also ein niedriges Rückstrahlvermögen. Die Albedo der Erde wird demnach von Landnutzungsänderungen beeinflusst, kann aber auch aufgrund von unterschiedlicher Bewölkung variieren. Die Albedo beeinflusst auch die Erwärmung der Erde: Je mehr Strahlung reflektiert wird, desto weniger erwärmt sich die Oberfläche (IPCC, 2019).

Allokation Die Zuteilung von knappen Produktionsfaktoren (z. B. Boden, Arbeit, Kapital) oder Konsumgütern zu Verwendungsmöglichkeiten (Mankiw & Taylor, 2018).

Alpung Verbringung landwirtschaftlicher Nutztiere während der Sommermonate vom sogenannten Heimgut auf hoch gelegene Flächen im Gebirge zum Zweck der Beweidung. Alpflächen (alemannischer Sprachraum) bzw. Almflächen (bairischer Sprachraum) liegen oberhalb der Waldgrenze oder stellen ehemals gerodete Flächen innerhalb des Waldgürtels dar. Die Alpungsdauer beträgt im Durchschnitt um die 100 Tage. Die Almwirtschaft gehört zur extensiven Tierhaltung, da die kargen Böden der Hochgebirge nur eine Landnutzung mit geringem Viehbesatz von 50 bis 80 → *Großvieheinheiten (GVE)* auf 100 ha zulassen (Bätzing, 1997).

Anpassung Siehe → *Klimawandelanpassung*.

Anpassungsfähigkeit Siehe → *Anpassungskapazität*.

Anpassungskapazität („adaptive capacity“) Die Fähigkeit von Systemen, sich an Klimaänderungen (inklusive Klimavariabilität und Extreme) anzupassen, um potenzielle Schäden zu mildern, Chancen zu nutzen oder die Folgen zu bewältigen (IPCC, 2014a; Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Siehe auch → *Klimawandelanpassung*, → *Anpassungsoptionen*.

Anpassungsoptionen Das Spektrum der Strategien und Maßnahmen, die zur Bewältigung der Anpassung verfügbar und geeignet sind. Sie umfassen eine breite Palette von Maßnahmen, die sich in strukturelle, institutionelle, ökologische oder verhaltensbezogene Kategorien einteilen lassen (IPCC, 2019). Siehe auch → *Anpassungskapazität* und → *Maladaptation*.

Anpassungspfade Siehe → *Pfade*.

Anthropogen (Von griech. *Ánthrōpos* „Mensch“, mit dem Verbalstamm *gen-*, „entstehen“, umgangssprachlich also „menschengemacht“). Ein Adjektiv für das durch Menschen Beeinflusste, Entwickelte oder Verursachte. Dies kann sowohl direkt als auch indirekt die Umwelt beeinflussen und verändern (IPCC, 2019).

Armut Ein komplexes Konzept mit mehreren Definitionen, die aus verschiedenen Denkschulen stammen. Es kann sich auf materielle Umstände (z. B. Not, Muster der Entbehrung oder begrenzte Ressourcen), wirtschaftliche Bedingungen (z. B. Lebensstandard, Ungleichheit oder wirtschaftliche Lage) und/oder soziale Beziehungen (z. B. soziale Schicht, Abhängigkeit, Ausgrenzung, Mangel an grundlegender Sicherheit oder fehlende Ansprüche) beziehen (IPCC, 2019).

Assisted Migration Vom Menschen unterstützte Umsiedlung von Arten in Gebiete, in welchen ein Klima vorhergesagt wird, welches geeignet ist, das Risiko des Aussterbens durch den Klimawandel zu reduzieren (Mueller & Hellmann, 2008), bzw. gezielte Maßnahmen, um Arten in Hinblick auf Klimaveränderungen eine natürliche Verbreitungsgebietserweiterung zu erleichtern oder diese nachzuahmen (Vitt et al., 2010).

Atmosphäre Die gasförmige Hülle, welche die Erde umgibt; kann in fünf Schichten unterteilt werden – die Troposphäre, in welcher sich auch das Wettergeschehen abspielt, die Stratosphäre, die Mesosphäre, die Thermosphäre und die Exosphäre, die die äußere Grenze der Atmosphäre bildet und ins Weltall übergeht. Die trockene Atmosphäre besteht fast vollständig aus Stickstoff (78,1 % Volumenmischungsverhältnis) und Sauerstoff (20,9 % Volumenmischungsverhältnis), zusammen mit einer Reihe von Spurengasen wie Argon (0,93 % Volumenmischungsverhältnis), Helium und strahlungsaktiven Treibhausgasen (THGs) wie Kohlendioxid (CO_2; 0,04 % Volumenmischungsverhältnis) und Ozon (O_3). Darüber hinaus enthält die Atmosphäre den THG-Wasserdampf (H_2O), dessen Mengen stark schwanken, aber typischerweise bei etwa 1 % Volumenmischungsverhältnis liegen. Die Atmosphäre enthält auch Wolken und Aerosole (IPCC, 2019). Siehe auch → *Kohlendioxid (CO_2)*, → *Ozon (O_3)*, → *Treibhausgas (THG)* und → *Hydrologischer Kreislauf*.

Aufforstung Landnutzungsänderung von Nicht-Wald zu Wald auf Land, welches davor nicht bewaldet war (IPCC, 2019). In Abgrenzung zu → *Wiederaufforstung*. Siehe auch → *Wald*.

Basisszenario („baseline scenario“) In einem Großteil der Literatur wird der Begriff auch synonym mit dem Begriff „Business-as-usual“- (BAU-) oder Referenz-Szenario verwendet, obwohl der Begriff BAU kritisiert wird, weil die Idee des „Business as usual“ in jahrhundertelangen sozioökonomischen Projektionen schwer zu ergründen ist. Im Zusammenhang mit Transformationspfaden bezieht sich der Begriff „Basisszenarien“ auf Szenarien, die auf der Annahme beruhen, dass keine Politiken oder Maßnahmen zur Eindämmung des Klimawandels umgesetzt werden, die über diejenigen hinausgehen, die bereits in Kraft sind und/oder gesetzlich verankert sind oder deren Verabschiedung geplant ist. Baseline-Szenarien sind nicht als Vorhersagen der Zukunft gedacht, sondern als kontrafaktische Konstruktionen, die dazu dienen können, die Höhe der Emissionen aufzuzeigen, die ohne weitere politische Anstrengungen auftreten würden. Typischerweise werden die Basisszenarien dann mit Minderungsszenarien verglichen, die so konstruiert sind, dass sie unterschiedliche Ziele für Treibhausgasemissionen, atmosphärische Konzentrationen oder Temperaturänderungen erfüllen (IPCC, 2019). Siehe auch → *Emissionsszenario* und → *Minderungsszenario*.

Bebauungsplan Der Bebauungsplan regelt die räumliche Verteilung und Gestaltung der Bebauung, die Art und das Ausmaß der baulichen Nutzung, die Gestaltung der Freiräume im Bauland (wie Straßen, Plätze, Grünflächen) sowie die Art und den Verlauf der Erschließung, orientiert an den Raumordnungsgrundsätzen (Krumme, n.d.). Die Zuständigkeit, die Rechtsform und die Rechtswirkungen entsprechen denen des → *Flächenwidmungsplans*.

Bestandsgrundfläche (forstwirt.; auch Bestandskreisfläche, kurz: G) Summe aller aus den Brusthöhendurchmessern abgeleiteten Grundflächen eines Bestandes im Wald. Wird meist in m^2 bzw. m^2/ha angegeben (Griess & Kurth, 1998).

Bewirtschaftete Wälder Wälder, die menschlichen Eingriffen unterliegen, insbesondere waldbauliche Bewirtschaftung (wie Pflanzung, Beschneidung, Durchforstung), Holz- und Brennholzernte, Schutz (Brandbekämpfung, Insektenbekämpfung) und Bewirtschaftung aus Gründen des Erholungswertes oder der Erhaltung, mit definierten geografischen Grenzen (IPCC, 2019; Ogle et al., 2018). Siehe auch → *Wald*.

Bewirtschaftetes Grünland Grünland, auf dem menschliche Eingriffe durchgeführt werden, wie z. B. das Weiden von Nutztieren, das Ernten der pflanzlichen Biomasse oder deren Konservierung (Heu, Silage) (IPCC, 2019). Siehe auch → *Grünland*.

Biodiversität Unter Biodiversität oder biologischer Vielfalt versteht man die Variabilität unter lebenden Organismen in allen Bereichen, einschließlich u. a. terrestrischer, mariner und anderer aquatischer Ökosysteme, und der ökologischen Komplexe, zu denen sie gehören; dies schließt die Vielfalt innerhalb der Arten (genetische Vielfalt), zwischen den Arten (Artenvielfalt) und die der Ökosysteme ein (IPCC, 2019; UN, 1992). Siehe auch → *Ökosystem* und → *Ökosystemleistung*.

Bioenergie Energie, die aus einer Form von Biomasse oder ihren metabolischen Nebenprodukten gewonnen wird (IPCC, 2019), meistens durch Verbrennung. Siehe auch → *Biomasse* und → *Biokraftstoff*.

Bioenergie mit Kohlendioxidabscheidung und -speicherung (BECCS – „Bioenergy with Carbon-Capture and -Storage“) Technologie zur Kohlenstoffbindung und -speicherung (CCS), bei der Biomasse in industriellen Prozessen verbrannt wird (z. B. in Bioenergieanlagen), um das dabei entstehende Kohlenstoffdioxid anschließend abzuscheiden und zu speichern. Dies ermöglicht, dass – je nach den Gesamtemissionen der BECCS-Lieferkette – Kohlendioxid (CO_2) aus der Atmosphäre entfernt werden kann (IPCC, 2019). Siehe auch → *Bioenergie* und → *Kohlenstoffbindung und -speicherung (CCS)*.

Biogeochemische Effekte Prozesse, durch die Land das Klima beeinflusst, mit Ausnahme der → *biophysikalischen Effekte*. Zu diesen Prozessen gehören Änderungen der Netto-Emissionen von Kohlendioxid (CO_2) in die Atmosphäre, Netto-Emissionen von Aerosolen (mineralisch und organisch), Ozon-Ablagerungen auf Ökosystemen und Netto-Emissionen von biogenen flüchtigen organischen Verbindungen und deren nachfolgende Veränderungen in der Atmosphärenchemie (IPCC, 2019). Siehe auch → *Biophysikalische Effekte*.

Biokohle Relativ stabiles, kohlenstoffreiches Material, das durch Erhitzen von Biomasse in einer sauerstoffbegrenzten Umgebung hergestellt wird. Biokohle unterscheidet sich von Holzkohle durch ihre Anwendung: Biokohle wird als Bodenhilfsstoff mit der Absicht verwendet, die → *Bodenfunktionen* zu verbessern und die → *Treibhausgasemissionen* aus → *Biomasse* zu reduzieren, die sonst rasch zerfallen würde (IPCC, 2019).

Biokraftstoff Ein Kraftstoff, im Allgemeinen in flüssiger Form, hergestellt aus Biomasse. Zu den Biokraftstoffen gehören Bioethanol aus Zuckerrohr, Zuckerrüben oder Mais sowie Biodiesel aus Raps, Sojabohnen oder anderen ölhaltigen Samen und Früchten (IPCC, 2019). Siehe auch → *Biomasse* und → *Bioenergie*.

Biologische Landwirtschaft (Ökologische Landwirtschaft, Biolandbau, Ökolandbau) Landwirtschaftliche Produktion, die typischerweise einen höheren Standard für den Umwelt- und Tierschutz und bei der Produktion tierischer Erzeugnisse für tierschutzfreundlichere Maßnahmen einhält, als die konventionelle landwirtschaftliche Produktion. Die ökologische Produktion zielt auf ganzheitlichere Produktionsmanagementsysteme für Nutzpflanzen und Nutztiere ab, wobei die Managementpraktiken auf dem Bauernhof Vorrang vor den Inputs außerhalb des Betriebes haben. Dazu gehört es, den Einsatz synthetischer Chemikalien wie anorganische Düngemittel, Pestizide, Arzneimittel zu vermeiden oder weitgehend zu reduzieren und sie, wo immer möglich, durch kulturelle, biologische und mechanische Methoden zu ersetzen. Bioproduzenten streben ausdrücklich danach, einen gesünderen, fruchtbareren Boden zu entwickeln, indem sie eine Mischung von Nutzpflanzen anbauen und rotieren und Leguminosen verwenden, um Stickstoff aus der Atmosphäre zu fixieren. Die Produktion von gentechnisch veränderten (GV) Pflanzen und deren Verwendung in Tierfutter ist verboten. Im Kontext der Statistiken der Europäischen Union (EU) gilt die Landwirtschaft als ökologisch, wenn sie der Verordnung (EG) Nr. 834/2007 vom 28. Juni 2007 über den ökologischen Landbau und die Kennzeichnung von ökologischen Erzeugnissen entspricht. Die Durchführungsbestimmungen zu dieser Verordnung sind in der Verordnung 889/2008 festgelegt (Schröder et al., 2007).

Biomasse Organisches Material mit Ausnahme von versteinertem oder in geologische Formationen eingebettetem Material. Biomasse kann sich auf die Masse der organischen Substanz in einem bestimmten Gebiet beziehen (IPCC, 2019). Siehe auch → *Bioenergie* und → *Biokraftstoff*.

Bioökonomie Bioökonomie steht für ein Wirtschaftskonzept, das fossile Ressourcen (Rohstoffe und Energieträger)

durch nachwachsende Rohstoffe in möglichst allen Bereichen und Anwendungen ersetzen soll. Sie umfasst alle industriellen und wirtschaftlichen Sektoren, die biologische Ressourcen produzieren, ver- und bearbeiten oder nutzen (BMNT, BWF, BVIT, 2019). Unter dem Begriff der ländlichen Bioökonomie ist die Weiterentwicklung einer Bioökonomie zu verstehen, bei welcher der Ländliche Raum nicht nur als Rohstofflieferant für industrielle Bioökonomiekonzepte betrachtet wird, sondern verstärkt selbst die Umsetzung von dezentralen Bioökonomieansätzen vorantreibt. Dies bedeutet, dass nach Möglichkeit ein Großteil der Wertschöpfungsstufen und -schritte innerhalb der Region realisiert werden. Damit soll erreicht werden, dass auch der Ländliche Raum von den möglichen positiven Effekten einer wachsenden Bioökonomie mit Blick auf Wertschöpfung und Beschäftigung profitiert (Rupp et al., 2020). Siehe auch → *Suffizienz*.

Biophysikalische Effekte Die Bandbreite der physikalischen Prozesse, durch die Land bzw. die Erdoberfläche das Klima beeinflusst. Diese Prozesse umfassen Veränderungen in der Hydrologie (z. B. Wasserdampfströme an der Grenze zwischen Erdoberfläche und Atmosphäre), Wärmeaustausch über konvektive Flüsse (latent und sensibel), Strahlung (Sonnen- und Infrarotstrahlung, absorbiert und emittiert) und Impuls (z. B. Beeinflussung der Windgeschwindigkeit) (IPCC, 2019). Siehe auch → *Biogeochemische Effekte*.

Biotische Faktoren (Biotisch von altgriech. *Bios*, „Leben“) Umweltbedingungen, an denen Lebewesen beteiligt sind, z. B. Parasiten, Symbionten, Nahrungskonkurrenten (Spektrum, 2023). Siehe, im Gegensatz dazu, auch → *abiotische Faktoren*.

Blaue Infrastruktur Der Begriff Blaue Infrastruktur umfasst alle wasserbezogenen Elemente einer Umgebung und wird meist, gemeinsam mit Grüner Infrastruktur, im Kontext von Städten benutzt. Maßnahmen der Raumplanung zielen hier auf eine neue Art der Regenwasserbewirtschaftung ab, um die positive Wirkung von Wasser auf das Stadtklima (Gestaltung, Kühlung und Verdunstung) zu optimieren. Dafür wurde etwa das Konzept der → *Schwammstadt* entwickelt (Sieker, 2021). Der Niederschlag soll dort, wo er niedergeht, das Mikroklima verbessern. Siehe auch → *Grüne Infrastruktur*.

Boden Das mit Wasser, Luft und Lebewesen durchsetzte, unter dem Einfluss der Umweltfaktoren an der Erdoberfläche entstandene und im Ablauf der Zeit sich weiterentwickelnde Umwandlungsprodukt mineralischer und organischer Substanzen mit eigener morphologischer Organisation, das in der Lage ist, höheren Pflanzen als Standort zu dienen und das die Lebensgrundlage für Tiere und Menschen bildet (Schroeder, 1992).

Bodenaggregate Gefügeelemente, die durch die Zusammenlagerung einzelner Bodenbestandteile (z. B. Tonminerale, Schluff- und Sandkörner sowie organische Stoffe) zu größeren Einheiten entstehen und die sich deutlich von der Umgebung abheben. Sie entstehen durch a) hohe biologische Aktivität und intensive Durchwurzelung, b) Schrumpfungsprozesse und c) mechanische Beanspruchung des Oberbodens bei der Bodenbearbeitung (Spektrum, 2023).

Bodenbearbeitung Die Gesamtheit der Maßnahmen zur Vorbereitung des Bodens für seine Funktion als Pflanzenstandort und damit die Schaffung von günstigen Wachstumsbedingungen von der Keimung bis zur Reife. Die mechanische Bodenbearbeitung kann zur Erfüllung einer Reihe von Aufgaben durchgeführt werden, darunter: Aufbrechen von Verdichtungen, Einarbeitung von Ernterückständen, Dung, Dünger oder Unkraut, Saatbettvorbereitung, Unkrautbekämpfung. Es wird unterschieden zwischen konventioneller, wendender Bodenbearbeitung (Umbruch) und schonender pflugloser/reduzierter/Minimal-Bodenbearbeitung. Siehe auch → *Minimalbodenbearbeitung* (Schröder et al., 2007).

Bodenbedeckung Das Ausmaß, in dem ein Boden (räumlich und/oder zeitlich) von einer Vegetation einschließlich Nutzpflanzen oder abgestorbenen Ernterückständen auf der Bodenoberfläche bedeckt ist. Wird oft bewusst herbeigeführt, um die Bodenerosion und den Verlust partikelförmiger (d. h. an den Boden gebundener) Schadstoffe einschließlich Nährstoffe, Pflanzenschutzmittel und fäkaler Mikroben zu verringern. Maßnahmen, die auf die Erhöhung der Bodenbedeckung abzielen, können auch die organische Bodensubstanz erhöhen (Schröder et al., 2007).

Bodendegradation Dauerhafte oder irreversible Veränderung der Strukturen und Funktionen von Böden oder deren Verlust, die durch physikalische und chemische oder biotische Belastungen entstehen und die Belastbarkeit der jeweiligen Systeme überschreiten. Dieser negative Trend der Bodenbeschaffenheit wird meist verursacht durch direkte oder indirekte, vom Menschen verursachte Prozesse, einschließlich anthropogener Klimaänderungen. Er wird ausgedrückt als langfristige Verringerung oder Verlust mindestens einer der folgenden Eigenschaften: biologische Produktivität, ökologische Integrität oder Wert für den Menschen. [*Anmerkung*: Diese Definition gilt für Wald- und Nichtwaldland. Veränderungen des Zustands des Bodens, die ausschließlich auf natürliche Prozesse (wie Vulkanausbrüche) zurückzuführen sind, werden nicht als Bodendegradation betrachtet. Eine Verringerung der biologischen Produktivität oder der ökologischen Integrität oder des Wertes für den Menschen kann

eine Verschlechterung darstellen, aber muss nicht unbedingt als solche angesehen werden (IPCC, 2019).]

Bodenerosion Die Verdrängung und dadurch bedingte Verlagerung des Bodens durch die Einwirkung von Wasser oder Wind. Eigentlich ein natürlicher Prozess, der jedoch durch die Bodenbearbeitung des Menschen um ein Vielfaches verstärkt wird. Dabei wird der Boden zunehmend zerstört. Bodenerosion ist somit ein wichtiger Prozess der → *Bodendegradation* (IPCC, 2019).

Bodenfunktionen Bodengestützte → *Ökosystemleistungen*: ein übergreifendes Konzept, das sich auf einen (von fünf, nach Schulte et al., 2014) elementaren Aspekt des Bodensystems bezieht, der zur Erzeugung von Gütern und Dienstleistungen beiträgt. Die verschiedenen Funktionen der Böden sind durch ihre spezifischen physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften, welche die entsprechende Bodenprozesse ermöglichen, bestimmt. Zu den wichtigsten gegenwärtigen Bodenfunktionen, die sich auf die landwirtschaftliche Bodennutzung und die Forstwirtschaft beziehen, gehören (1) → *Primärproduktion*, (2) Wasserreinigung und -regulierung, (3) Kohlenstoffbindung und andere Aspekte der Klimaregulierung, (4) Bereitstellung eines Lebensraums für funktionale und intrinsische → *Biodiversität* und (5) → *Nährstoffkreislauf* und -versorgung (Blum, 2012; Schröder et al., 2007). Siehe auch → *Boden*.

Boden-Kohlenstoff-Sequestrierung (SCS – „Soil-Carbon Sequestration“) Maßnahmen des → *Landmanagements*, die den organischen Kohlenstoffgehalt des Bodens erhöhen, was zu einer Netto-Entfernung von → *Kohlendioxid (CO_2)* aus der → *Atmosphäre* führt (IPCC, 2019). Zu den Maßnahmen zählen u. a. die Verwendung von Deckfrüchten und das Zurücklassen von Ernterückständen auf dem Feld, die Rückführung organischer Rückstände auf das Feld durch Düngung, die Anpflanzung tiefwurzelnder Pflanzen, Agroforstwirtschaft, diversifizierte Fruchtfolgen und Direktsaatverfahren.

Bodenqualität Die Fähigkeit eines Bodens, innerhalb von Ökosystem- und Landnutzungsgrenzen zu funktionieren, um die biologische Produktivität zu erhalten, die Umweltqualität zu bewahren und die Gesundheit von Pflanzen und Tieren zu fördern, also der Grad, in dem ein Boden seine Bodenfunktionen erfüllen kann. Ein Boden mit „hoher Bodenqualität“ kann diese Anforderungen erfüllen, während ein Boden mit „niedriger Bodenqualität“ Funktionen mit suboptimalen Raten liefert (EJP Soil, n.d.).

Bodenverdichtung Veränderung der Beschaffenheit des → *Bodens*, sodass das Volumen der Hohlräume zwischen Bodenpartikeln oder -aggregaten abnimmt. Ein stark verdichteter Boden ist im Allgemeinen deutlich weniger durchlässig und weniger durchlüftet. Bodenverdichtungen erhöhen die Erosionsgefahr (→ *Bodenerosion*) wegen des verstärkten Abflusses von Oberflächenwasser. Meist ist sie durch Schwermaschineneinsatz oder Viehtritt in Land- und Forstwirtschaft bedingt und erfasst sowohl den Unter- als auch den Oberboden. Abgesehen von den genannten Einflussgrößen können auch einseitige → *Fruchtfolgen*, z. B. mit hohem Silomaisanteil, die Gefahr von Bodenverdichtungen erhöhen (Spektrum, 2023).

Bodenversiegelung Bodenversiegelung ist die ständige Überdeckung von Flächen und Böden durch Gebäude, Konstruktionen oder Schichten mit komplett oder teilweise undurchlässigem künstlichem Material (wie Asphalt, Beton, etc.). Es ist die intensivste Form der → *Landnutzungsänderung* und im Wesentlichen ein irreversibler Prozess (EEA, n.d. a). Die Funktionen, die der Boden im natürlichen Zustand bedient, können nicht mehr erfüllt werden. Bodenversiegelung kann nach Niederschlägen dadurch, dass das Wasser nicht versickern kann, einen raschen Überlandabfluss verursachen, was zu → *Überschwemmungen* führen kann (Schröder et al., 2007). Siehe auch → *Abfluss*, → *Bodenfunktionen*, → *Boden*.

Bottleneck Effect (Flaschenhalseffekt) Die Gendrift, die sich aus der Reduzierung einer Population ergibt, im typischen Fall durch eine Naturkatastrophe, in deren Folge die überlebende Population nicht mehr genetisch repräsentativ für die Ausgangspopulation ist. Ist eine Population über einen längeren Zeitraum von einem Bottleneck betroffen, so verliert sie einen Großteil ihrer genetischen Variation. Durch die Gendrift gehen Gene aus dem Genpool der Ursprungspopulation verloren, und der Genpool der resultierenden Population kann sich, je nach der genetischen Variation der Ursprungspopulation, erheblich vom früheren Genpool unterscheiden (Spektrum, 2023).

Bruttoinlandsprodukt (BIP) Die Summe der Brutto-Wertschöpfung zu Anschaffungspreisen aller gebietsansässigen und gebietsfremden Produzenten in der Wirtschaft, zuzüglich aller Steuern und abzüglich aller Subventionen, die nicht im Wert der Produkte in einem Land oder einer geografischen Region für einen bestimmten Zeitraum, normalerweise ein Jahr, enthalten sind. Das BIP wird ohne Abzug für die Abschreibung von fabrizierten Vermögenswerten oder die Erschöpfung und Degradation der natürlichen Ressourcen berechnet (IPCC, 2019).

Business as usual (BAU) Siehe → *Basisszenario*.

Carbon Dioxide Removal (CDR; Kohlendioxidabscheidung) Anthropogene Aktivitäten, bei denen Kohlendioxid (CO_2) aus der Atmosphäre entfernt und dauerhaft in geologischen, terrestrischen oder ozeanischen Reservoirs oder in Produkten gespeichert wird. Der Begriff umfasst die bestehende und potenzielle anthropogene Verstärkung biologischer oder geochemischer Senken sowie die direkte Abscheidung und Speicherung in der Luft, schließt jedoch die natürliche CO_2-Aufnahme aus, die nicht direkt durch menschliche Aktivitäten verursacht wird (IPCC, 2019). Siehe auch → *Negative Emissionen* und → *Senke*.

Carbon Payback Time Die Zeit, die ein Projekt für → *Erneuerbare Energien (EE)* benötigt, um Netto-Treibhausgas-Einsparungen zu liefern, da seine Realisierung aus Sicht der → *Lebenszyklusanalyse (LCA)* Treibhausgasemissionen verursacht hat (einschließlich → *Landnutzungsänderungen (LUC)* und dem Verlust von terrestrischen Kohlenstoffvorräten) (IPCC, 2014a).

CICES Die „Common International Classification of Ecosystem goods and Services" (CICES) ist aus den Arbeiten der Europäischen Umweltagentur (EEA) zur Umweltgesamtrechnung hervorgegangen. Sie ist auf dem Millenium Ecosystem Assessment aufgebaut und stellt ein Klassifizierungssystem dar, das mit der wirtschaftlichen Bilanzierung kompatibel sein soll (Glötzl, 2011). Die Idee einer gemeinsamen internationalen Klassifizierung ist wichtig, da erkannt wurde, dass eine gewisse Standardisierung der Art und Weise, wie wir Ökosystemleistungen beschreiben, notwendig ist, wenn Ökosystemrechnungsmethoden entwickelt und Vergleiche angestellt werden sollen (EEA, n.d. b).

CO_2-Äquivalent-Emissionen (CO_2-eq) Die Menge an Kohlendioxid- (CO_2-)Emissionen, die in einem gegebenen Zeithorizont dieselbe integrierte Strahlungsanregung oder Temperaturänderung verursachen würde wie die emittierte Menge eines anderen Treibhausgases (THG) oder einer Mischung von THGs. Es gibt eine Reihe von Möglichkeiten, solche äquivalenten Emissionen zu berechnen und geeignete Zeithorizonte zu wählen. In der Regel erhält man den CO_2-Äquivalent-Ausstoß durch Multiplikation der Emission eines Treibhausgases mit seinem Treibhauspotenzial (→ *Global Warming Potential, GWP*) für einen Zeithorizont von 100 Jahren. Für eine Mischung von THGs erhält man sie durch Summierung der CO_2-Äquivalent-Emissionen der einzelnen Gase. Die CO_2-Äquivalent-Emission ist eine übliche Skala für den Vergleich der Emissionen verschiedener Treibhausgase (IPCC, 2019).

CO_2-Düngung Die Verbesserung des Pflanzenwachstums als Folge der erhöhten Konzentration von Kohlendioxid (CO_2) in der Atmosphäre. Das Ausmaß der CO_2-Düngung hängt von den Nährstoffen und der Wasserverfügbarkeit ab (IPCC, 2019).

COP („Conference of the Parties") Das oberste Gremium von UN-Konventionen wie der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen (UNFCCC), das sich aus stimmberechtigten Parteien zusammensetzt, die die Konvention ratifiziert haben oder ihr beigetreten sind (IPCC, 2019).

Dauergrünland Ackerflächen, welche fünf Jahre durchgehend mit Gras oder anderen Grünfutterpflanzen bestanden und nicht Bestandteil der Fruchtfolge sind, werden zu Dauergrünlandflächen. Als Fruchtfolge gilt die Änderung des Pflanzenbestands durch eine aktive Tätigkeit (z. B. Umbruch mit Neuaussaat, Frässaat, Direktsaat) mit einer Änderung der Schlagnutzungsart (AMA, 2022).

Dekarbonisierung Prozess, durch den Länder, Einzelpersonen oder andere Einheiten anstreben, die Nutzung fossiler Kohlenstoffquellen ganz aufzulassen. Bezieht sich typischerweise auf eine Reduzierung der mit Elektrizität, Industrie und Verkehr verbundenen Kohlenstoffemissionen (IPCC, 2019).

Direktsaat Aussaat von Pflanzen auf einem nicht bearbeiteten (z. B. ungepflügten) Boden. In den meisten Fällen bedeutet das, es wird in einer Mulchdecke ausgesät, weil die Erntereste der Vorkultur auf der Oberfläche des Ackers verbleiben (Schröder et al., 2007). Siehe auch → *Mulch*.

Diversifizierung (landw.) Im Ackerbau bezeichnet Diversifizierung die Steigerung der Vielfalt der Kulturen durch z. B. Fruchtfolge, Mischanbau oder Strukturelemente wie Hecken. Im ökonomischen Sinne kann Diversifizierung eine Verbreiterung des Spektrums eines oder mehrerer der folgenden bedeuten: Produkte, (Produktions-)Tätigkeiten, Lieferanten, Abnehmer. Sie kann hier eine Strategie des Risikomanagements bilden. Diversifizierung in diesem Sinne, auch Einkommenskombination genannt, ist die Erweiterung oder Ergänzung der landwirtschaftlichen Erwerbstätigkeit um zusätzliche, betriebsgebundene Unternehmertätigkeiten. Das kann in einer ersten Stufe die Erweiterung der Fruchtfolge und damit der Verkauf zusätzlicher Kulturarten sein und geht bis zur Gründung komplett neuer Betriebszweige auf dem Hof. Das Betriebseinkommen wird in diesem Fall nicht nur aus der klassischen Landwirtschaft, sondern mit Hilfe zusätzlicher Standbeine erwirtschaftet. Diese Betriebszweige nutzen dabei die Ressourcen des landwirtschaftlichen Betriebs (Boden, Kapital, Arbeitskraft) in unterschiedlichem Maße (Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 2022).

Double Accounting Von einer Doppelzählung spricht man beispielsweise, wenn zwei Parteien dieselbe Kohlenstoffentfernung oder Emissionsreduktion geltend machen. In der Regel handelt es sich bei den beiden Parteien um eine Organisation/Firma, die ihre Emissionen ausgleicht, und das Gastland des Projekts, das versucht, seinen → *national festgelegten Beitrag (NDC)* oder sein → *Klimaziel* gemäß dem → *Pariser Abkommen* zu erreichen. Double Accounting führt zu falschen Interpretationen und Bewertungen von Emissionsminderungsmaßnahmen (Compensate, 2021).

Düngemittel Natürliche oder künstliche Substanz, die chemische Elemente (z. B. Stickstoff, Phosphor, Kalium, etc.) enthält, welche das Wachstum und die Produktivität von Pflanzen verbessern. Düngemittel verbessern die natürliche Fruchtbarkeit des Bodens oder ersetzen die chemischen Elemente, die dem Boden durch frühere Kulturen entzogen wurden. Die unsachgemäße Anwendung (bspw. Überdüngung) jeder Art von Dünger ist eine der Hauptursachen für die → *Eutrophierung* von Gewässern und Böden (Spektrum, 2023). Siehe auch → *Gründüngung*, → *Wirtschaftsdünger* und → *Mineraldünger*.

Dürre Eine Periode ungewöhnlich trockenen Wetters, die lang genug ist, um ein schwerwiegendes hydrologisches Ungleichgewicht zu verursachen. Da es sich bei Dürre um einen relativen Begriff handelt, muss sich jede Diskussion über ein Niederschlagsdefizit auf die jeweilige niederschlagsbezogene Aktivität beziehen, die zur Diskussion steht. Zum Beispiel beeinträchtigt ein Niederschlagsmangel während der Vegetationsperiode die Pflanzenproduktion oder die Funktion des → *Ökosystems* im Allgemeinen (aufgrund von bodenfeuchter Trockenheit, auch als landwirtschaftliche Dürre bezeichnet), und während der Abfluss- und Versickerungssaison wirkt er sich in erster Linie auf die Wasserversorgung aus (hydrologische Dürre). Speicherveränderungen der Bodenfeuchtigkeit und des Grundwassers werden neben der Verringerung der Niederschläge auch durch die Zunahme der tatsächlichen → *Evapotranspiration* beeinflusst. Eine Periode mit einem anormalen Niederschlagsdefizit wird als meteorologische Dürre definiert (IPCC, 2019).

Effiziente Biomassenutzung Siehe → *Kaskaden-, Koppel-Mehrfachnutzung*

Emission (Austrag oder Ausstoß) Allgemein die Aussendung von Teilchen, Stoffen, (Schall-)Wellen oder Strahlung in die Umwelt. Die Quelle wird Emittent genannt. Jede Emission bewirkt eine Immission (Einwirkung). Es wird unterschieden zwischen natürlichen Emissionen und anthropogenen Emissionen. Letzteres sind Emissionen von Treibhausgasen (THGs), Aerosolen und Vorläufern eines THG oder Aerosols, die durch menschliche Aktivitäten, wie Verbrennung fossiler Brennstoffe, Abholzung, Landnutzungsänderungen (LUC), Viehzucht, Düngung, Abfallwirtschaft und industrielle Prozesse entstehen (IPCC, 2019; Spektrum, 2023).

Emissionshandel Ein marktorientiertes Instrument, das darauf abzielt, ein Minderungsziel auf effiziente Weise zu erreichen. Eine Obergrenze für Treibhausgasemissionen wird in handelbare Emissionsrechte aufgeteilt, die durch eine Kombination aus Versteigerung und Zuteilung von kostenlosen Zertifikaten an Unternehmen innerhalb des Geltungsbereichs des Handelssystems verteilt werden. Die Unternehmen müssen Emissionsberechtigungen in Höhe ihrer Emissionen (z. B. in Tonnen CO_2) einreichen. Ein Unternehmen kann überschüssige Genehmigungen an Unternehmen verkaufen, die die gleiche Menge an Emissionen auf billigere/einfachere Weise vermeiden können. Emissionshandelssysteme können auf unternehmensinterner, nationaler oder internationaler Ebene vorkommen (z. B., die Flexibilitätsmechanismen im Rahmen des Kyoto-Protokolls und des EU-EUTS) und für Kohlendioxid (CO_2), andere Treibhausgase (THGs) oder andere Stoffe gelten (IPCC, 2014b). Siehe auch → *Marktbasierte Instrumente*.

Emissionsminderung (auch Mitigation) Ein menschlicher Eingriff, um → *Emissionen* zu reduzieren oder die → *Senken* von Treibhausgasen zu verstärken (IPCC, 2019).

Emissionsszenario Eine plausible Darstellung der zukünftigen Entwicklung der Emissionen strahlungsaktiver Stoffe (z. B. → *Treibhausgas (THG)*, → *Aerosol*) auf der Grundlage eines kohärenten und intern konsistenten Satzes von Annahmen über die treibenden Kräfte (wie demografische und sozioökonomische Entwicklung, technologischer Wandel, Energie und Landnutzung) und deren Schlüsselbeziehungen. Konzentrationsszenarien, die von Emissionsszenarien abgeleitet werden, werden oft als Input für Klimamodelle zur Berechnung von Klimaprojektionen verwendet (IPCC, 2019). Siehe auch → *Basisszenario*, → *Mitigationspfade*, → *Repräsentative Konzentrationspfade (RCPs)* und → *Shared Socio-economic Pathway* (*SSPs*; alle unter → *Pfade*).

Endemisch Arten oder Taxa werden als endemisch bezeichnet, wenn sie nur in einem eng begrenzten Areal (in natürlich abgegrenzten Räumen) vorkommen. Der Anteil der endemischen Taxa einer Region an der Gesamtartenzahl bezeichnet den Grad des *Endemismus* des Gebiets. Endemismus ist charakteristisch für Inseln, Gebirgstäler, Einzelberge, isolierte Seen etc. (Spektrum, 2023).

Energie-Effizienz Das Verhältnis zwischen dem Nutzenergie-Output eines Systems, eines Umwandlungsprozesses oder einer Tätigkeit zu seinem Energieinput. In den Wirtschaftswissenschaften kann der Begriff das Verhältnis von Wirtschaftsleistung und Energieeinsatz beschreiben (IPCC, 2014b).

Energieraumplanung Energieraumplanung beschäftigt sich als Teilgebiet der Raumplanung mit den räumlichen Dimensionen von Energieverbrauch und Energieversorgung. Sie ist ein wesentlicher Bestandteil zur Erfüllung der internationalen Klimaschutzziele. Als Pendant zur Energieeffizienz von Gebäuden gibt es auch energieeffiziente Raum- und Siedlungsstrukturen, die sich durch Funktionsmischung, maßvolle Dichte, kurze Wege und Kompaktheit auszeichnen. Räumliche Dimensionen der Energieversorgung liegen in der Standortsicherung von Energiegewinnungs-, -verteilungs- und -speicheranlagen. Darüber hinaus sind Flächen für die Bereitstellung erneuerbarer Ressourcen zu sichern (BOKU, 2022). Siehe auch → *Raumplanung*.

Enhanced Weathering (Verstärkte Verwitterung) Verstärkung der Entfernung von Kohlendioxid (CO_2) aus der Atmosphäre durch Auflösung von Silikat- und Karbonatgestein über Zermahlen dieser Mineralien zu kleinen Partikeln und dem aktiven Aufbringen dieser auf Böden, Küsten oder Ozeanen (IPCC, 2019).

Entkopplung Entkopplung (in Bezug auf den Klimawandel) liegt vor, wenn das → *Wirtschaftswachstum* nicht mehr stark mit dem Verbrauch → *fossiler Brennstoffe* verbunden ist. Relative Entkopplung bedeutet, dass beide wachsen, aber mit unterschiedlichen Raten. Absolute Entkopplung liegt vor, wenn Wirtschaftswachstum stattfindet, aber der Verbrauch fossiler Brennstoffe davon unabhängig ist (IPCC, 2019).

Entwaldung Landnutzungsänderung von Wald zu Nicht-Wald (IPCC, 2019). Siehe auch → *Wald*, → *Aufforstung* und → *Wiederaufforstung*.

Entwässerung Absenkung des Bodenwasserspiegels. Unter Entwässerung versteht man neben der natürlichen Entwässerung das gezielte Abführen von Wasser durch künstliche und natürliche Einrichtungen (IPCC, 2014a). Es wird zwischen offener (z. B. Wassergraben) und geschlossener Entwässerung (z. B. Wasserrohr) unterschieden. Besonders relevant im Klimakontext ist die Entwässerung von Mooren bzw. Feuchtgebieten. Siehe auch → *Wiedervernässung*.

Environmental Kuznets Curve (EKC) Die EKC-Hypothese besagt, dass in Ländern mit einem niedrigen Brutto-Inlandsprodukt (pro Kopf) mit steigendem Einkommen der Ressourcenverbrauch und die Umweltbelastung zunächst zunehmen (z. B. durch Industrialisierung). Der Zusammenhang wird bis zu einem Wendepunkt („Turning Point") schwächer, ab welchem bei steigendem Einkommen die Umweltbelastungen wieder abnehmen; Gründe hierfür könnten beispielsweise zunehmende → *Tertiarisierung* der Wirtschaft, mit steigender Umweltbelastung bessere Umweltgesetze und Institutionen sowie steigendes Umweltbewusstsein sein. Wie im Text ausgeführt, gibt es Hinweise für die Gültigkeit dieser Hypothese für lokale Umweltbelastungen, die sich mit vergleichsweise einfachen technischen Verfahren reduzieren lassen (z. B. Einbau einer Rauchgaswäsche bei Kraftwerken, Umstieg auf schwefelärmere Brennstoffe). Bei Umweltbelastungen, die erst durch Veränderungen der Wirtschaftsstruktur und der -prozesse verringert werden können (z. B. Treibhausgase, Landverbrauch, Materialverbrauch), ist die Hypothese mit derzeitigem Forschungsstand noch nicht bestätigt (Sarkodie & Strezov, 2019; ScienceDirect, 2022).

Ernährung Die Aufnahme und Verwertung von flüssigen und festen Nahrungsstoffen im Organismus. Sie dient zur Energieversorgung, für den Aufbau von Körpersubstanz und zur Regulation von Stoffwechselprozessen und damit für Wachstum, Erhaltung und Fortpflanzung des Lebewesens. Während grüne Pflanzen ihre körpereigene organische Substanz aus anorganischen Stoffen (CO_2, Wasser, Mineralstoffe, unter Einwirkung von Sonnenlicht als Energiequelle) synthetisieren können (autotroph), sind heterotrophe Lebewesen, z. B. Tiere und der Mensch, auf die Zufuhr organischer Nährstoffe angewiesen. Die menschliche Ernährung stellt eins der wichtigsten Grundbedürfnisse des Menschen dar, das nicht nur das Überleben sichert, sondern eine Voraussetzung für Gesundheit und Wohlbefinden, d. h. für optimale körperliche und geistige Entwicklung und Leistungsfähigkeit ist (Spektrum, 2023). Siehe auch → *Ernährungsmuster* und → *Fehlernährung*.

Ernährungsmuster Die Mengen, Anteile, Vielfalt oder Kombinationen verschiedener Lebensmittel und Getränke in der Ernährung und die Häufigkeit, mit der sie gewöhnlich verzehrt werden (IPCC, 2019).

Ernährungssicherheit Eine Situation, die besteht, wenn alle Menschen jederzeit physischen, sozialen und wirtschaftlichen Zugang zu ausreichender, sicherer und nahrhafter Nahrung haben, die ihren Ernährungsbedürfnissen und -präferenzen für ein aktives und gesundes Leben entspricht (dies schließt, neben den Kalorien, auch die Versorgung mit Nährstoffen mit ein) (FAO, 2006; IPCC, 2019).

Ernährungssystem Alle Elemente (Umwelt, Menschen, Inputs, Prozesse, Infrastrukturen, Institutionen usw.) und

Aktivitäten, die sich auf die Produktion, Verarbeitung, Verteilung, Zubereitung und den Verzehr von Lebensmitteln beziehen, sowie der Output dieser Aktivitäten, einschließlich der sozioökonomischen und ökologischen Ergebnisse (HLPE, 2017; IPCC, 2019). [*Anmerkung*: Zwar gibt es ein globales Ernährungssystem (das die Gesamtheit der globalen Produktion und des globalen Verbrauchs umfasst), doch ist das Ernährungssystem eines jeden Ortes einzigartig, da es durch die Mischung der lokal, national, regional oder global produzierten Lebensmittel an diesem Ort definiert ist.]

Erneuerbare Energie (EE) Jede Form von Energie aus solaren, geophysikalischen oder biologischen Quellen, die sich durch natürliche Prozesse mit einer Rate erneuert, die ihrer Nutzungsrate entspricht oder diese übersteigt. Beispiele sind Bioenergie, Solarenergie, Wasserkraft, Meeresenergie, geothermische Energie und Windenergie (IPCC, 2014a).

Eutrophierung Allgemein die Nährstoffanreicherung eines Ökosystems, in engerem Sinne der vom Menschen herbeigeführte, übermäßige Nährstoff-, insbesondere Stickstoff- und Phosphateintrag in terrestrische und aquatische Ökosysteme. In der Regel führt Eutrophierung zu einer erhöhten Primärproduktion (Pflanzenwachstum) und einer verringerten Artenvielfalt durch Artenselektion (nach Stickstoff-Affinität). In Seen führt die Eutrophierung zu saisonalen Algenblüten, verminderter Wasserklarheit und oft zu einem periodischen Fischsterben als Folge der Sauerstoffverarmung. Der Begriff ist am engsten mit aquatischen Ökosystemen verbunden, wird aber manchmal auch breiter angewendet (Spektrum, 2023).

Evaporation (Auch Verdunstung) Der physikalische Prozess, durch den eine Flüssigkeit (z. B. Wasser) zu einem Gas (z. B. Wasserdampf) wird (IPCC, 2019).

Evapotranspiration Die Gesamtverdunstung der kombinierten Prozesse → *Evaporation* und → *Transpiration*, durch die Wasser von offenen Wasser- und Eisflächen, nacktem Boden und der Vegetation, aus denen die Erdoberfläche besteht, in die Atmosphäre abgegeben wird. Die potenzielle Evapotranspiration beschreibt die potentielle Wasserverlustrate ohne jegliche Begrenzung durch die Wasserversorgung (IPCC, 2019).

Evidenz (Auch Beweislage) Daten und Informationen, die im wissenschaftlichen Prozess zur Erstellung von Erkenntnissen verwendet werden. In diesem Bericht spiegelt der Grad der Evidenz den Umfang, die Qualität und die Konsistenz der wissenschaftlichen/technischen Informationen wider, auf die die Leitautor_innen ihre Ergebnisse stützen. Je höher die Evidenz ist, desto belastbarer sind die Erkenntnisse (IPCC, 2019). Siehe auch → *Übereinstimmung*, → *Konfidenz*, und → *Unsicherheit*.

Exposition („Exposure“) Die Anwesenheit von Menschen, Lebensgrundlagen, Arten oder Ökosystemen, Umweltfunktionen, -leistungen und -ressourcen, Infrastruktur oder wirtschaftlichen, sozialen oder kulturellen Werten an Orten und in Umgebungen, die (z. B. von Klimawandelauswirkungen) nachteilig betroffen sein könnten (IPCC, 2019). Siehe auch → *Gefährdung*, → *Risiko* und → *Vulnerabilität*.

Extensivierung Reduktion der bisherigen Flächennutzungsintensität durch den Menschen – insbesondere in der Landwirtschaft – durch Verringerung des Einsatzes von Kapital, ertragsfördernden Betriebsmitteln (z. B. → *Düngemittel*, → *Pestizide*, Maschinen, Energie) und/oder Arbeitsintensität im Verhältnis zur Landfläche, sowie durch zeitliche Vorgaben z. B. zu Mahd- und Beweidungsterminen. Durch eine Verringerung der Inputs pro Landfläche kann der Druck auf die Umwelt verringert werden: Der Agrarraum erfährt eine Entlastung vom Nutzungsdruck, sein Natürlichkeitsgrad wird erhöht sowie die durch Austauschvorgänge (z. B. Auswaschung, Bodenerosion, Abschwemmung) hervorgerufenen negativen Auswirkungen auf angrenzende Ökosysteme vermindert (Spektrum, 2023).

Externalität (Externe Kosten/Externe Vorteile) Externe Effekte entstehen durch eine menschliche Aktivität, wenn die für die Aktivität verantwortlichen Akteur_innen nicht die volle Verantwortung übernehmen für die Auswirkungen der Tätigkeit auf die Produktions- und Konsummöglichkeiten anderer und es keinen Ausgleich für diese Auswirkungen gibt. Der Prozess wird auch Externalisierung (Auslagerung) genannt. Wenn die Auswirkungen negativ sind, handelt es sich um externe Kosten. Wenn die Auswirkungen positiv sind, handelt es sich um externe Vorteile (IPCC, 2014a). Siehe auch → *Soziale Kosten*.

Extreme Wetter- oder Klimaereignisse Siehe → *Klima-Extrem (extremes Wetter oder Klimaereignis)* und → *Extremwetterereignis*.

Extremwetterereignis Ein Wetterereignis, das an einem bestimmten Ort und zu einer bestimmten Jahreszeit selten, d. h. außergewöhnlich ist. Die Definitionen von „selten“ variieren, aber ein extremes Wetterereignis wäre normalerweise so selten wie oder seltener als das 10. Oder 90. Perzentil der beobachteten Wahrscheinlichkeitsverteilung. Per Definition kann die Charakteristik von sogenanntem „Extremwetter“ absolut gesehen von Ort zu Ort unterschiedlich sein. Wenn ein Muster von extremem Wetter über eine bestimmte Zeitspanne, z. B. eine Saison, bestehen bleibt, kann es

als „extremes Klimaereignis“ klassifiziert werden, vor allem, wenn es ein Mittel bzw. eine Summe aufweist, die seinerseits bzw. ihrerseits extrem ist (z. B. eine Dürre oder Starkniederschlag während einer ganzen Saison) (DWD, n.d.; IPCC, 2019). Siehe auch → *Hitzewelle* und → *Klimaextrem (extremes Wetter- oder Klimaereignis)*.

Fehlernährung Relativer bzw. absoluter Mangel respektive Überschuss an Nahrungsenergie oder einzelnen Nährstoffen über die Nahrungszufuhr. Unter Fehlernährung sind somit alle Ernährungszustände zu verstehen, die durch inadäquate Nährstoffzufuhr verursacht werden. Erhöhte Zufuhr an Nährstoffen führt dabei zur *Überernährung* hauptsächlich in Form von Adipositas, verminderte Zufuhr dagegen zur *Unterernährung* (Mangel an Makronährstoffen) mit der extremsten Ausprägung als Protein-Energie-Mangelsyndrom bzw. zur *Mangelernährung* (Mangel an Mikronährstoffen). Mikronährstoffmangel wird manchmal als „versteckter Hunger“ bezeichnet, um zu betonen, dass Menschen im Sinne von Mangelernährung unterernährt sein können, ohne einen Kalorienmangel zu haben. Der versteckte Hunger kann auch bei fettleibigen Menschen auftreten. Fehlernährung ist weltweit die häufigste Krankheitsursache (ernährungsabhängige Erkrankungen, wie. Z. B. Herzkrankheiten, Schlaganfall, Diabetes) (IPCC, 2019; Spektrum, 2023).

Feuchtgebiet Land, das das ganze Jahr oder einen Teil des Jahres von Wasser bedeckt oder gesättigt ist, bzw. Biotope, deren Umweltbedingungen maßgeblich durch Wasser geprägt sind, z. B. → *Moore* (IPCC, 2019).

Flächenkonkurrenz Beschreibt, in welchem Flächen- und Funktionsverhältnis mehrere Landnutzungsformen zueinander stehen. Neuere Definitionen der Flächenkonkurrenz bewerten das Verhältnis und auch die möglichen Synergien (kaskadische und Mehrfachnutzung) mehrerer Landnutzungsarten zueinander: Besiedlung, Land- und Forstwirtschaft, Infrastrukturbauten und Verkehrswege, Gewinnung erneuerbarer Energien, Ökosystemleistungen (Meyer & Priefer, 2015).

Flächenwidmungsplan „Der Flächenwidmungsplan hat das gesamte Gemeindegebiet räumlich zu gliedern und die Nutzungsart für alle Flächen entsprechend den räumlich-funktionellen Erfordernissen festzulegen. Dabei sind folgende Nutzungsarten vorzusehen: 1. Bauland, 2. Verkehrsflächen, 3. Freiland“ (Steiermärkisches Raumordnungsgesetz, § 26 Abs 1, 1. Und 2. Satz). Der Flächenwidmungsplan wird vom Gemeinderat erstellt und als Verordnung erlassen, er unterliegt der aufsichtsbehördlichen Genehmigung des Landes und ist grundeigentümerverbindlich (Land Steiermark, 2010).

Fluss Eine Bewegung (ein Fluss) von Materie (z. B. Wasserdampf, Partikel), Wärme oder Energie von einem Ort zu einem anderen Ort oder von einem Medium (z. B. Landoberfläche) zu einem anderen (z. B. Atmosphäre) (IPCC, 2019). Auch die (Transfer-)Bewegungen von Ressourcen, Gütern oder Dienstleistungen werden teils als Flüsse bezeichnet.

Flut Siehe → *Überschwemmung*.

Fossile Brennstoffe Brennstoffe auf Kohlenstoffbasis aus fossilen Kohlenwasserstoffvorkommen, einschließlich Kohle, Öl und Erdgas (IPCC, 2019). Der Energiegehalt der aufgeführten fossilen Brennstoffe basiert auf dem Kohlenstoffgehalt. Bei der Verbrennung mit Sauerstoff werden Energie in Form von Wärme sowie Oxide freigesetzt, darunter immer Kohlenstoffdioxid. Daher ist die Verbrennung fossiler Energieträger sowohl lokal als auch global in hohem Maße umweltbelastend und die Hauptquelle von menschengemachten Treibhausgasemissionen und damit der globalen Erwärmung. Je nach Zusammensetzung und Reinheit des fossilen Brennstoffes entstehen auch andere chemische Verbindungen wie Stickstoffoxide und Ruß sowie unterschiedlich feine Stäube (IPCC, 2014b).

Fruchtfolge Die geregelte Anbaufolge von verschiedenen Kulturpflanzen auf derselben landwirtschaftlichen Nutzfläche, wobei die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit durch den Wechsel bodenangreifender, -schonender und -anreichernder Pflanzen gewährleistet und die Erträge erhöht und stabilisiert werden sollen. Bei der Gestaltung werden die bestmögliche Ausnutzung der Vegetationszeit und phytosanitäre Aspekte berücksichtigt. Die Verbindung zweier Hauptfrüchte (Vorfrucht und Nachfrucht), die den größten Teil der Vegetationszeit benötigen, wird Fruchtfolgepaar genannt. Es können ein- und zweikeimblättrige sowie ein- und mehrjährige Pflanzen zum Einsatz kommen (Spektrum, 2023).

Gefährdung („Hazard“) Das potenzielle Auftreten eines natürlichen oder vom Menschen verursachten physikalischen Ereignisses oder Trends, das den Verlust von Menschenleben (oder auch anderer Lebewesen), Verletzungen oder andere gesundheitliche Auswirkungen sowie Schäden und Verluste an Eigentum, Infrastruktur, Lebensgrundlagen, Dienstleistungen, Ökosystemen und Umweltressourcen verursachen kann (IPCC, 2019). Siehe auch → *Exposition*, → *Risiko* und → *Vulnerabilität*.

Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) Die österreichische Agrarpolitik wird maßgeblich durch die europäische GAP geprägt. Die GAP umfasst seit 1999 zwei Säulen: (1) Direktzahlungen und Marktordnungen sowie (2) die Entwicklung des Ländlichen Raums mit zahlreichen Förderschienen. Das österreichische Programm der Ländlichen Entwicklung

(→ *PLE*) sowie das darin enthaltene Österreichische Programm für Umweltgerechte Landwirtschaft (→ *ÖPUL*) sind Teil der zweiten Säule (Europäisches Parlament, 2022a, 2022b).

Gendergerechtigkeit (Geschlechtergerechtigkeit) Die Gleichberechtigung der Geschlechter, d. h. Frauen, Männer und andere Geschlechter haben die gleichen Rechte, Ressourcen und Möglichkeiten. Im Falle des Klimawandels erkennt die Gleichstellung der Geschlechter an, dass Frauen, aufgrund bestehender ungerechter Herrschaftsverhältnisse, oft stärker betroffen sind von den Auswirkungen des Klimawandels und im Prozess und bei den Ergebnissen der Klimapolitik benachteiligt werden können (IPCC, 2019).

Gleichheit („Equality“) Ein Prinzip, das allen Menschen, unabhängig von ihrer sozialen, kulturellen, ethnischen oder ökonomischen Herkunft, den gleichen Wert zuschreibt, einschließlich gleicher Chancen, Rechte und Pflichten (IPCC, 2019).

Ungleichheit Ungleiche Chancen und soziale Positionen sowie Prozesse der Diskriminierung innerhalb einer Gruppe oder Gesellschaft aufgrund von Geschlecht, Klasse, ethnischer Zugehörigkeit, Alter und (Un-)Fähigkeiten, die oft durch ungleiche Entwicklung hervorgerufen werden. Diese Formen von Ungleichheit sind oft Gegenstand von Umweltgerechtigkeitsdebatten („environmental justice“). Einkommensungleichheit bezieht sich auf Unterschiede zwischen den höchsten und niedrigsten Einkommen innerhalb eines Landes und zwischen den Ländern (IPCC, 2019).

Gletscher Große, hauptsächlich aus Schnee, Firn und Eis bestehende, zusammenhängende Massen, die auf der Landoberfläche durch die Rekristallisation von Schnee entstanden sind. Auch Schmelzwasser, Gesteinspartikel und Luft können, teilweise in Porenräumen des Schnees/Firns/Eises, Bestandteile des Gletschers sein. Ein Gletscher unterliegt einer aktiven Bewegung des Eises (Gletscherbewegung), was ihn neben der speziellen Morphologie (Gletschertypen) des einheitlichen Gletscherkörpers von anderen Akkumulationsformen aus Schnee und Eis unterscheidet. Ein Gletscher gewinnt typischerweise an Masse durch Ansammlung von Schnee und verliert an Masse durch Schmelzen und Eisabfluss ins Meer oder einen See, wenn der Gletscher in einem Wasserkörper endet. Landeismassen von kontinentaler Größe ($> 50.000\,km^2$) werden als Eisschilde bezeichnet (IPCC, 2019; Spektrum, 2023).

Global Warming Potential (GWP) Ein Index, der auf den Strahlungseigenschaften von → *Treibhausgasen (THGs)* basiert und der den → *Strahlungsantrieb* nach einer Impulsemission einer Masseneinheit eines bestimmten THGs in der heutigen → *Atmosphäre*, integriert über einen gewählten Zeithorizont, misst, ins Verhältnis gesetzt zu dem von Kohlendioxid (CO_2; GWP = 1). Das GWP stellt die kombinierten Effekte der unterschiedlichen Verweildauer dieser Gase in der Atmosphäre und ihre relative Wirksamkeit bei der Verursachung des Strahlungsantriebs dar. Das → *Kyoto-Protokoll* basiert auf GWPs von Impulsemissionen über einen Zeitrahmen von 100 Jahren (siehe IPCC, 2016 für die GWP-Werte der verschiedenen Treibhausgase) (IPCC, 2014b).

Governance Ein umfassendes und inklusives Konzept des gesamten Spektrums von Mitteln zur Entscheidung, Verwaltung, Umsetzung und Überwachung von Politiken und Maßnahmen. Während die Regierung streng nationalstaatlich definiert ist, erkennt das umfassendere Konzept der Regierungsführung die Beiträge der verschiedenen Regierungsebenen (global, international, regional, subnational und lokal) und die Rolle des Privatsektors, der nichtstaatlichen Akteure und der Zivilgesellschaft bei der Bewältigung der vielen Arten von Problemen an, mit denen die globale Gemeinschaft konfrontiert ist, sowie den lokalen Kontext, in dem die Wirksamkeit von Politiken und Maßnahmen bestimmt wird (IPCC, 2019).

Graue Energie Energie, die für die Herstellung und Bereitstellung von Gütern oder Dienstleistungen benötigt wird (RP Photonics AG, n.d.).

Green Deal Der European Green Deal (Europäischer Grüner Deal) ist ein von der Europäischen Kommission im Dezember 2019 vorgestelltes Konzept mit dem Ziel, bis 2050 in der Europäischen Union die Netto-Emissionen von → Treibhausgasen auf null zu reduzieren und somit klimaneutral zu werden. Der Green Deal soll zentraler Bestandteil der Klimapolitik der Europäischen Union werden. Er umfasst eine Reihe von Maßnahmen in den Bereichen Finanzmarktregulierung, Energieversorgung, Verkehr, Handel, Industrie sowie Land- und Forstwirtschaft (Europäische Kommission, 2019).

Gründüngung Anbau und anschließendes Unterpflügen von Kulturpflanzen mit starker Bewurzelung und raschem Bodenbedeckungsvermögen; dient u. a. der Bodenlockerung und -anreicherung mit organischer Masse, der Förderung der Bodenqualität sowie dem Erosions-, Verdunstungs- und Verschlämmungsschutz. Verwendet werden vor allem → *Leguminosen*, wegen deren Fähigkeit Stickstoff zu binden, z. B. Lupine, Wicken, verschiedene Arten von Klee usw., daneben aber auch schnell wachsende Kreuzblütler wie Raps oder Ölrettich (Spektrum, 2023). Siehe auch → *Untersaat*.

Grüne Infrastruktur Die miteinander verbundene Gesamtheit natürlicher und gebauter ökologischer Systeme,

Grünflächen und anderer Landschaftselemente (meist in einer Stadt/Siedlung). Dazu gehören gepflanzte und einheimische Bäume, Feuchtgebiete, Parks, grüne Freiflächen und ursprüngliche Gras- und Waldgebiete sowie mögliche bauliche und straßenseitige Gestaltungseingriffe, die Vegetation mit einbinden (z. B. Fassadenbegrünung). Grüne Infrastruktur bietet Dienstleistungen und Funktionen in der gleichen Weise wie konventionelle Infrastruktur (Culwick & Bobbins, 2016; IPCC, 2019). Siehe auch → *Blaue Infrastruktur*.

Grünland Die Summe der Weideflächen und Wiesen, die nicht als Ackerland gelten und auf denen Vieh weidet oder Grünfutter produziert wird. Sie umfasst eine breite Palette von Ökosystemen, z. B. Systeme mit einer Vegetation, die unter der in der Kategorie Waldland verwendeten Schwelle liegt, silvopastorale Systeme sowie natürliches, bewirtschaftetes Grasland und Halbwüsten (IPCC, 2019).

Grundwasser Wasser, das unterhalb der Erdoberfläche vorkommt, wo es alle oder einen Teil der Hohlräume in Böden oder geologischen Schichten einnimmt. Es wird auch als unterirdisches Wasser bezeichnet, um es vom Oberflächenwasser zu unterscheiden, das in großen Wasserkörpern wie den Ozeanen oder Seen vorkommt oder über Land in Bächen fließt. Sowohl Oberflächen- als auch Untergrundwasser sind durch den hydrologischen Kreislauf (die kontinuierliche Zirkulation von Wasser im System Erde-Atmosphäre) miteinander verbunden (Encyclopaedia Britannica, n.d. a).

Grundwasserspiegel Oberstes Niveau einer unterirdischen Fläche, in der der Boden oder das Gestein dauerhaft mit Wasser gesättigt ist. Der Grundwasserspiegel trennt die unter ihm liegende Grundwasserzone von der darüber liegenden Kapillarsaum- oder Durchlüftungszone. Der Grundwasserspiegel schwankt sowohl mit den Jahreszeiten als auch von Jahr zu Jahr, da er von klimatischen Schwankungen und von der durch die Vegetation genutzten Niederschlagsmenge beeinflusst wird. Er wird auch durch die Entnahme von übermäßigen Wassermengen aus Brunnen oder durch künstliche Befüllung beeinflusst (Encyclopaedia Britannica, n.d. a).

GVE (Großvieheinheit) Die Großvieheinheit (GVE) ist eine gemeinsame Einheit, um den Viehbestand in einer einzigen Zahl ausdrücken zu können. Die Stückzahlen der einzelnen Viehharten werden in GVE umgerechnet. Für jede Viehart ist nach Altersklasse und Nutzungsform ein Umrechnungsschlüssel festgelegt. Rinder ab zwei Jahren gelten als 1,0 GVE. Es gibt je nach Zweck verschiedene GVE-Umrechnungsschlüssel, ein erwachsenes Schaf wird z. B. mit 0,1 GVE beziffert. Anhand der GVE können der Futterbedarf und die anfallenden Düngermengen errechnet werden (BMLRT, 2017).

Habitat Der Ort oder die Art des Standorts, an dem ein Organismus oder eine Population natürlich vorkommt. Wird auch verwendet, um die Umweltattribute zu bezeichnen, die von einer bestimmten Art oder ihrer ökologischen Nische benötigt werden (IPBES, 2019).

Hitzestress Durch Hitze bedingte Belastung des menschlichen, tierischen oder pflanzlichen Organismus mit negativem Einfluss auf den Stoffwechsel, insbesondere auf den Wasserhaushalt (Gefahr der Austrocknung). Bei Menschen und Tieren ist zudem das Herz-Kreislauf-System betroffen. Hitzestress stellt vor allem für Risikogruppen wie ältere Menschen oder Kinder eine ernste gesundheitliche Gefahr dar und vermindert allgemein die Leistungsfähigkeit. In der Landwirtschaft führt Hitzestress zu Ertragsverlusten, wenn Nutztiere und -pflanzen betroffen sind (Umweltbundesamt, n.d.).

Hitzewelle Eine Periode mit ungewöhnlich heißem Wetter. Hitzewellen und Hitzeperioden haben verschiedene und in einigen Fällen sich überschneidende Definitionen (IPCC, 2019). Siehe auch → *Extremwetterereignis*.

Humus Die Gesamtheit der toten organischen Substanz des Bodens einschließlich der Streustoffe (= abgestorbene, noch nicht in Zersetzung übergegangene organische Materie). Der Humus ist die Bodenkomponente, die durch Veränderungen der Nutzung/Bewirtschaftung am stärksten beeinflusst wird. Er ist maßgeblich am Nährstoff- und Wasserspeicherungsvermögen des Bodens beteiligt und beeinflusst Gefügestabilität sowie Puffer- und Filterfunktionen des Bodens. Auflagehorizonte sowie Hochmoore weisen im Allgemeinen sehr hohe Humusgehalte (bis zu 100 %) auf. Im mineralischen Oberboden ist der Humus dagegen mit den Mineralstoffen des Bodens vermischt und sein Gehalt entsprechend geringer. Die A-Horizonte von Ackerböden haben Humusgehalte zwischen 1,5 und 4 %, in solchen von Dauergrünland lassen sich Gehalte zwischen 15 und 30 % finden. Der C-Gehalt des Humus liegt im Allgemeinen bei ca. 50 %. Wenn sich Humus zersetzt, werden seine Nährstoffbestandteile (C, N, P und S) in Formen umgewandelt, die von Pflanzen genutzt werden können. Hohe Humusgehalte verbessern allgemein die Bodeneigenschaften und die Ertragsfähigkeit von Ackerböden (Spektrum, 2023). Siehe auch → *Boden*.

HWP-Pool Holzprodukte („Harvested Wood Products“, HWPs) sind holzbasierte Materialien, die aus Wäldern geerntet und für Produkte wie Möbel, Sperrholz, Papier und papierähnliche Produkte verwendet werden. Die Treibhausgasbilanzierung gemäß IPCC versteht darunter die Summe der Halbprodukte Schnittholz, Platten und Papier. Holzprodukte tragen zur Abschwächung des Klimawandels bei,

indem sie (1) einen Speicherpool für holzbasierten Kohlenstoff bilden und (2) Material- und Energiequellen mit höheren Emissionen pro Serviceeinheit (z. B. Energieservices, Baumaterialien – abhängig vom Dekarbonisierungsgrad des Energiesystems) ersetzen. Das geerntete Holz wird in eine Vielzahl von Holzprodukten umgewandelt. Deren Kohlenstoffgehalt durchläuft während ihres Lebenszyklus verschiedene Stufen. Nach ihrer Verwendung werden die Produkte manchmal recycelt und schließlich verbrannt oder auf Mülldeponien abgelagert, wo sie langsam verrotten (in der EU von marginaler Bedeutung) (UNECE, n.d.). Siehe auch → *Kaskaden-, Koppel-, Mehrfachnutzung*.

Hydrologischer Kreislauf Die Zustands- oder Ortsveränderung des Wassers durch Niederschlag, Verdunstung, ober- und unterirdischen Abfluss und Rücklage (Schaefer, 2012). Die Wasserreservoire der Erde stehen miteinander über diese Prozesse im Fließgleichgewicht (dynamisches Gleichgewicht). Das Hauptreservoir bilden die Ozeane. Die horizontale und vertikale Zirkulation von Wasserdampf, Wasser und Eis im System Erde-Atmosphäre wird maßgeblich hervorgerufen durch Sonneneinstrahlung und Schwerkraft (Spektrum, 2023).

Impacts (Auswirkungen) Die Auswirkungen realisierter Risiken auf natürliche und menschliche Systeme, wobei Risiken aus dem Zusammenspiel von klimabedingten Gefahren (einschließlich extremer Wetter- und Klimaereignisse), → *Exposition* und → *Vulnerabilität* resultieren. Auswirkungen beziehen sich im Allgemeinen auf Auswirkungen auf Leben, Lebensgrundlagen, Gesundheit und Wohlbefinden, Ökosysteme und Arten, wirtschaftliche, soziale und kulturelle Güter, Dienstleistungen (einschließlich Ökosystemleistungen) und Infrastruktur. Auswirkungen können als Folgen oder Ergebnisse bezeichnet werden und können nachteilig oder vorteilhaft sein (IPCC, 2019). Siehe auch → *Anpassung*, → *Exposition*, → *Gefährdung* und → *Vulnerabilität*.

Indirekte Landnutzungsänderung Siehe → *Landnutzungsänderung*.

Industrielle Revolution Eine Periode raschen industriellen Wachstums mit weitreichenden sozialen und ökologischen Folgen, die in der zweiten Hälfte des 18. Jahrhunderts in Großbritannien begann und sich in Europa und später in anderen Ländern einschließlich der Vereinigten Staaten ausbreitete. Die Erfindung der Dampfmaschine war ein wichtiger Auslöser für diese Entwicklung. Die industrielle Revolution markiert den Beginn eines starken Anstiegs der Nutzung fossiler Brennstoffe und dessen Emissionen, insbesondere von fossilem Kohlendioxid (CO_2). In diesem Bericht beziehen sich die Begriffe „prä-industriell“ und „industriell“ auf die Zeit vor und nach 1750 (IPCC, 2014a).

Institution Regeln, Normen und Konventionen, die von sozialen Akteur_innen gemeinsam gehalten werden und die die menschliche Interaktion lenken, einschränken und gestalten. Institutionen können formell sein, wie z. B. Gesetze und Richtlinien, oder informell, wie z. B. Normen und Konventionen. Organisationen – wie Parlamente, Regulierungsbehörden, Privatunternehmen und Gemeinschaftsorgane – entwickeln und handeln als Reaktion auf institutionelle Rahmenbedingungen und die von ihnen gesetzten Anreize. Institutionen können menschliche Interaktion durch direkte Kontrolle, durch Anreize und durch Sozialisationsprozesse lenken, einschränken und gestalten (IPCC, 2019).

Intensivierung Der Prozess der Erhöhung des Einsatzes von Betriebsmitteln (Arbeit, Information, Energie, → *Düngemittel*, → *Pestizide*, Maschinen) im Verhältnis zur Landfläche, um die landwirtschaftliche Produktion pro Flächeneinheit zu erhöhen. Die Intensivierung kann den Druck auf die Umwelt erhöhen, besonders wenn sie in einer wahllosen Erhöhung des Einsatzes von Betriebsmitteln ohne eine damit verbundene Erhöhung des Management-Inputs geschieht (Schröder et al., 2007). Zu den ökologischen Auswirkungen gehören vor allem → *Bodenverdichtung*, → *Bodenerosion*, Bodenversalzung sowie das Eindringen von Agrarchemikalien in das Grundwasser. Der umfangreiche Einsatz von Pflanzenschutzmitteln schädigt in großem Ausmaß → *Ökosysteme* und reduziert die biologische Artenvielfalt. Hinzu kommen im Zusammenhang mit der Massentierhaltung ungelöste Fragen des Tierschutzes. Siehe auch → *Monokultur*.

Internalisierung Die Einbeziehung sozialer und ökologischer Zusatzkosten/-nutzen, die durch externe Effekte (auch Externalitäten) verursacht werden, in das Wirtschaftlichkeitskalkül des Verursachers. Ziel der Internalisierung ist es, die durch Marktversagen (allokative Marktmängel) entstandenen Ineffizienzen zu minimieren und so das Wohlfahrtsoptimum zu erreichen. Internalisierung bedeutet dabei, dass dem verursachenden Wirtschaftsakteur ein (ökonomischer) Anreiz gegeben wird, die sozialen und ökologischen Zusatzeffekte in sein Entscheidungskalkül mit einzubeziehen, womit die entsprechenden Wohlfahrtsverluste vermieden werden sollen. In der Praxis geschieht dies auf unterschiedlichen Wegen sowohl durch private als auch staatliche (öffentliche) Akteure. Als Gegenbeispiel dazu können Kosten auch externalisiert werden. Hierbei werden die entstandenen und noch entstehenden Kosten in andere Regionen oder auf nachfolgende Generationen umgewälzt (Fees, n.d.). Siehe auch → *Externalität*.

Invasive Arten Pflanzen- und Tierarten, die sich in einem Gebiet außerhalb ihres bisherigen Areals und ursprünglich von diesem durch Barrieren getrennt spontan ausbreiten. Die Überwindung der Ausbreitungsbarrieren gelingt vor allem

mit Hilfe von Transportmitteln des Menschen auf Verkehrs- und Handelswegen. Haben sich invasive Arten in einem neuen Gebiet etabliert, werden sie als Neophyten bzw. Neozoen bezeichnet (Spektrum, 2023). Siehe auch → *Neobiota*.

IPBES Der Weltbiodiversitätsrat IPBES („Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services") ist ein wissenschaftliches, zwischenstaatliches Gremium, das politischen Entscheidungsträgern objektive und zuverlässige Informationen über den Zustand und die Entwicklung der biologischen Vielfalt und ihrer Ökosystemleistungen zur Verfügung stellt (IPBES Deutsche Koordinierungsstelle, n.d.).

Kalamität In der Forstwirtschaft und -wissenschaft eine Massenerkrankung von Waldbeständen, die zu großflächigen Ausfällen führen kann und somit meist mit wirtschaftlichen Folgen für den Menschen verbunden ist. In der Regel handelt es sich um Massenerkrankungen ganzer Waldbestände durch Massenvermehrungen von Pflanzenfressern (u. a. Mäuse, Borkenkäfer, Nonnen, Kieferneulen, Schwammspinner) oder auch durch abiotische Faktoren wie Sturmschäden, Schneebruch und Waldbrand (Schwerdtfeger, 1981).

Kalamitätsrisiko Risiko für das Eintreten einer → *Kalamität*.

Kapillarwasser Teil des Haftwassers im Boden, das in Kapillaren und Poren festgehalten wird. Grund- und Stauwasser können über die Bodenkapillaren gegen die Schwerkraft zur Oberfläche aufsteigen („kapillarer Aufstieg") (Schaefer, 2012).

Kaskaden-, Koppel-, Mehrfachnutzung Als Kaskadennutzung bzw. Mehrfachnutzung wird die Nutzung eines Rohstoffs über mehrere Stufen bezeichnet. Auf diese Weise sollen eine besonders nachhaltige und effiziente Nutzung sowie eine Einsparung beim Einsatz von Rohstoffen erreicht werden. Rohstoffe oder daraus hergestellte Produkte werden so lange wie möglich im Wirtschaftssystem genutzt. Im Regelfall umfasst eine Nutzungskaskade dabei eine einfache bis mehrfache stoffliche Nutzung mit abnehmender Wertschöpfung sowie eine abschließende energetische Nutzung oder eine Kompostierung des Rohstoffs. Durch eine Kaskadennutzung können sowohl ökologische wie ökonomische Vorteile, wie eine geringere Belastung der Umwelt, Einsparung von Treibhausgasen, geringere Kosten und höhere Wertschöpfungen, erreicht werden. Sie wird unterschieden von der Koppelnutzung, die neben der Nutzung eines Hauptrohstoffs bzw. -produkts auch die Nutzung von Nebenprodukten vorsieht. Siehe auch → *Bioökonomie* und → *Kreislaufwirtschaft*.

Klima Das durchschnittliche Wetter oder, strenger definiert, die statistische Beschreibung im Sinne des Mittelwertes und der Variabilität relevanter Größen über einen Zeitraum von Monaten bis zu Tausenden oder Millionen von Jahren. Der klassische Zeitraum für die Mittelwertbildung dieser Variablen beträgt 30 Jahre, wie von der Weltorganisation für Meteorologie definiert. Bei den relevanten Größen handelt es sich meist um Oberflächenvariablen wie Temperatur, Niederschlag und Wind. Klima im weiteren Sinne ist der Zustand, einschließlich einer statistischen Beschreibung, des → *Klimasystems* (IPCC, 2019).

Klimaextrem (extremes Wetter- oder Klimaereignis) Das Auftreten eines Wertes einer Wetter- oder Klimavariabel oberhalb (oder unterhalb) eines Schwellenwertes bzw. in der Nähe des oberen (oder unteren) Endes des Bereichs der beobachteten Werte der Variable. Der Einfachheit halber werden sowohl extreme Wetterereignisse als auch extreme Klimaereignisse kollektiv als „Klimaextreme" bezeichnet (IPCC, 2019). Siehe auch → *Extremwetterereignisse*.

Klima-Governance Gezielte Mechanismen und Maßnahmen zur Steuerung der sozialen Systeme, ausgerichtet auf die Vermeidung, Abschwächung oder Anpassung an die Risiken, welche durch den Klimawandel verursacht werden (IPCC, 2019; Jagers & Stripple, 2003). Siehe → *Governance*.

Klimamodell Eine numerische Darstellung des → *Klimasystems* auf der Grundlage der physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften seiner Komponenten, ihrer Wechselwirkungen und Rückkopplungsprozesse und unter Berücksichtigung einiger seiner bekannten Eigenschaften. Das Klimasystem kann durch Modelle unterschiedlicher Komplexität dargestellt werden, d. h. für jede einzelne Komponente oder Kombination von Komponenten kann ein Spektrum oder eine Hierarchie von Modellen identifiziert werden, die sich z. B. in der Anzahl der räumlichen Dimensionen, dem Ausmaß, in dem physikalische, chemische oder biologische Prozesse explizit dargestellt werden, oder der Ebene, auf der empirische Parametrisierungen beteiligt sind, unterscheiden. Klimamodelle werden als Forschungsinstrument zur Untersuchung und Simulation des Klimas und für operationelle Zwecke eingesetzt, einschließlich monatlicher, saisonaler und zwischenjährlicher Klimavorhersagen (IPCC, 2019).

Klimaprojektion Simulierte Reaktion des Klimasystems auf ein Szenario zukünftiger Emissionen oder Konzentrationen von → *Treibhausgasen (THGs)* und → *Aerosolen* sowie Änderungen der Landnutzung, die im Allgemeinen mit Hilfe von Klimamodellen abgeleitet werden. Klimaprojektionen unterscheiden sich von Klimavorhersagen durch ihre Abhängigkeit von dem verwendeten Emissions-/Konzentrations-/

Strahlungsantriebsszenario, das wiederum auf Annahmen über z. B. zukünftige sozioökonomische und technologische Entwicklungen beruht, die realisiert werden können oder auch nicht (IPCC, 2019).

Klima-Rückkopplung („Climate Feedback“) Eine Wechselwirkung, bei der eine Störung in einer Klimagröße feine Änderung in einer zweiten bewirkt und die Änderung der zweiten Größe letztlich zu einer zusätzlichen Änderung der ersten führt. Eine negative Rückkopplung ist eine Rückkopplung, bei der die anfängliche Störung durch die von ihr verursachten Veränderungen abgeschwächt wird; eine positive Rückkopplung ist eine Rückkopplung, bei der die anfängliche Störung verstärkt wird. Die anfängliche Störung kann entweder von außen erzwungen werden oder als Teil der internen Variabilität auftreten (IPCC, 2019).

Klimasystem Besteht aus fünf Hauptkomponenten: der Atmosphäre, der Hydrosphäre, der Kryosphäre, der Lithosphäre und der Biosphäre sowie den Wechselwirkungen zwischen ihnen. Das Klimasystem entwickelt sich im Laufe der Zeit unter dem Einfluss seiner eigenen internen Dynamik und aufgrund externer Einflüsse wie Vulkanausbrüche, solare Schwankungen und anthropogene Einflüsse, wie die Änderung in der Zusammensetzung der Atmosphäre und der Landnutzungsänderung (IPCC, 2019).

Klimawandel Eine Veränderung des Zustands des Klimas, die (z. B. durch statistische Tests) durch Veränderungen des Mittelwerts und/oder der Variabilität seiner Eigenschaften identifiziert werden kann und die über einen längeren Zeitraum, in der Regel Jahrzehnte oder länger, andauert. Die Klimaänderung kann auf natürliche interne Prozesse oder externe Einflüsse wie Modulationen der Sonnenzyklen, Vulkanausbrüche und anhaltende anthropogene Veränderungen in der Zusammensetzung der → *Atmosphäre* oder der Landnutzung zurückzuführen sein. Zu beachten ist, dass das → *Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen (UNFCCC)* in seinem Artikel 1 den Klimawandel definiert als „eine Klimaänderung, die direkt oder indirekt auf menschliche Aktivitäten zurückzuführen ist, welche die Zusammensetzung der globalen Atmosphäre verändern, und die zusätzlich zu der über vergleichbare Zeiträume beobachteten natürlichen Klimavariabilität auftritt“. Die UNFCCC unterscheidet somit zwischen Klimaänderungen, die auf menschliche Aktivitäten zurückzuführen sind, welche die Zusammensetzung der Atmosphäre verändern, und Klimavariabilität, die auf natürliche Ursachen zurückzuführen ist (IPCC, 2019).

Klimawandelanpassung In menschlichen Systemen der Prozess der Anpassung an das tatsächliche oder erwartete → *Klima* und seine Auswirkungen, um Schäden zu mildern oder günstige Gelegenheiten zu nutzen. In natürlichen Systemen der Prozess der Anpassung an das tatsächliche Klima und seine Auswirkungen; menschliches Eingreifen kann die Anpassung an das erwartete Klima und seine Auswirkungen erleichtern (IPCC, 2022, 2019). Siehe auch → *Anpassungsoptionen*, → *Anpassungskapazität* und → *Maladaptation*.

Klimaziel Eine Temperaturgrenze, ein Konzentrationsniveau oder ein Emissionsreduktionsziel, das zur Vermeidung gefährlicher anthropogener Interferenzen mit dem Klimasystem verwendet wird. Nationale Klimaziele können zum Beispiel darauf abzielen, die Treibhausgasemissionen in einem bestimmten Zeithorizont um einen bestimmten Betrag zu reduzieren, zum Beispiel im Rahmen des → *Kyoto-Protokolls* (IPCC, 2019).

Kipp-Punkte („Tipping Points“) Ein Niveau der Veränderung von Systemeigenschaften, bei dem sich ein System – oft abrupt – reorganisiert und nicht mehr in den Ausgangszustand zurückkehrt, selbst wenn die Ursachen der Veränderung beseitigt werden. Für das Klimasystem eine kritische Schwelle, jenseits derer das globale oder regionale Klima von einem stabilen Zustand in einen anderen stabilen Zustand übergeht (IPCC, 2019).

Kohlenstoffdioxid (CO_2) Ein natürlich vorkommendes Gas. CO2 ist auch ein Nebenprodukt der Verbrennung fossiler Brennstoffe (wie Öl, Gas und Kohle), der Verbrennung von → *Biomasse*, von → *Landnutzungsänderungen* (LUC) und von industriellen Prozessen (z. B. Zementherstellung). Es ist das wichtigste anthropogene Treibhausgas (THG), das den Strahlungshaushalt der Erde beeinflusst. Es ist das Referenzgas, an dem andere Treibhausgase gemessen werden, und hat daher ein → *Treibhauspotenzial (GWP)* von 1 (IPCC, 2019). Siehe auch → *Treibhausgas (THG)*, → *Landnutzung* und → *Landnutzungsänderung*.

Kohlenstoffdioxidbindung und -speicherung (CCS – „Carbon Capture and Storage“) Ein Verfahren, bei dem ein relativ reiner Strom von Kohlenstoffdioxid (CO_2) aus industriellen und energiebezogenen Quellen abgetrennt (abgeschieden), konditioniert, komprimiert und zur langfristigen Isolierung von der Atmosphäre zu einem Speicherort transportiert wird. Manchmal auch als Kohlenstoffabscheidung und -speicherung bezeichnet (IPCC, 2019). Siehe auch → *Bioenergie mit Kohlendioxidabscheidung und -speicherung (BECCS)* und → *Sequestrierung*.

Kohlenstoffhaushalt Bezieht sich auf drei Konzepte in der Literatur: (1) eine Bewertung der Quellen und Senken des Kohlenstoffkreislaufs auf globaler Ebene durch die Synthese

von Nachweisen für Emissionen aus fossilen Brennstoffen und Zement, Emissionen aus Landnutzungsänderungen, CO_2-Senken im Ozean und an Land und die daraus resultierende Wachstumsrate von Kohlendioxid (CO_2) in der Atmosphäre. Dies wird als globales Kohlenstoffbudget bezeichnet; (2) die geschätzte kumulative Menge der globalen Kohlendioxidemissionen, die schätzungsweise die globale Oberflächentemperatur auf ein bestimmtes Niveau über einer Referenzperiode begrenzt, unter Berücksichtigung der globalen Oberflächentemperaturbeiträge anderer Treibhausgase (THGs) und Klimaverursacher; (3) die Verteilung des unter (2) definierten Kohlenstoffbudgets auf die regionale, nationale oder subnationale Ebene auf der Grundlage von Gerechtigkeits-, Kosten- oder Effizienzüberlegungen (IPCC, 2019).

Kohlenstoffkreislauf Der → *Fluss* von Kohlenstoff (in verschiedenen Formen, z. B. als Kohlendioxid (CO_2), Kohlenstoff in → *Biomasse* und im Ozean gelöster Kohlenstoff als Karbonat und Hydrogenkarbonat) durch die → *Atmosphäre*, Hydrosphäre, terrestrische und marine Biosphäre und Lithosphäre. In diesem Bericht ist die Bezugseinheit für den globalen Kohlenstoffkreislauf Gt CO_2 oder Gt C (eine Gigatonne = 1 Gt = 10^{15} Gramm; 1 Gt C entspricht 3,667 Gt CO_2) (IPCC, 2019).

Kohlenstoffpreis (oder Kohlenstoffsteuer) Der Preis für vermiedene oder freigesetzte Emissionen von Kohlendioxid (CO_2) oder CO_2-Äquivalenten. Dies kann sich auf den Satz einer Kohlenstoffsteuer oder auf den Preis für Emissionsrechte beziehen. In vielen Modellen, die zur Bewertung der wirtschaftlichen Kosten der Eindämmung verwendet werden, werden Kohlenstoffpreise als Proxy verwendet, um das Ausmaß des Aufwands für die Emissionsminderungspolitik darzustellen (IPCC, 2019). Siehe auch → *Emissionsminderung*.

Kohlenstoffsenke Siehe → *Senke*.

Kohlenstoffsequestrierung Der Prozess der Speicherung von Kohlenstoff in einem Kohlenstoffspeicher, z. B. im Boden (IPCC, 2019). Siehe auch → *Kohlendioxidbindung und -speicherung (CCS)* und → *Senke*.

Kohlenstoffvorrat Die Menge an Kohlenstoff in einem Kohlenstoffspeicher (IPCC, 2019). Siehe auch → *Pool*, → *Kohlenstoff* und → *Stickstoff*.

Kompost Das bei der → *Kompostierung* anfallende Material, das als → *Düngemittel* verwendet wird, um dem → *Boden* organische Substanz oder Pflanzennährstoffe zuzuführen. Kompost wirkt aufgrund der Erhöhung der Humussubstanz und Aktivierung des Bodenlebens stabilisierend auf Bodengefüge und -fruchtbarkeit (Spektrum, 2023).

Kompostierung Biologische Abbau- und Umwandlungsprozess der Zersetzung von organischem Material, bei dem aerobe Bakterien und andere Mikroorganismen insbesondere organische Abfälle, Holz, Blätter und anderes Pflanzenmaterial, Papier und Klärschlamm (Biomüll, organischer Abfall) unter Wärmeentwicklung („Selbsterhitzung“) mineralisieren und dabei → *Kompost* bilden. Die Kompostierung ist ein natürlicher Prozess, der auf unterschiedlichen Maßstabsebenen stattfindet und auch technisch genutzt wird (Kompostierungsanlagen). Voraussetzung für eine optimale Kompostierung sind ein ausreichender Wassergehalt, eine gute Belüftung, ein nicht zu weites Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis und ein neutraler bis alkalischer pH-Wert. Im Idealfall werden bei der Kompostierung Temperaturen von 50–60 °C erreicht, wodurch Krankheitskeime und Unkrautsamen vernichtet werden (Spektrum, n.d.).

Konfidenz Die Robustheit eines Befundes, die auf der Art, Menge, Qualität und Konsistenz der Evidenz (z. B. mechanistisches Verständnis, Theorie, Daten, Modelle, Expertenurteil) und auf dem Grad der Übereinstimmung über mehrere Evidenzlinien hinweg beruht. In diesem Bericht wird die Konfidenz qualitativ ausgedrückt (IPCC, 2019; Mastrandrea et al., 2010). Siehe auch → *Unsicherheit*, → *Evidenz*, → *Übereinstimmung*.

Kreislaufwirtschaft Eine Kreislaufwirtschaft (engl. „circular economy“) ist ein regeneratives System, in dem Ressourceneinsatz und Abfallproduktion, Emissionen und Energieverschwendung durch das Verlangsamen, Verringern und Schließen von Energie- und Materialkreisläufen minimiert werden; dies kann durch langlebige Konstruktion, Instandhaltung, Reparatur, Wiederverwendung, Remanufacturing, Refurbishing und Recycling erzielt werden (Geissdoerfer et al., 2017).

Kultursorte („Kulturvarietät“, Cultivar.) Population von Kulturpflanzen, die sich durch charakteristische morphologische, physiologische, zytologische, biochemische oder andere Eigenschaften eindeutig von weiteren Formen innerhalb der Art unterscheidet. Kultursorten sind entweder weitestgehend reinerbige Rassen oder Klone, das heißt genetisch gleiche Individuen, die ungeschlechtlich, meist durch Veredelung, vermehrt werden. Diese Sorten hat der Mensch in der langen Geschichte der Landwirtschaft und des Gartenbaus durch künstliche Selektion geschaffen (Spektrum, 2023).

Kyoto-Protokoll Das Kyoto-Protokoll zum Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen zum Klimawandel

(UNFCCC) ist ein internationaler Vertrag, der im Dezember 1997 in Kyoto, Japan, auf der dritten Tagung der Konferenz der Vertragsparteien (COP3) des UNFCCC angenommen wurde. Er enthält rechtsverbindliche Verpflichtungen, zusätzlich zu denen, die in der UNFCCC enthalten sind. Die in Anhang B des Protokolls aufgeführten Länder (meist OECD-Länder und Länder mit sich im Übergang befindlichen Ökonomien) haben sich verpflichtet, ihre anthropogenen Treibhausgas- (THG-)Emissionen (Kohlendioxid [CO_2], Methan [CH_4], Lachgas [N_2O], teilhalogenierte Fluorkohlenwasserstoffe [HFC], perfluorierte Kohlenwasserstoffe [PFC], und Schwefelhexafluorid [SF_6]) im ersten Verpflichtungszeitraum (2008–2012) um mindestens 5 % vom Niveau von 1990 zu reduzieren. Das Kyoto-Protokoll trat am 16. Februar 2005 in Kraft und zählte im Mai 2018 192 Vertragsparteien (191 Staaten und die Europäische Union). Ein zweiter Verpflichtungszeitraum wurde im Dezember 2012 auf der COP18 vereinbart, bekannt als die Doha-Änderung des Kyoto-Protokolls, in der sich eine neue Gruppe von Vertragsparteien verpflichtete, die Treibhausgasemissionen im Zeitraum von 2013 bis 2020 um mindestens 18 % unter das Niveau von 1990 zu reduzieren. Mit Stand vom Mai 2018 hat die Doha-Änderung allerdings nicht genügend Ratifizierungen erhalten, um in Kraft zu treten (IPCC, 2019). Siehe auch → *Pariser Abkommen*.

Lachgas Siehe → *N_2O*.

Land Der terrestrische Teil der Biosphäre, der die natürlichen Ressourcen (Boden, oberflächennahe Luft, Vegetation und andere Biota sowie Wasser), die ökologischen Prozesse, die Topografie sowie die menschlichen Siedlungen und die Infrastruktur umfasst, die in diesem System wirken (FAO, 2007; IPCC, 2019; UNCCD, 1994).

Landbedeckung Die biophysikalische Bedeckung von Land (z. B. nackter Boden, Felsen, Wälder, Gebäude und Straßen oder Seen). Die Landbedeckung wird oft in breite Landbedeckungsklassen eingeteilt (z. B. Laubwald, Nadelwald, Mischwald, Grasland, nackter Boden) (IPCC, 2019). [*Anmerkung*: In der Literatur werden Landbedeckung und Landnutzung zum Teil synonym verwendet, aber beide stellen unterschiedliche Klassifizierungssysteme dar. Beispielsweise kann die Landbedeckungsklasse Wald verschiedenen Landnutzungen wie Viehweiden, Erholung, Naturschutz oder Holzernte zugeordnet werden.] Siehe auch → *Landbedeckungsveränderung* und → *Landnutzungsänderung*.

Landbedeckungsveränderung Wechsel von einer Landbedeckungsklasse in eine andere, aufgrund von Änderungen der Landnutzung oder der natürlichen Bedingungen (IPCC, 2019; Pongratz et al., 2018). Siehe auch → *Landnutzungsänderung* und → *Landmanagement*.

Landmanagement Summe der Landnutzungspraktiken (z. B. Säen, Düngen, Jäten, Ernten, Ausdünnen, Kahlschlag), die innerhalb breiterer Landnutzungskategorien stattfinden (IPCC, 2019; Pongratz et al., 2018).

Änderung im Landmanagement Eine Änderung in der Landbewirtschaftung, die innerhalb einer Landnutzungskategorie stattfindet, also z. B. das Einsetzen eines anderen Düngers in der Landwirtschaft oder der Umstieg von Intensivierung zu Extensivierung (IPCC, 2019).

Landnutzung Die Gesamtheit der Vorkehrungen, Aktivitäten und Inputs, die auf eine Parzelle Land angewendet werden. Der Begriff Landnutzung wird auch im Sinne der sozialen und wirtschaftlichen Zwecke verwendet, für die das Land bewirtschaftet wird (z. B. Weidewirtschaft, Holzgewinnung, Naturschutz und städtisches Wohnen). In den nationalen THG-Inventaren wird die Landnutzung nach den IPCC-Landnutzungskategorien Wald, Ackerland, Grünland, Feuchtgebiete, Siedlungen und Sonstige Flächen klassifiziert (siehe die IPCC-Richtlinien für nationale THG-Inventare von 2006 für Einzelheiten) (IPCC, 2019). Siehe auch → *Landnutzungsänderung* und → *Landmanagement*.

Landnutzungsänderung (LUC – „Land Use Change“) Gemäß Definition der IPCC 2006 Richtlinien für die Erstellung von Treibhausgas-Inventuren und im Sinne der UNFCCC ist es der Wechsel von einer Landnutzungskategorie zu einer anderen, also zwischen Wald, Ackerland, Grünland, Feuchtgebiete, Siedlung und Sonstiges Land (IPCC, 2019). [*Anmerkung*: In einigen der in diesem Bericht bewerteten wissenschaftlichen Literaturstellen umfasst die Landnutzungsänderung aber sowohl Änderungen in der Landnutzungskategorie als auch Änderungen im → *Landmanagement*.]

Indirekte Landnutzungsänderung (iLUC) Landnutzungsänderung außerhalb des Schwerpunktgebietes, die als Folge einer veränderten Nutzung oder Bewirtschaftung von Land innerhalb des Schwerpunktgebietes auftritt, z. B. durch Markt- oder politische Triebkräfte. Dies ist der Fall, wenn beispielsweise landwirtschaftliche Flächen für die Produktion von Biokraftstoffen umgewidmet werden und dafür an anderer Stelle Wald gerodet wird, um die vorherige landwirtschaftliche Produktion dort zu ersetzen (IPCC, 2019). Siehe auch → *Aufforstung*, → *Landwirtschaft*, → *Forstwirtschaft und andere Landnutzung (AFOLU)*, → *Entwaldung*, → *Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft (LULUCF)*, → *Wiederaufforstung*, den IPCC-Sonderbericht über Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft (IPCC, 2000) und die IPCC-Richtlinien für nationale Treibhausgasinventare von 2006 (IPCC, 2006).

Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft (engl. „Land Use", „Land Use Change and Forestry" – LULUCF) In Zusammenhang mit den nationalen Treibhausgasinventuren (THG-Inventur) gemäß dem Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen ist LULUCF ein Sektor der THG-Inventur, der die anthropogenen Emissionen und Senken von THG in den bewirtschafteten Gebieten eines Nationalstaates mit Ausnahme der nicht CO_2-bezogenen landwirtschaftlichen Emissionen aus Tierhaltung und Düngung umfasst (IPCC, 2019). LULUCF umfasst v. a. die Treibhausgasemissionen und -senken aus den Kohlenstoffvorratsänderungen in den Pools Biomasse, Totholz, Boden durch die Landbewirtschaftungs- und Landnutzung(-sänderungen) in den Kategorien Wald, Ackerland, Grünland, Feuchtgebiete, Siedlung und Sonstiges Land. Dazu zählen auch einige weitere spezifische THG-Subkategorien, wie die Veränderung der Holzproduktepools Schnittholz, Platte und Papier, natürliche und künstliche Brände etc. In Anlehnung an die IPCC-Richtlinien für nationale THG-Inventur von 2006 werden anthropogene landbezogene THG-Flüsse definiert als all jene, die auf bewirtschaftetem Land auftreten, d. h. „wo menschliche Eingriffe und Praktiken angewandt wurden, um Produktions-, ökologische oder soziale Funktionen zu erfüllen". Aufgrund des Unterschieds bei der Schätzung der anthropogenen Kohlendioxid-(CO_2-)Treibhausgasemissionen/-senken in den Treibhausgasinventuren und den globalen Treibhausgasflüssen der globalen Modellierungsgemeinschaft sind die landbezogenen Netto-THG-Emissionen aus globalen Modellen, die in diesem Bericht enthalten sind, nicht unbedingt direkt mit den LULUCF-Schätzungen in den nationalen THG-Inventuren vergleichbar (IPCC, 2019). Siehe auch → *Landnutzungsänderung (LUC)*.

Land- und Forstwirtschaft und andere Landnutzung (engl. „Agriculture, Forestry and Other Land Uses – AFOLU") Im Zusammenhang mit den nationalen Treibhausgas- (THG-)Inventuren im Rahmen der Klimakonvention der Vereinten Nationen (UNFCCC) ist AFOLU die Summe der Treibhausgasinventursektoren Landwirtschaft und Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft (LULUCF); siehe die IPCC-Richtlinien für nationale Treibhausgasinventare von 2006 für Details (IPCC, 2006). Aufgrund der Schätzung der anthropogenen Treibhausgasemissionen/-senken in den Treibhausgasinventuren und den globalen Treibhausgasflüssen der Modellierungsgemeinschaft sind die landbezogenen Netto-THG-Emissionen aus globalen Modellen nicht direkt mit den LULUCF-Schätzungen in den nationalen THG-Inventuren vergleichbar. „A" in „AFOLU" steht für den Sektor Landwirtschaft, di. e. v. a. die Emissionen aus Tierhaltung und Düngung; „FOLU" in „AFOLU" steht für den Sektor Forstwirtschaft und andere Landnutzung – auch als LULUCF bezeichnet, i.e. v. a. die Treibhausgasemissionen und -senken aus den Kohlenstoffvorratsänderungen in den Pools Biomasse, Totholz, Boden durch die Landbewirtschaftungs- und Landnutzung (-sänderungen) den Kategorien Wald, Ackerland, Grünland, Feuchtgebiete, Siedlung und Sonstiges Land. Dazu zählen auch einige weitere spezifische THG-Subkategorien, wie die Veränderung der Holzproduktepools Schnittholz, Platte und Papier, natürliche und künstliche Brände etc. (IPCC, 2019). Siehe auch → *Landnutzungsänderung (LUC)* und → *Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft (LULUCF)*.

Landwirtschaftliche Fläche (Oder landwirtschaftlich genutzte Fläche) Der Umfang der landwirtschaftlich genutzten Fläche, einschließlich Ackerland, Dauergrünland, Dauerkulturen und andere landwirtschaftliche Flächen wie Haus- und Nutzgärten, jedoch ohne ungenutzte landwirtschaftliche Flächen, Wälder und Flächen, die von Gebäuden, Höfen, Wegen, Teichen, Buschland usw. eingenommen werden (Spektrum, 2023).

Latente Wärmeströme Der turbulente Fluss von Wärme von der Erdoberfläche in die Atmosphäre, der mit der Verdunstung oder Kondensation von Wasserdampf an der Oberfläche verbunden ist; eine Komponente des Oberflächenenergiehaushalts (DWD, n.d.; IPCC, 2019). Siehe auch → *Atmosphäre* und → *Fluss*.

Leakage Phänomen, bei dem die Verringerung der → *Emissionen* (im Vergleich zu einer Basislinie) in einem Rechtsgebiet/Sektor, die mit der Umsetzung von → *Minderungsmaßnahmen* verbunden ist, bis zu einem gewissen Grad durch einen Anstieg außerhalb des Rechtsgebiets/Sektors ausgeglichen wird, und zwar durch induzierte Änderungen in Verbrauch, Produktion, Preisen, Flächennutzung und/oder Handel in anderen Rechtsgebieten/Sektoren. Leakages können auf verschiedenen Ebenen auftreten, sei es ein Projekt, ein Staat, eine Provinz, eine Nation oder eine Weltregion. Im Zusammenhang mit der → *Abscheidung und Speicherung von Kohlendioxid (CCS)* bedeutet CO_2-Leakage das Entweichen des injizierten → *Kohlendioxids (CO_2)* aus dem Speicherort und die eventuelle Freisetzung in die Atmosphäre. In Zusammenhang mit anderen Stoffen wird der Begriff allgemeiner verwendet, z. B. für den Austritt von → *Methan (CH_4)* (z. B. bei der Gewinnung fossiler Brennstoffe) und Leakages von Fluorkohlenwasserstoffen (HFKW) (z. B. aus Kühl- und Klimasystemen) (IPCC, 2014a).

Lebensmittelabfälle „Die Abnahme der Quantität oder Qualität von Lebensmitteln" ist Lebensmittelverlust. Lebensmittelabfälle sind Teil des Lebensmittelverlustes und beziehen sich auf das Wegwerfen oder die alternative (Non-

Food-)Verwendung von Lebensmitteln, die für den menschlichen Verzehr sicher und nahrhaft sind, entlang der gesamten Lebensmittelversorgungskette, von der Primärproduktion bis zum Endverbraucher. Lebensmittelabfälle werden als ein gesonderter Teil des Lebensmittelverlustes anerkannt, da sich die Ursachen und Lösungen für sie von denen des Lebensmittelverlustes unterscheiden (FAO, n.d.; IPCC, 2019).

Lebenszyklusanalyse (LCA) Siehe → *Ökobilanz*.

Leguminosen Hülsenfrüchte wie z. B. Erbsen, Kichererbsen, Bohnen, Linsen. Die meisten Leguminosen haben eine symbiotische Beziehung mit stickstofffixierenden Bakterien (Rhizobien) in ihren Wurzeln, wodurch sie unabhängig vom N-Gehalt des Bodens sind und zur Fruchtbarkeit des Bodens beitragen (Spektrum, 2023).

Lock-in-Effekt Eine Situation, in der die zukünftige Entwicklung eines Systems, einschließlich Infrastruktur, Technologien, Investitionen, Institutionen und Verhaltensnormen, durch historische Entwicklungen bestimmt oder eingeschränkt („locked in“) wird (IPCC, 2019; Werle, 2007).

Maladaptation (Fehlanpassung) Handlungen, die zu einem erhöhten Risiko klimabedingter Folgen führen können, unter anderem durch erhöhte Treibhausgasemissionen, erhöhte Anfälligkeit für den Klimawandel oder vermindertes Wohlergehen, jetzt oder in der Zukunft. Fehlanpassung ist in der Regel eine unbeabsichtigte Folge (IPCC, 2019, 2018). Siehe → *Anpassung*.

Marktbasierte Instrumente Regulatorische Ansätze unter Einsatz von Preismechanismen (z. B. Steuern und Versteigerung von Emissionsrechten), neben anderen Instrumenten, um die Quellen von Treibhausgasen (THGs) zu reduzieren oder die Senken zu verbessern (IPCC, 2014b).

Marktversagen Wenn private Entscheidungen auf Marktpreisen beruhen, die nicht die tatsächliche Knappheit von Waren und Dienstleistungen widerspiegeln, sondern vielmehr Marktverzerrungen, führen sie nicht zu einer effizienten → *Allokation* von Ressourcen, sondern verursachen Wohlfahrtsverluste. Eine Marktverzerrung ist jedes Ereignis, bei dem ein Markt einen Markträumungspreis erreicht, der erheblich von dem Preis abweicht, den ein Markt unter den Bedingungen eines vollkommenen Wettbewerbs und der staatlichen Durchsetzung rechtmäßiger Verträge und des Eigentums an Privateigentum erzielen würde. Beispiele für Faktoren, die dazu führen, dass die Marktpreise von der realen wirtschaftlichen Knappheit abweichen, sind externe Umwelteffekte, öffentliche Güter, Monopolmacht, Informationsasymmetrie, Transaktionskosten und nichtrationales Verhalten (IPCC, 2019).

Maßnahmen auf der Nachfrage- und Angebotsseite *Maßnahmen auf der Nachfrageseite* Politiken und Programme zur Beeinflussung der Nachfrage nach Gütern und/oder Dienstleistungen. Im Energiesektor zielt die Nachfragesteuerung darauf ab, die Nachfrage nach Elektrizität und anderen Energieformen, die für die Erbringung von Energiedienstleistungen erforderlich sind, zu verringern (IPCC, 2019).

Maßnahmen auf der Angebotsseite Politiken und Programme zur Beeinflussung der Art und Weise, wie eine bestimmte Nachfrage nach Gütern und/oder Dienstleistungen befriedigt wird. Im Energiesektor z. B. zielen angebotsseitige Minderungsmaßnahmen darauf ab, die Menge an Treibhausgasemissionen (THGs) zu reduzieren, die pro erzeugter Energieeinheit emittiert werden (IPCC, 2019).

Siehe auch → *Minderungsmaßnahmen*

Methan (CH_4) Eines der sechs Treibhausgase (THGs), die im Rahmen des Kyoto-Protokolls gemindert werden müssen. Methan ist der Hauptbestandteil von Erdgas und mit allen Kohlenwasserstoffbrennstoffen verbunden. Erhebliche anthropogene Emissionen entstehen auch bei der Viehzucht und der Rohreisproduktion. Methan entsteht auch auf natürliche Weise dort, wo organische Substanz unter anaeroben Bedingungen zerfällt, wie zum Beispiel in Feuchtgebieten (IPCC, 2019). Das → *Global Warming Potential* von Methan liegt bei 28.

Migration „Die Bewegung einer Person oder einer Gruppe von Personen, entweder über eine internationale Grenze oder innerhalb eines Staates. Es handelt sich um eine Bevölkerungsbewegung, die jede Art von Bewegung von Menschen umfasst, unabhängig von ihrer Dauer, Zusammensetzung und ihren Ursachen; sie schließt die Migration von Flüchtlingen, Vertriebenen, Wirtschaftsmigranten und Personen ein, die sich zu anderen Zwecken bewegen, einschließlich der Familienzusammenführung.“ (IPCC, 2019). In strenger Terminologie bleibt allerdings zu beachten, dass Flucht erzwungen ist und Migration auf einer freiwilligen Entscheidung beruht. So sind z. B. Klimaflüchtlinge aufgrund des Klimawandels gezwungen, ihre Heimat zu verlassen. Klimabedingte Flucht ist hervorzuheben in diesem Kontext, weil mit den Folgen des Klimawandels eine ansteigende Zahl an Klimaflüchtlingen prognostiziert wird.

Millennium Development Goals (MDGs) Eine Reihe von acht zeitgebundenen und messbaren Zielen zur Bekämpfung von Armut, Hunger, Krankheit, Analphabetismus, Diskriminierung von Frauen und Umweltzerstörung. Diese Ziele wurden auf dem UN-Millenniumsgipfel im Jahr 2000 zu-

sammen mit einem Aktionsplan zur Erreichung der Ziele bis 2015 vereinbart (IPCC, 2019).

Minderungsmaßnahmen Unter Minderungsmaßnahmen versteht man in der Klimapolitik Technologien, Verfahren oder Praktiken, die zur Emissionsminderung beitragen, z. B. Technologien für erneuerbare Energien, Verfahren zur Abfallminimierung, Pendelverkehr mit öffentlichen Verkehrsmitteln, etc. (IPCC, 2019). Siehe → *Emissionsminderung*.

Minderungsoption Eine Technologie oder Praxis, die den Ausstoß von Treibhausgasen (THGs) reduziert oder die Senkenwirkung verbessert (IPCC, 2019). Siehe → *Minderungsmaßnahmen*.

Minderungsszenario Eine plausible Beschreibung der Zukunft, die beschreibt, wie das (untersuchte) System auf die Umsetzung von Minderungsstrategien und -maßnahmen reagiert (IPCC, 2019). Siehe auch → *Emissionsszenario* und → *Pfade*.

Mineraldünger Synthetische, industrielle, künstliche oder künstlich hergestellte Düngemittel oder anorganische, mineralische Dünger, die in der Natur vorkommen (z. B. Kalk-Mergel, Phosphate, Chilesalpeter). Sie enthalten einen oder mehrere der Hauptpflanzennährstoffe N, P, K (Stickstoff, Phosphor, Kalium; Nährsalze) (Spektrum, 2023).

Mineralisierung Der Abbau organisch gebundener Elemente (N, P, S) durch Bodenbiota in anorganische Verbindungen, die eine Aufnahme durch Pflanzen möglich machen (Schröder et al., 2007). Siehe → *Nährstoffkreislauf*.

Minimalbodenbearbeitung Ein Bodenbearbeitungssystem, das die Bodenbearbeitungsvorgänge auf die für die Pflanzenproduktion und die Vermeidung von Bodenschäden wesentlichen Arbeitsgänge beschränkt und im Allgemeinen etwa 30 % Ernterückstände auf der Oberfläche zurücklässt, die Arbeitsgänge werden oft nur einmal im Jahr mit speziellen Maschinen ausgeführt (Schröder et al., 2007). Siehe auch → *Bodenbearbeitung*.

Mischkultur(anbau) Gleichzeitiger Anbau mehrerer Kulturarten auf ein- und derselben landwirtschaftlichen Fläche. Verglichen mit der Reinkultur (nur mit einer Kulturart genutzte Parzelle) oder der Monokultur erfordert die Mischkultur einen höheren manuellen Arbeitseinsatz. Als vielseitige, konzentrierte und flächensparende Nutzungsform führt die Mischkultur nicht nur zu hohen Flächenerträgen und einer Weg- und Zeitersparnis, sondern auch zu einer besseren ökologischen Ausgewogenheit durch natürlichen Bodenschutz und natürliche Schädlingsbekämpfung. Sie wird vor allem in der biologischen Landwirtschaft umgesetzt (Spektrum, 2023). Siehe auch → *Zwischenfrucht(anbau)* → *Biologische Landwirtschaft* und → *Untersaat*.

Mitigation Siehe → *Emissionsminderung*.

Mitigationsmaßnahmen Siehe → *Minderungsmaßnahmen*.

Mitigationsoption Siehe → *Minderungsoption*.

Monitoring- und Evaluierung (M&E) Im Klimawandelkontext Mechanismen, die auf nationaler bis lokaler Ebene eingerichtet werden, um die Bemühungen zur Verringerung der Treibhausgasemissionen und/oder zur Anpassung an die Auswirkungen des Klimawandels zu überwachen bzw. zu evaluieren, mit dem Ziel, Fortschritte im Laufe der Zeit systematisch zu identifizieren, zu charakterisieren und zu bewerten (IPCC, 2019). Allgemeiner kann Monitoring als die systematische Erfassung zweckmäßiger Parameter in einer Zeitreihe verstanden werden (Traxler, 1998). Evaluierung ist die Bewertung der so generierten Daten.

Monokulturen Form der land- und forstwirtschaftlichen Bodennutzung, bei der nur eine Pflanzenart angebaut wird, z. B. Fichtenforst (Fichte) oder Maisfeld (Mais). Monokulturen ermöglichen eine Rationalisierung und Mechanisierung der Pflanz-, Pflege- und Ernteverfahren. Damit verbundene Probleme sind ein zunehmend erhöhtes Ertragsrisiko durch epidemisches Auftreten spezifischer Boden- und Pflanzenschädlinge sowie Pflanzenkrankheiten und die Erschöpfung der organischen und anorganischen Nährstoffreserven des Bodens (Bodenmüdigkeit, Nährsalze). Daher ist in Monokulturen die umweltbelastende intensive Anwendung von Pflanzenschutzmitteln und Kunstdünger notwendig (Spektrum, 2023).

Moor Dauernd vernässte Feuchtgebiete mit einer charakteristischen, niedrigen Vegetation – vor allem Moose –, die aufgrund unvollständiger Zersetzung überwiegend saure, nährstoffarme Torfböden von mindestens 30 cm Mächtigkeit bildet. Ständiger Wasserüberschuss hält den Boden sauerstoffarm und verhindert den vollständigen Abbau der pflanzlichen Reste, die stattdessen als Torf abgelagert werden. Es wird unterteilt in zwei Typen, Niedermoor und Hochmoor. Hauptkriterium für die Einteilung der Moore ist der Ursprung des für die Moorbildung verantwortlichen Wassers (Grundwasser beim Niedermoor, Regenwasser beim Hochmoor) (Spektrum, 2023). Moore können als organische Böden definiert werden (engl. „peatlands“), unabhängig von der Nutzung (IPCC, 2014c). Organische Böden im Sinne der IPCC Guidelines (IPCC, 2006) haben an der Oberfläche

bis auf 10 cm Tiefe, abhängig vom Tongehalt, 12–20 % organischen Kohlenstoffanteil bzw. bestehen zu 20–35 % aus organischer Substanz.

Mortalität (forstw.) Im Waldkontext der Tod von Einzelbäumen, Beständen, oder Wäldern aufgrund von Stressfaktoren, z. B. Alter, Krankheit, Insektenbefall, Feuer, Wind, Trockenheit und Kompetitivität um Licht, Wasser, Nährstoffe und Wuchsraum. Bezieht aber nicht im Rahmen der Holzernte entnommene Bäume mit ein (IUFRO, 2022).

Mulch Abdeckung des Bodens mit gemähten Gründüngungspflanzen (→ *Gründüngung*), Gras, Stroh oder zerkleinerten Holz- und Rindenstücken, die die Nährstoffversorgung und die Feuchtigkeitsspeicherung unterstützt sowie einen Schutz gegen Verunkrautung, Verdunstung, Verschlämmung und → *Bodenerosion* (Erosionsschutz) gewährleistet (Spektrum, 2023).

N_2O (Distickstoffoxid, auch Lachgas) Eines der sechs → *Treibhausgase (THG)*, die laut Rahmen des → *Kyoto-Protokolls* gemindert werden müssen. Die wichtigste anthropogene Quelle von N_2O ist die Landwirtschaft (Boden- und Tierdüngermanagement), aber wichtige Beiträge kommen auch aus der Abwasserbehandlung, der Verbrennung → *fossiler Brennstoffe* und chemisch-industriellen Prozessen. N_2O wird auch auf natürliche Weise aus einer Vielzahl biologischer Quellen in Boden und Wasser produziert, insbesondere durch die mikrobielle Aktivität in feuchten tropischen Wäldern (IPCC, 2019). Das → *Global Warming Potential (GWP)* von N_2O liegt bei ca. 298 (Umweltbundesamt, 2022). Siehe auch → *CO_2-Äquivalent-Emissionen (CO_2-eq)*.

Nachhaltige Entwicklung (SD – „Sustainable Development“) Entwicklung, die die Bedürfnisse der Gegenwart befriedigt, ohne die Möglichkeiten künftiger Generationen zu gefährden, ihre eigenen Bedürfnisse zu befriedigen (WCED, 1987), und die sozialen, wirtschaftlichen und ökologischen Belange in ein Gleichgewicht bringt (IPCC, 2019). Siehe auch → *Nachhaltige Entwicklungsziele (SDGs)* und Entwicklungspfade (unter → *Pfade*).

Nachhaltige Entwicklungsziele (SDGs – „Sustainable Development Goals“) Die 17 globalen Entwicklungsziele für alle Länder, die von den Vereinten Nationen in einem partizipatorischen Prozess festgelegt und in der → *Agenda 2030 für Nachhaltige Entwicklung* ausgearbeitet wurden, darunter die Beendigung von Armut und Hunger, die Gewährleistung von Gesundheit und Wohlergehen, Bildung, Gleichstellung der Geschlechter, sauberem Wasser und sauberer Energie sowie menschenwürdiger Arbeit, der Aufbau und die Gewährleistung einer widerstandsfähigen und nachhaltigen Infrastruktur von Städten und Konsum, die Verringerung von Ungleichheiten, der Schutz von Land- und Wasserökosystemen, die Förderung von Frieden, Gerechtigkeit und Partnerschaften sowie dringende Maßnahmen gegen den Klimawandel (IPCC, 2019). Siehe auch → *Nachhaltige Entwicklung*.

Nachhaltigkeit Ein dynamischer Prozess, der den Fortbestand natürlicher und menschlicher Systeme auf gerechte Weise garantiert (IPCC, 2019).

Nährstoffkreislauf Bezeichnet den Zyklus, bei dem ein Nährelement von einem Ausgangspunkt über aufeinanderfolgende Zwischenstationen wieder zu seinem Ausgangspunkt zurückkehrt, z. B. beim Austausch von organischer und anorganischer Materie: In einem recht komplexen mehrstufigen Prozess bauen verschiedene Organismen nacheinander zum Beispiel abgestorbene Blätter ab und verwandeln sie in anorganische Verbindungen, die für die Wiederaufnahme/Verwendung durch Pflanzen geeignet sind (Spektrum, 2023). Siehe → *Mineralisierung*.

National festgelegte Beiträge (NDCs – „Nationally Determined Contributions“) Ein Konzept, nach dem die Vertragsstaaten des Übereinkommens von Paris nationale Klimaschutzziele ausarbeiten, international kommunizieren und regelmäßig aktualisieren müssen. Die Ziele sind nicht völkerrechtlich bindend, die Vertragsstaaten des Übereinkommens von Paris müssen jedoch Maßnahmen umsetzen, die zur Umsetzung der NDCs beitragen (IPCC, 2019).

Natura 2000 Ein EU-weites Netz von Schutzgebieten zur Erhaltung gefährdeter oder typischer Lebensräume und Arten. Es setzt sich zusammen aus den Schutzgebieten der Vogelschutz-Richtlinie (Richtlinie 2009/147/EG) und den Schutzgebieten der Fauna-Flora-Habitat- (FFH-)Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG). Mit derzeit ca. 27.000 Schutzgebieten auf 17,5 % der Landfläche der EU ist Natura 2000 das größte grenzüberschreitende, koordinierte Schutzgebietsnetz weltweit. Es leistet einen wichtigen Beitrag zum Schutz der biologischen Vielfalt in der EU (BMUV, n.d.).

Naturbasierte Lösungen (NBSs – „Nature-based Solutions“) Maßnahmen zum Schutz, zur nachhaltigen Bewirtschaftung und zur Wiederherstellung natürlicher und veränderter Ökosysteme, die den gesellschaftlichen Herausforderungen wirksam und anpassungsfähig begegnen und gleichzeitig dem menschlichen Wohlergehen und der biologischen Vielfalt zugutekommen (IUCN, 2016). Die Europäische Kommission definiert naturbasierte Lösungen als spezifische Ansätze zur Nutzung technischer oder/und systemischer Potenziale im Einklang mit natürlichen Prozessen. Naturbasierte Lösungen für gesellschaftliche Herausforderungen sind demgemäß Lösungen, die von der Natur inspi-

riert und unterstützt werden, kosteneffizient sind, gleichzeitig ökologische, soziale und wirtschaftliche Vorteile bieten und zur Stärkung der Widerstandsfähigkeit beitragen. Solche Lösungen bringen durch lokal angepasste, ressourceneffiziente und systemische Interventionen mehr und vielfältigere Natur und natürliche Merkmale und Prozesse in Städte, Landschaften und Meeresgebiete (Europäische Kommission, n.d.).

Naturbasierte Lösungen zur Abschwächung des Klimawandels und zur Anpassung an den Klimawandel („Natural Climate Solutions" – naturbasierte Klimamaßnahmen) Wie naturbasierte Lösungen; sie umfassen: (a) Verringerung der Treibhausgasemissionen in Zusammenhang mit Abholzung und Landnutzung, (b) Absorption und Speicherung von Kohlendioxid aus der Atmosphäre und (c) Stärkung der Widerstandsfähigkeit von Ökosystemen und damit Unterstützung von Gesellschaften bei der Anpassung an Klimagefahren wie Überschwemmungen, Anstieg des Meeresspiegels, sowie Dürren, Hitzewellen und Waldbrände (UNEP & IUCN, 2021).

Negative Emissionen Ansätze zur Entnahme von Treibhausgasen aus der Atmosphäre durch gezielte menschliche Aktivitäten (CDR – „Carbon Dioxide Removal"), zusätzlich zu den natürlichen Kohlenstoffkreislaufprozessen (IPCC, 2019). Sie sind ein elementarer Bestandteil des Konzepts einer Treibhausgasbilanz von Netto-Null. Negative Emissionen (für CO_2) können u. a. durch direkte Abscheidung von CO_2 aus der Umgebungsluft, durch → *Bioenergie mit Kohlenstoffabscheidung und -speicherung (BECCS)*, → *Aufforstung*, → *Wiederaufforstung*, → *Biokohle*, Alkalisierung der Meere, etc. erreicht werden. Übersteigen die negativen Emissionen die Resttreibhausgasemissionen, wird von netto-negativen Treibhausgasemissionen gesprochen (IPCC, 2019).

Negative Nebeneffekte Die negativen Auswirkungen, die eine auf ein Ziel ausgerichtete Politik oder Maßnahme auf andere Ziele haben könnte, ohne dass der Netto-Effekt auf die gesamte soziale Wohlfahrt bereits bewertet wurde. Unerwünschte Nebenwirkungen sind oft mit → *Unsicherheit* behaftet und hängen u. a. von den örtlichen Gegebenheiten und Umsetzungspraktiken ab (IPCC, 2019). Siehe auch → *Risiko* und → *Rebound-Effekt*.

Neobiota Der Begriff bezeichnet Arten und untergeordnete Taxa, die sich mit menschlicher Einflussnahme in einem Gebiet etabliert haben, in dem sie zuvor nicht heimisch waren. Unterschieden werden Neophyten (Pflanzen) und Neozoen (Tiere). Siehe auch → *Invasive Arten*.

Neophyten Siehe → *Neobiota*.

Nudging Die (psychologische) Beeinflussung von Konsumverhalten (Thaler & Sunstein, 2009) bzw. ein „Stupser", der die Entscheidungsfreiheit der Konsument_innen nicht einschränkt (Lemken et al., 2018). Es ist eine Methode, das Verhalten von Menschen zu beeinflussen, ohne dabei auf Verbote und Gebote zurückgreifen oder ökonomische Anreize verändern zu müssen. Zum Beispiel werden in einer Cafeteria Obst und Gemüse auf Augenhöhe platziert, um deren Konsum zu erhöhen, oder Zigarettenschachteln mit Warnhinweisen versehen, um den Konsum zu senken.

Oberboden Oberboden (auch Mutterboden) ist ein aus dem Landbau stammender Begriff für den unter Pflug genommenen Teil des Bodens bzw. den stark durchwurzelten Bereich unter Grünland oder im Wald. Der Oberboden umfasst den A-Horizont und im weiteren Sinne auch die organische Auflage (O-Horizont) (Spektrum, 2023). Siehe auch → *Organische Substanz* und → *organische Böden*.

Oberflächengewässer Wasserkörper, die über die Oberfläche einer Landmasse fließen oder auf ihr ruhen, natürliche Wasserstraßen (Flüsse, Ströme, Bäche und Seen) oder künstliche Wasserstraßen, einschließlich Bewässerungs-, Industrie- und Schifffahrtskanäle, Entwässerungssysteme und künstliche Reservoirs (Encyclopaedia Britannica, n.d. a).

Öffentliche Güter Öffentliche Güter sind Güter und Dienstleistungen, die bei ihrer Bereitstellung grundsätzlich niemanden ausschließen und durch ihre Nutzung nicht substanziell weniger werden – z. B. kann saubere Luft als öffentliches Gut betrachtet werden (Encyclopaedia Britannica, n.d. b).

Ökobilanz Zusammenstellung und Bewertung der Inputs, Outputs und der potenziellen Umweltauswirkungen eines Produkts oder einer Dienstleistung während des gesamten Lebenszyklus (IPCC, 2019; ISO, 2018).

Ökologische Steuerreform Grundlegende Reform des Steuersystems, bei dem vorhandene klimaschädliche Subventionen reduziert und durch Steuern auf umweltbelastende Aktivitäten (sog. Öko- oder Umweltsteuern; Ökosteuer, Umweltabgabe) ersetzt werden sollen. Eine Ökologisierung des Steuersystems ist ein zentrales Instrument, um umweltschädlichem Verhalten, welches durch niedrige Rohstoff- und Energiepreise begünstigt wird, entgegenzuwirken. So können etwa durch höhere Besteuerung von fossilen Rohstoffen Energiesparmaßnahmen und der Umstieg auf erneuerbare Energieträger attraktiviert werden. Ein wesentlicher Punkt ist dabei die Herstellung von Kostenwahrheit, also das Sichtbarmachen und die → *Internalisierung* von hohen externen (Umwelt-)Kosten. Siehe auch die Beschreibung der Vereinten Nationen (UN, n.d.).

Ökosystem Ein dynamischer Komplex von Gemeinschaften aus Pflanzen, Tieren und Mikroorganismen sowie ihrer unbelebten Umwelt, die als funktionelle Einheit interagieren. Die räumlichen Grenzen eines bestimmten Ökosystems und seiner enthaltenen Komponente hängen von dem Zweck ab, für den das Ökosystem definiert wird: In einigen Fällen sind die Grenzen relativ scharf, in anderen Fällen sind sie diffus. Ökosystemgrenzen können sich im Laufe der Zeit ändern. Ökosysteme sind in andere Ökosysteme eingebettet, und ihr Maßstab kann von sehr klein bis zur gesamten Biosphäre reichen. Die Grundtypen großräumiger terrestrischer und aquatischer Ökosysteme bezeichnet man auch als Biome. In der heutigen Zeit enthalten die meisten Ökosysteme entweder Menschen als Schlüsselorganismen oder werden durch die Auswirkungen menschlicher Aktivitäten in ihrer Umwelt beeinflusst (IPCC, 2019). Siehe auch → *Ökosystemleistungen*.

Ökosystemleistung (ÖSL bzw. ESS – „Ecosystem Service") Ökologische Prozesse oder Funktionen, die einen monetären oder nichtmonetären Wert für den Einzelnen oder die Gesellschaft insgesamt haben. Dazu gehören (1) Unterstützungsleistungen, wie Bodenbildung, Nährstoffkreislauf und die Erhaltung der biologischen Vielfalt; (2) Versorgungsleistungen wie die Bereitstellung von Nahrung, Rohstoffen und Wasser; (3) regulierende Leistungen wie Klimaregulierung, Kohlenstoffbindung oder Krankheitskontrolle; und (4) kulturelle Leistungen wie Erholung, Tourismus und geistige und ästhetische Werte (IPCC, 2019). Eine neuere Entwicklung, die auf dem Konzept der Ökosystemleistungen aufbaut, wurde im Rahmen des konzeptionellen Rahmens des IPBES entwickelt (Díaz et al., 2018). Darin spricht man von „Beiträgen der Natur für Menschen" (NCPs – „Nature's Contributions to People"). Siehe auch → *Ökosystem* und → *Bodenfunktionen*.

Österreichisches Programm für Umweltgerechte Landwirtschaft (ÖPUL) Das seit 1995 bestehende ÖPUL ist eine Förderschiene für freiwillige Agrarumweltmaßnahmen, wie z. B. reduzierte Bodenbearbeitung oder → *biologische Landwirtschaft*. Es ist Teil des Programms der Ländlichen Entwicklung (siehe → *PLE*) und damit der zweiten Säule der europäischen Gemeinsamen Agrarpolitik (siehe → *GAP*). Die Finanzierung erfolgt durch Bund, Länder und dem Europäischen Fonds für Regionalentwicklung (EFRE) (BMLRT, 2023).

One-Health-Ansatz One Health ist ein ganzheitliches Konzept für die Gestaltung und Umsetzung von Programmen, Strategien, Rechtsvorschriften und Forschung, bei dem mehrere Sektoren miteinander kommunizieren und zusammenarbeiten, um bessere Ergebnisse im Bereich der öffentlichen Gesundheit zu erzielen. Dabei werden die Zusammenhänge zwischen Menschen, Tieren, Pflanzen und ihrer gemeinsamen Umwelt berücksichtigt. Der „One Health"-Ansatz ist entscheidend, um Gesundheitsbedrohungen an der Schnittstelle zwischen Tier, Mensch und Umwelt anzugehen. Bereiche, in denen das Konzept relevant ist, sind z. B. Nahrungsmittelsicherheit, die Kontrolle von Zoonosen, sowie der Kampf gegen Antibiotikaresistenz (WHO, 2017).

Organische Böden Organische Böden im Sinne der IPCC Guidelines (IPCC, 2006) sind Böden, die an der Oberfläche bis auf 10 cm Tiefe, abhängig vom Tongehalt, mindestens 12–20 % organischen Kohlenstoff bzw. 20–35 % → *organische Substanz* aufweisen.

Organische Substanz (Bodenkundl.) Alle in und auf dem Mineralboden (organische Auflage) befindlichen abgestorbenen pflanzlichen und tierischen Stoffe und deren Umwandlungsprodukte, darüber hinaus alle durch menschliche Tätigkeit in den Boden eingetragenen organischen Stoffe, wie Kompost, Mist oder Torf (Spektrum, 2023). Siehe auch → *Humus*.

Ozon (O_3) Sauerstoffmolekül mit drei Sauerstoffatomen. In der Troposphäre entsteht es sowohl natürlich als auch durch photochemische Reaktionen mit Gasen, die durch menschliche Aktivitäten entstehen (Smog). Ozon in der Troposphäre wirkt als Treibhausgas (THG). In der Stratosphäre entsteht es durch die Wechselwirkung zwischen der ultravioletten Sonnenstrahlung und dem molekularen Sauerstoff (O_2). Stratosphärisches Ozon spielt eine dominierende Rolle im Strahlungshaushalt der Stratosphäre. Seine Konzentration ist in der Ozonschicht am höchsten (IPCC, 2019).

Paludikultur Land- und forstwirtschaftliche Nutzung nasser oder wiedervernässter Hoch- und Niedermoore. Der Anbau von Röhrichten für Dachreet ist ein traditionelles Beispiel. Bisher angebaute Kulturpflanzen umfassen beispielsweise Torfmoose, Sonnentau, Erlen, Schilf, und Rohrkolben. Ein wichtiges Ziel der Paludikultur ist der Erhalt oder die Neubildung von Torf.

Pariser Abkommen Das Pariser Abkommen unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen (UNFCCC) wurde im Dezember 2015 in Paris, Frankreich, auf der 21. Sitzung der Konferenz der Vertragsparteien (COP) der UNFCCC verabschiedet. Das Abkommen, das von 196 Vertragsparteien der UNFCCC angenommen wurde, trat am 4. November 2016 in Kraft. Im Mai 2018 zählte es 195 Unterzeichner und wurde von 177 Parteien ratifiziert. Eines der Ziele des Pariser Abkommens ist es, „den Anstieg der globalen Durchschnittstemperatur auf deutlich unter 2 °C über dem vorindustriellen Niveau zu halten und die Bemühungen zur Begrenzung des Temperaturanstiegs auf 1,5 °C über

dem vorindustriellen Niveau fortzusetzen“, wobei anerkannt wird, dass dies die Risiken und Auswirkungen des Klimawandels erheblich verringern würde. Darüber hinaus zielt das Abkommen darauf ab, die Fähigkeit der Länder zu stärken, mit den Auswirkungen des Klimawandels umzugehen (IPCC, 2019). Siehe auch → *Kyoto-Protokoll* und → *Nationalfestgelegte Beiträge (NDCs)*.

Payments for Ecosystem Services (PES) Zahlungen für Ökosystemleistungen sind ein umweltökonomisches Instrument, um Anreize zur kontinuierlichen Bereitstellung von → *Ökosystemleistungen* zu schaffen. Dabei erhalten beispielsweise Landwirt_innen oder Grundbesitzer_innen (Verkäufer_innen) (freiwillige) Ausgleichszahlungen von Nutzer_innen oder Profiteur_innen (Käufer_innen) jener Leistungen. Es gibt sowohl staatliche als auch private PES.

Permafrostboden Boden oder Fels, einschließlich Eis und organisches Material, der mindestens zwei aufeinanderfolgende Jahre lang bei oder unter 0 °C bleibt (IPCC, 2019).

Permeabilität Begriff aus der Hydraulik, kennzeichnet die Durchlässigkeit oder Leitfähigkeit eines Mediums für einen durchströmenden Stoff. Sie wird durch dessen *k*-Wert ausgedrückt. In der Bodenkunde wird für Permeabilität der Begriff Wasserleitfähigkeit verwendet (Hintermaier-Erhard & Zech, 1997).

Pestizide Synthetische Pflanzenschutzmittel, die zur Abtötung von Tieren, Pilzen oder Pflanzen verwendet werden, die aber auch wirtschaftliche Schäden an Nutz- oder Zierpflanzen verursachen oder für die Gesundheit von Haustieren oder Menschen gefährlich sind. Alle Pestizide greifen in die normalen Stoffwechselprozesse des Schädlingsorganismus ein und werden oft nach der Art des Organismus klassifiziert, den sie bekämpfen sollen. (z. B. Herbizid; Insektizid; Fungizid) (Spektrum, 2023). Siehe auch → *Pflanzenschutzmittel*.

Pfadabhängigkeit Siehe → *Lock-in-Effekt*

Pfade Die zeitliche Entwicklung natürlicher und/oder menschlicher Systeme hin zu einem zukünftigen Zustand. Pfadkonzepte reichen von quantitativen und qualitativen Szenarien oder Erzählungen möglicher Zukünfte bis hin zu lösungsorientierten Entscheidungsprozessen zur Erreichung wünschenswerter gesellschaftlicher Ziele. Pfadansätze konzentrieren sich typischerweise auf biophysikalische, technisch-ökonomische und/oder sozio-verhaltensbezogene Trajektorien und beziehen verschiedene Dynamiken, Ziele und Akteur_innen auf unterschiedlichen Skalen ein (IPCC, 2019).

1,5-°C-Pfad Ein Pfad der Emission von Treibhausgasen und anderen Klimakatalysatoren, der bei derzeitigem Kenntnisstand über die Reaktion des Klimas eine Chance von etwa eins zu zwei bis zwei zu drei bietet, dass die globale Erwärmung entweder unter 1,5 °C bleibt oder nach einer Überschreitung bis etwa 2100 wieder auf 1,5 °C zurückgeht (IPCC, 2019).

Anpassungspfade Eine Reihe von Anpassungsentscheidungen, die Kompromisse zwischen kurz- und langfristigen Zielen und Werten beinhalten. Dabei handelt es sich um Beratungsprozesse, um Lösungen zu finden, die für die Menschen im Kontext ihres täglichen Lebens sinnvoll sind, und um mögliche Fehlanpassungen zu vermeiden (IPCC, 2019).

Entwicklungspfade Entwicklungspfade sind Bahnen, die auf einer Reihe sozialer, wirtschaftlicher, kultureller, technologischer, institutioneller und biophysikalischer Merkmale beruhen, welche die Wechselwirkungen zwischen menschlichen und natürlichen Systemen charakterisieren und Visionen für die Zukunft in einem bestimmten Maßstab skizzieren (IPCC, 2019).

Mitigationspfade Ein Mitigationspfad ist eine zeitliche Entwicklung einer Reihe von Merkmalen eines Minderungsszenarios, wie z. B. Treibhausgasemissionen (THGs) und sozioökonomische Entwicklung (IPCC, 2019).

RCPs (Repräsentative Konzentrationspfade) Szenarien, die Zeitreihen von Emissionen und Konzentrationen aller Treibhausgase (THGs), Aerosole und chemisch aktiven Gase sowie Landnutzung/Bodenbedeckung inkludieren (Moss et al., 2008). Das Wort „repräsentativ“ bedeutet, dass jedes RCP nur eines von vielen möglichen Szenarien darstellt, die zu den spezifischen Eigenschaften des Strahlungsantriebs führen würden. Der Begriff „Pfad“ unterstreicht die Tatsache, dass nicht nur die langfristigen Konzentrationsniveaus von Interesse sind, sondern auch der Weg, der im Laufe der Zeit zu diesem Ergebnis führt (Moss et al., 2010). RCPs wurden für die Entwicklung von Klimaprojektionen in CMIP5 verwendet. Die wichtigsten RCPs sind RCP 2.6, RCP 4.5 und RCP 6.0, sowie RCP 8.5 (IPCC, 2019).

SSPs (Shared Socio-economic Pathways) Gemeinsame sozioökonomische Pfade (SSPs) wurden entwickelt, um die RCPs mit unterschiedlichen sozioökonomischen Herausforderungen für Anpassung und Minderung zu ergänzen (O’Neill et al., 2014). Basierend auf fünf Narrativen beschreiben die SSPs alternative sozioökonomische Zukünfte ohne klimapolitische Interventionen, darunter nachhaltige Entwicklung (SSP1), regionale Rivalität (SSP3), Ungleichheit (SSP4), fossil befeuerte Entwicklung (SSP5) und eine Entwicklung in der Mitte der Wege (SSP2) (O’Neill, 2000;

O'Neill et al., 2017; Riahi et al., 2017). Die Kombination von SSP-basierten sozioökonomischen Szenarien und RCP-basierten Klimaprojektionen bietet einen integrativen Rahmen für Klimafolgen- und Politikanalysen (IPCC, 2019).

Pflanzenschutzmittel Chemische und biologische Mittel, die v. a. in der Landwirtschaft zur Vermeidung von Schädlingen, Pflanzenkrankheiten und Konkurrenzdruck durch Unkräuter eingesetzt werden. Die → *biologische Landwirtschaft* beruht auf der biologischen Schädlingsbekämpfung, worunter technische Mittel wie Lockstofffallen, aber auch die Förderung von Nützlingen (beispielsweise Schlupfwespen gegen Maiszünsler) zu verstehen sind. In der konventionellen Landwirtschaft kommen synthetische Pflanzenschutzmittel (→ *Pestizide*) zur Anwendung (Spektrum, 2023).

Phänologie Erscheinungslehre; Wissenschaft, die den Einfluss von Klima und Witterung auf die Wiederkehr des jährlichen Erscheinens pflanzlichen und tierischen Lebens behandelt, denen aber auch endogene Rhythmen und Steuerungsmechanismen zugrunde liegen können (IPCC, 2019; Schaefer, 2012).

Pigou-Steuer Eine Pigou-Steuer ist ein bestimmter Fall von Lenkungsabgabe, also von Steuern, die weniger einen Fiskalzweck haben als vielmehr hauptsächlich der gezielten Lenkung des Verhaltens dienen. Pigou-Steuern dienen dazu, durch die → *Internalisierung* externer Effekte ein Marktversagen zu korrigieren. Siehe auch → *Externalität*.

Politische Ökonomie Bezeichnung für einen volkswirtschaftlichen Ansatz, demzufolge das wirtschaftliche und politische System aufgrund von wechselseitigen Abhängigkeiten nicht getrennt voneinander betrachtet und untersucht werden kann. Ansatzpunkt dabei ist der Gedanke, dass wirtschaftliches Handeln einerseits Auswirkungen auf die politischen und gesellschaftlichen Verhältnisse hat und dass die politischen und gesellschaftlichen Verhältnisse umgekehrt die Wirtschaft eines Landes beeinflussen (bpb, 2023). Gegenstand der politischen Ökonomie ist damit die Untersuchung der Wechselbeziehungen zwischen Wirtschaft und Gesellschaftssystem, d. h. die Gesamtheit der miteinander verflochtenen Beziehungen zwischen Menschen, Staat, Gesellschaft und Märkten, wie sie durch Recht, Politik, Wirtschaft, Sitten und Macht definiert sind und die das Ergebnis von Handel und Transaktionen sowie die Verteilung des Reichtums in einem Land oder einer Wirtschaft bestimmen (IPCC, 2019).

Pool (Kohlenstoff und Stickstoff) Ein Reservoir im Erdsystem, in dem Elemente wie Kohlenstoff und Stickstoff für eine gewisse Zeit in verschiedenen chemischen Formen vorhanden sind (IPCC, 2019).

Primärproduktion (PP) Die Bildung organischer Verbindungen durch Pflanzen und Mikroben, an Land oder im Wasser, hauptsächlich durch Photosynthese unter Verwendung von Licht und Kohlendioxid (CO_2) als Energie- bzw. Kohlenstoffquelle. Sie kann auch durch Chemosynthese unter Verwendung chemischer Energie, z. B. in Tiefseeschloten, erfolgen (IPCC, 2019).

Brutto-Primärproduktion (GPP) Die Gesamtmenge an Kohlenstoff, die durch Photosynthese über einen bestimmten Zeitraum gebunden wird (IPCC, 2019).

Netto-Primärproduktion (NPP) Die Menge an Kohlenstoff, die durch Photosynthese akkumuliert wird, abzüglich der Menge, die durch die Atmung der Pflanzen über einen bestimmten Zeitraum verloren geht. Dies ist die PP, die bei fehlender Landnutzung vorherrschen würde (IPCC, 2019).

Programm der Ländlichen Entwicklung (PLE) Das PLE ist die Umsetzung der zweiten Säule der europäischen Gemeinsamen Agrarpolitik (siehe → *GAP*) in Österreich. Neben Agrarumweltmaßnahmen (siehe → *ÖPUL*) umfasst das PLE viele weitere Förderschwerpunkte, wie beispielsweise Ausgleichszulagen für benachteiligte Gebiete, Naturschutzmaßnahmen, Bildung und Beratung, Investitionen in landwirtschaftliche Betriebe, Verarbeitung und Vermarktung, LEADER Regionen u. v. m. Die Finanzierung erfolgt über Bund, Land, aber v. a. die EU-Fonds EFRE (Europäischer Fonds für regionale Entwicklung) und ELER (Europäischer Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des Ländlichen Raums) (BMLRT, 2023).

Projektion Eine mögliche zukünftige Entwicklung einer Größe oder einer Reihe von Größen, die oft mit Hilfe eines Modells berechnet wird. Im Gegensatz zu Vorhersagen sind Projektionen von Annahmen abhängig, die z. B. zukünftige sozioökonomische und technologische Entwicklungen betreffen, die realisiert werden können oder auch nicht (IPCC, 2019). Siehe auch → *Klimaprojektion*, → *Szenario* und → *Pfade*.

Quelle Alle Prozesse oder Aktivitäten, die ein Treibhausgas, ein Aerosol oder eine Vorläufersubstanz eines Treibhausgases in die Atmosphäre freisetzen (IPCC, 2019). Siehe auch → *Senke* und → *Emission*

Rahmenbedingungen („Enabling conditions") Bedingungen, die sich auf die Durchführbarkeit von Anpassungs- und Minderungssoptionen auswirken und systemische Übergänge beschleunigen und vergrößern können, die den Temperaturanstieg begrenzen und die Fähigkeit von Systemen und Gesellschaften verbessern würden, sich an den damit verbundenen Klimawandel anzupassen und gleichzeitig eine

nachhaltige Entwicklung zu erreichen, Armut zu beseitigen und Ungleichheiten zu verringern. Zu den förderlichen Rahmenbedingungen gehören Finanzen, technologische Innovation, Stärkung der politischen Instrumente, institutionelle Kapazitäten, Multi-Level-Governance und Veränderungen im menschlichen Verhalten und Lebensstil. Dazu gehören auch integrative Prozesse, die Aufmerksamkeit für Machtasymmetrien und ungleiche Entwicklungschancen sowie die Neubesinnung auf Werte (IPCC, 2019).

Rain Garden Regengärten, auch Biorückhalteanlagen genannt, sind eine von vielen Praktiken, die dazu dienen, die Wiederaufnahme des Regenwassers durch den Boden zu verbessern. Sie können auch zur Behandlung von verschmutztem Regenwasser verwendet werden. Regengärten sind landschaftlich gestaltete Anlagen, die die Fließgeschwindigkeit, die Gesamtmenge und die Schadstoffbelastung des Abflusses von undurchlässigen städtischen Flächen wie Dächern, Einfahrten, Gehwegen, Parkplätzen und verdichteten Rasenflächen verringern. Regengärten stützen sich auf Pflanzen und ein natürliches oder künstliches Bodenmedium, um das Regenwasser zurückzuhalten und die Verzögerungszeit der Versickerung zu verlängern, während sie gleichzeitig die vom städtischen Abfluss mitgeführten Schadstoffe reinigen und filtern. Regengärten bieten eine Methode zur Wiederverwendung und Optimierung von Regenwasser, wodurch die Notwendigkeit einer zusätzlichen Bewässerung verringert oder vermieden wird. Ein Vorteil des Anlegens von Regengärten ist die daraus resultierende Senkung der Luft- und Wassertemperatur, die besonders in städtischen Gebieten mit vielen undurchlässigen Oberflächen wirksam ist, die Wärme absorbieren, was als → *Wärmeinsel-Effekt* bekannt ist. Siehe auch → *Retentionsraum*.

Raumplanung Unter Raumplanung werden die Maßnahmen zusammengefasst, einen geografischen Raum, oft ein bestimmtes Verwaltungsgebiet, nach seinen naturräumlichen, wirtschaftlichen und sozialen Möglichkeiten zu ordnen und gezielt zu nutzen. Raumplanung ist laut Verfassungsgerichtshof die planmäßige und vorausschauende Gesamtgestaltung eines Gebietes in Bezug auf seine Verbauung, insbesondere für Wohn- und Industriezwecke, einerseits und für die Erhaltung von im wesentlichen unbebauten Flächen andererseits (VfSlg 2674, 1954). Raumplanung umfasst demnach alle vorbereitenden Überlegungen zur Trennung des Baulands vom Nichtbauland, also der Raumordnung.

Rebound-Effekt Rebound stellt das Risiko dar, dass Effizienzgewinne, z. B. im Bereich des Energieverbrauches oder Wasserverbrauches, durch ein verändertes Nutzungsverhalten kompensiert bzw. überkompensiert werden und damit die erreichten Reduktionsziele der technologischen Innovationen aufheben (Madlener & Alcott, 2011; Santarius, 2014).

Referenzperiode Der Zeitraum, der als Bezugsgröße dient, um Anomalien in anderen Zeiträume festzustellen (IPCC, 2019). Siehe auch → *Basisszenario*.

Refugium Zufluchtsort oder geschützter Kleinraum, in dem ein Lebewesen (Mensch, Tier, Pflanze) vor Verfolgung durch Feinde Schutz finden kann (Schaefer, 2012).

Region Ein anhand bestimmter Merkmale (z. B. geografische oder klimatologische) abgegrenztes Teilgebiet der Erdoberfläche. Das Klima einer Landregion wird neben den globalen Klimabedingungen auch durch regionale und lokale Größenmerkmale wie Topographie, Landnutzungsmerkmale und große Wasserkörper sowie durch Ferneinflüsse aus anderen Regionen beeinflusst. Der IPCC definiert eine Reihe von Standardregionen für Analysen beobachteter Klimatrends und Klimamodellprojektionen (IPCC, 2019).

Repräsentative Konzentrationspfade (RCPs) Siehe → *Pfade*.

Resilienz Die Fähigkeit miteinander verbundener sozialer, wirtschaftlicher und ökologischer Systeme, mit einem gefährlichen Ereignis, Trend oder einer Störung zurechtzukommen und so zu reagieren oder sich neu zu organisieren, dass ihre wesentliche Funktion und Struktur erhalten bleiben. Resilienz ist eine positive Eigenschaft, wenn sie die Fähigkeit zur Anpassung, zum Lernen und/oder zur Transformation aufrechterhält (Arctic Council, 2013; IPCC, 2019). Siehe auch → *Gefährdung*, → *Risiko* und → *Vulnerabilität*.

Resistenz Die Fähigkeit eines (Öko-)Systems, einer Belastung oder Störung ohne nachteilige Veränderungen seiner Struktur oder Funktion zu widerstehen und dadurch einen Gleichgewichtszustand aufrechtzuerhalten. Beispielsweise sind in Ökosystemen oft verschiedene Boden-Puffersysteme entscheidend für die Resistenz desselben. Im Gegensatz zu → *Resilienz* beinhaltet Resistenz typischerweise nicht die mögliche Erreichung neuer oder anderer Gleichgewichtszustände (Spektrum, 2023).

Respiration (Atmung) Der Prozess, bei dem lebende Organismen organische Materie in Kohlendioxid (CO_2) umwandeln, wobei Energie freigesetzt und molekularer Sauerstoff verbraucht wird (IPCC, 2019).

Reststoffe (landwirt.) Jedes organische Nebenprodukt, das bei der Produktion, der Verarbeitung oder dem Verbrauch von Nutzpflanzen entsteht: von Wurzeln, Stoppeln, Stroh und Blättern bis hin zu industriellen und städtischen „Abfällen“ (Schröder et al., 2007).

Retentionsraum Unter Retention versteht man das Zurückhalten von Wasser bei Hochwassergefahr. Dies wird erreicht durch das Fluten so genannter Retentionsräume (Stauräume) (Wormuth et al., 2016).

Risiko Das Potenzial für nachteilige Folgen für menschliche oder ökologische Systeme, in Anerkennung der Vielfalt von Werten und Zielen, die mit solchen Systemen verbunden sind. In Zusammenhang mit dem Klimawandel können sich Risiken sowohl aus den potenziellen Auswirkungen des Klimawandels als auch aus den menschlichen Reaktionen auf den Klimawandel ergeben. Zu den relevanten nachteiligen Folgen gehören solche für Leben, Lebensgrundlagen, Gesundheit und Wohlbefinden, wirtschaftliche, soziale und kulturelle Güter und Investitionen, Infrastruktur, Dienstleistungen, Ökosystemleistungen, Ökosysteme und Arten (IPCC, 2019).

In Zusammenhang mit den Auswirkungen des Klimawandels ergeben sich Risiken aus dynamischen Wechselwirkungen zwischen klimabedingten Gefahren mit der Exposition und Anfälligkeit des betroffenen menschlichen oder ökologischen Systems gegenüber den Gefahren. Gefahren, Exposition und Verwundbarkeit können jeweils mit Unsicherheiten in Bezug auf Ausmaß und Eintrittswahrscheinlichkeit behaftet sein, und sie können sich aufgrund sozioökonomischer Veränderungen und menschlicher Entscheidungen zeitlich und räumlich verändern (IPCC, 2019). Siehe auch → *Risikomanagement*, → *Anpassung* und → *Minderung*.

In Zusammenhang mit Reaktionen auf den Klimawandel ergeben sich Risiken aus der Möglichkeit, dass solche Reaktionen das/die beabsichtigte(n) Ziel(e) nicht erreichen, oder aus möglichen Trade-offs mit oder negativen Nebenwirkungen auf andere gesellschaftliche Ziele, wie z. B. die → *Ziele der nachhaltigen Entwicklung*. Risiken können z. B. aus Unsicherheiten bei der Umsetzung, der Wirksamkeit oder den Ergebnissen der Klimapolitik, klimabezogenen Investitionen, der Entwicklung oder Übernahme von Technologien und Systemübergängen entstehen (IPCC, 2019).

Risikomanagement Pläne, Maßnahmen, Strategien oder Politiken zur Verringerung der Wahrscheinlichkeit und/oder des Ausmaßes negativer potenzieller Folgen auf der Grundlage bewerteter oder wahrgenommener Risiken (IPCC, 2019).

Schutzwald *Schutzwald außer Ertrag* Wälder mit Standortschutzfunktion ohne forstlicher Bewirtschaftung, in schwer oder nicht begehbaren Lagen. Dazu zählen auch Bestände auf dürftigsten, ganz minderwertigen Standorten ohne Holznutzung.

Schutzwald im Ertrag Wälder mit Standortschutzfunktion und regelmäßiger forstlicher Bewirtschaftung als Hochwald. Kriterien für die Schutzwaldentscheidung folgen dem § 21 ForstG 1975 (BFW, n.d.).

Schwammstadtprinzip Ein Konzept der Stadtplanung, anfallendes Regenwasser in Städten lokal aufzunehmen und zu speichern, anstatt es lediglich zu kanalisieren und abzuleiten. Dadurch sollen Überflutungen bei Starkregenereignissen vermieden, das Stadtklima verbessert und die Gesundheit von Stadtbäumen gefördert werden (Sieker, 2021). Siehe auch → *Retentionsraum*.

SDGs (Sustainable Development Goals) Siehe → *Nachhaltige Entwicklungsziele* und → *Agenda 2030 für Nachhaltige Entwicklung*.

Sekundäre Nadelwälder Wälder mit einem Nadelholzanteil von mindestens 80 % auf Standorten natürlicher, reiner Laubwaldgesellschaften (Gschwantner & Prskawetz, 2005).

Senke Jeder Prozess, jede Aktivität oder jeder Mechanismus, der ein Treibhausgas, ein Aerosol oder eine Vorläufersubstanz eines Treibhausgases aus der Atmosphäre entfernt (IPCC, 2019). Auch das Reservoir (natürlich oder vom Menschen; im Boden, im Meer und in Pflanzen), in dem ein Treibhausgas, ein Aerosol oder ein Vorläufer eines Treibhausgases gespeichert ist (IPCC, 2018). Siehe auch → *Sequestrierung* und → *Quelle*.

Sequestrierung Siehe → *Kohlenstoffsequestrierung*.

Shared Socio-economic Pathways (SSPs) Siehe → *Pfade*.

Soziale Kosten Die vollen Kosten einer Aktion in Form von Verlusten an sozialer Wohlfahrt, einschließlich der externen Kosten, die mit den Auswirkungen dieser Aktion auf die Umwelt, die Wirtschaft (BIP, Beschäftigung) und die Gesellschaft als Ganzes verbunden sind (IPCC, 2019).

Soziale Kosten von Kohlenstoff (SCC – „Social Cost of Carbon“) Die Grenzkosten der Auswirkungen, die durch die Emission einer zusätzlichen Tonne Treibhausgas (Kohlendioxidäquivalent) zu einem beliebigen Zeitpunkt verursacht werden, einschließlich der „nicht marktbezogenen“ Auswirkungen auf die Umwelt und die menschliche Gesundheit. Auch als Netto-Gegenwartswert der aggregierten Klimaschäden (wobei der Gesamtschaden als Zahl mit positivem Vorzeichen ausgedrückt wird) aus einer weiteren Tonne Kohlenstoff in Form von Kohlendioxid (CO_2), abhängig von einem globalen Emissionsverlauf über die Zeit, bezeichnet (IPCC, 2019, 2014b). Der Zweck der Bepreisung einer Tonne emittierten CO_2 besteht darin, politischen

Entscheidungsträgern oder anderen Gesetzgebern bei der Bewertung zu helfen, ob eine Politik zur Eindämmung des Klimawandels gerechtfertigt ist.

Sozial-ökologisches System Ein integriertes System, das menschliche Gesellschaften und Ökosysteme umfasst und in dem der Mensch Teil der Natur ist. Die Funktionen eines solchen Systems ergeben sich aus den Wechselwirkungen und der Interdependenz der sozialen und ökologischen Teilsysteme. Die Struktur des Systems ist durch wechselseitige Rückkopplungen gekennzeichnet, wodurch betont wird, dass der Mensch als Teil der Natur und nicht als von ihr getrennt betrachtet werden muss (IPCC, 2019).

Stabilität (Bestandsstabilität, forstwirt.) Beständigkeit eines Bestandes gegenüber störenden Einflüssen. Meist als zu erwartende mechanische Stabilität gegen Belastungen überwiegend durch abiotische Faktoren (Wind, Schnee usw.) zu verstehen (landesforstinventar, n.d.).

Strahlungsantrieb Die Veränderung des Netto-Strahlungsflusses (ausgedrückt in W/m^2) in der Tropopause oder an der Spitze der Atmosphäre, die auf eine Veränderung eines Treibers des Klimawandels zurückzuführen ist, wie z. B. eine Veränderung der Konzentration von Kohlendioxid (CO_2), der Konzentration von vulkanischen Aerosolen oder der Sonneneinstrahlung. Der traditionelle Strahlungsantrieb wird so berechnet, dass alle troposphärischen Eigenschaften auf ihren ungestörten Werten gehalten werden und dass sich die stratosphärischen Temperaturen, falls sie gestört sind, wieder an das strahlungsdynamische Gleichgewicht anpassen. Der Strahlungsantrieb wird als augenblicklich bezeichnet, wenn keine Änderung der Stratosphärentemperatur berücksichtigt wird. Der Strahlungsantrieb wird als effektiver Strahlungsantrieb bezeichnet, sobald schnelle Anpassungen berücksichtigt sind. Der Strahlungsantrieb ist nicht mit dem Strahlungsantrieb von Wolken zu verwechseln, der ein nicht verwandtes Maß für die Auswirkung von Wolken auf den Strahlungsfluss an der Spitze der Atmosphäre beschreibt (IPCC, 2019).

Streuobstwiese Eine traditionelle Form des Obstbaus. Auf Streuobstwiesen stehen verstreut hochstämmige Obstbäume meist unterschiedlichen Alters und unterschiedlicher Arten und Sorten. Da die Bäume locker stehen, dienen die Flächen zugleich als Grünland („Unternutzung“), entweder als Mähwiese zur Heugewinnung oder direkt als Viehweide. Streuobstwiesen sind Kulturlandschaften mit oftmals hoher Biodiversität und gehören heute, als Folge der landwirtschaftlichen Intensivierung, zu den am stärksten gefährdeten Biotopen Mitteleuropas.

Strukturdiversität Die Vielfalt unterschiedlicher Vegetationsstrukturen (Art, Größe, etc.). Im Wald unterscheidet man zwischen verschiedenen Arten der Strukturvielfalt: horizontale Struktur, vertikale Struktur und Sonderstrukturen. Die Schaffung von größerem Strukturreichtum bringt erhebliche Vorteile. So werden nicht nur Lebensräume und Nahrungsquellen für viele Tierarten geschaffen, sondern auch ökologische Gleichgewichte gefördert. Die so erreichte Stabilität der Ökosysteme macht sie weniger anfällig gegenüber Schäden, zum Beispiel durch Stürme, lang anhaltende Trockenheit oder Schädlingsbefall (Schaefer, 2012; Spektrum, 2023 Waldhilfe, n.d.).

Suffizienz Der Begriff Suffizienz (von lat. *Sufficere*, dt. „ausreichen“) steht in der Nachhaltigkeitsforschung, Umwelt- und Naturschutzpolitik für das Bemühen um einen möglichst geringen Rohstoff- und Energieverbrauch. Im Gegensatz zur Effizienz wird der Fokus hierbei aber auf Verringerung durch Verzicht, Verhaltensänderungen und einen Wertewandel gelegt anstatt auf technische Optimierung. Der Begriff wird im Sinne der Frage nach dem rechten Maß sowohl in Bezug auf Selbstbegrenzung, Konsumverzicht oder auch Entschleunigung gebraucht und zielt auf eine Entkoppelung von Dienstleistung und Ressourcenverbrauch ab.

Szenario Eine plausible Beschreibung, wie sich die Zukunft auf der Grundlage eines kohärenten und intern konsistenten Satzes von Annahmen über die wichtigsten treibenden Kräfte (z. B. Rate des technologischen Wandels, Preise) und Beziehungen entwickeln könnte. Zu beachten ist, dass Szenarien weder Vorhersagen noch Prognosen sind, sondern dazu dienen, einen Überblick über die Auswirkungen von Entwicklungen und Maßnahmen zu geben (IPCC, 2019). Siehe auch → *Basisszenario*, → *Emissionsszenario* und → *Pfade*.

Tendering-Systeme (Ausschreibungssysteme) Unter einer Ausschreibung versteht man im europäischen Rechtsraum die öffentliche Bekanntmachung von offenen Aufträgen mit der Aufforderung an interessierte Unternehmen, ein passendes Angebot an die verantwortlichen Stellen abzugeben. Das Ausschreibungssystem soll eine faire Vergabe von Aufträgen auf nationaler sowie europäischer Ebene gewährleisten: Solange alle in der Ausschreibung geforderten Nachweise erbracht werden und fristgerecht ein gutes Angebot vorgelegt wird, gibt das System die Chance auf mehr Abschlüsse im Vertrieb und deutliche zusätzliche Erträge für Unternehmen (Building Radar GmbH, 2019).

Tertiärisierung Die Verringerung der Arbeitsplätze in der Produktion bei einer gleichzeitigen Zunahme der Beschäftigungen im Bereich der Dienstleistungen (Lagerhaltung, Transport, Verteilung, Organisation, Verkauf usw.). Dies hat räumliche Auswirkungen, daher wird unter Tertiärisierung auch der Prozess verstanden, bei dem Wohn-, Gewerbe

oder Industrieareale durch die Cityentwicklung und den damit verbundenen Funktionswandel zu tertiärwirtschaftlich genutzten Arealen umgewandelt werden. Räumlich-funktional macht sich die Tertiärisierung durch eine Zunahme von Bürogebäuden und Arbeitsplätzen im Dienstleistungssektor bemerkbar (Spektrum, 2023).

Torf Weiche, poröse oder komprimierte, vor Ort entstandene Ablagerung (Primärboden), von der ein erheblicher Teil (bis zu etwa 90 %) aus teilweise zersetztem Pflanzenmaterial mit hohem Wassergehalt in natürlichem Zustand besteht (IPCC, 2019, 2014c).

Trade-off Zielkonflikt zwischen mindestens zwei gegenläufigen Zielen oder der einer Entscheidung vorausgehende Prozess des Abwägens zwischen zwei sich gegenseitig beeinflussenden Merkmalen. In Wechselbeziehung und in gegenseitiger Abhängigkeit (Interdependenz) befindliche Merkmale bei negativer Abhängigkeit voneinander werden allgemein als Trade-off bezeichnet. Die Beziehung zwischen zwei Zielen ist beim Trade-off derart, dass das eine nicht verfolgt werden kann, ohne die Erreichung des anderen zu gefährden. Im ökologischen Sinne auch evolutionärer Kompromiss („evolutionary compromise"), also der gegenläufige Vorteil von Eigenschaften eines Organismus in Hinblick auf seine Fitness, indem eine Erhöhung der Fitness durch ein Merkmal ihre Verminderung durch eine andere Eigenschaft zur Folge hat (Schaefer, 2012).

Transformation Eine tiefgreifende, umfassende Veränderung der grundlegenden Eigenschaften von natürlichen und menschlichen Systemen (IPCC, 2019).

Gesellschaftliche (soziale) Transformation Transformation wird hier als umfassender sozioökonomischer, politischer und soziokultureller Veränderungsprozess verstanden, in den Steuerung und Strategien eingehen, der darauf aber nicht reduzierbar ist (Brand, 2011). Es ist ein tiefgreifender und oft bewusster Umbruch, der von der Gesellschaft initiiert wird und auf Veränderungen der individuellen und kollektiven Werte und Verhaltensweisen sowie einem gerechteren Gleichgewicht der politischen, kulturellen und institutionellen Macht in der Gesellschaft basiert (IPCC, 2019). Zur Abgrenzung siehe auch → *Transition*.

Transition Der Prozess des Wechsels von einem Zustand oder einer Bedingung in einen anderen innerhalb einer bestimmten Zeitspanne. Der Übergang kann bei Einzelpersonen, Firmen, Städten, Regionen und Nationen stattfinden und auf inkrementellem (schrittweisem) oder transformativem Wandel (umfassend, tiefgreifend, umbruchhaft) beruhen (IPCC, 2019). Transition kann im Sinne politisch intentionaler Steuerung verstanden werden, als eine strukturierte, politisch-staatlich vermittelte Intervention in Entwicklungspfade und -logiken, Strukturen und Kräfteverhältnisse, um dominanten Entwicklungen eine andere Ausrichtung zu geben (Brand, 2011). Zur Abgrenzung siehe auch → *Transformation*.

Transpiration Die regulationsfähige Abgabe von gasförmigem Wasser (Wasserdampf) durch Pflanzen an die Umgebung (Atmosphäre) durch die Cuticula (cuticuläre Transpiration) oder durch die Spaltöffnungen (stomatäre Transpiration) (Spektrum, 2023). Siehe auch → *Evapotranspiration*.

Treibhausgas (THG) Gasförmige Bestandteile der Atmosphäre, sowohl natürlichen als auch anthropogenen Ursprungs, die Strahlung mit spezifischen Wellenlängen innerhalb des Spektrums der terrestrischen Strahlung absorbieren und emittieren, welche von der Erdoberfläche, der Atmosphäre selbst und von Wolken ausgesendet wird. Diese Eigenschaft verursacht den Treibhauseffekt. Wasserdampf (H_2O), Kohlendioxid (CO_2), Distickstoffoxid (N_2O), Methan (CH_4) und Ozon (O_3) sind die wichtigsten Treibhausgase in der Erdatmosphäre. Darüber hinaus gibt es eine Reihe von vollständig vom Menschen verursachten THGs in der Atmosphäre, wie z. B. die Halogenkohlenwasserstoffe und andere chlor- und bromhaltige Substanzen, die im Rahmen des Montrealer Protokolls behandelt werden. Neben CO_2, N_2O und CH_4 befasst sich das Kyoto-Protokoll mit den Treibhausgasen Schwefelhexafluorid (SF_6), teilhalogenierten Fluorkohlenwasserstoffen (HFC) und perfluorierten Kohlenwasserstoffen (PFC) (IPCC, 2019).

Übereinstimmung In diesem Bericht wird der Grad der Übereinstimmung innerhalb des wissenschaftlichen Wissensbestands zu einem bestimmten Befund auf der Grundlage mehrerer Evidenzlinien (z. B. mechanistisches Verständnis, Theorie, Daten, Modelle, Expertenurteil) bewertet und qualitativ ausgedrückt (Mastrandrea et al., 2010). Übereinstimmung beschreibt dabei, wie oft eine Erkenntnis von unterschiedlichen Wissenschafter_innen bestätigt wird, also die quantitative Belastbarkeit. Siehe auch → *Evidenz*, → *Konfidenz*, → *Wahrscheinlichkeit* und → *Unsicherheit*.

Überschwemmung Das Überlaufen der normalen Begrenzungen eines Baches oder eines anderen Gewässers oder die Ansammlung von Wasser über Gebieten, die normalerweise nicht unter Wasser stehen. Zu den Überschwemmungen gehören Fluss- (fluviale) Überschwemmungen, Erosion an Sohle und Uferböschungen, Überschwemmungen durch Feststofftransport (Geschiebe, Holz), Verklausung (Verlegung des Abflussquerschnitts an Engstellen durch Holz) oder Sedimentation, Sturzfluten, städtische Überschwemmungen, Regen- (pluviale) Überschwemmungen, Kanalisations-,

Küstenüberschwemmungen und Überschwemmungen durch Gletscherseeausbrüche (IPCC, 2019).

UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change) Das „Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen" wurde im Mai 1992 angenommen und auf dem Erdgipfel 1992 in Rio de Janeiro zur Unterzeichnung aufgelegt. Es trat im März 1994 in Kraft und zählte im Mai 2018 197 Vertragsparteien (196 Staaten und die Europäische Union). Das Endziel der Konvention ist die „Stabilisierung der Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre auf einem Niveau, das eine gefährliche anthropogene Störung des Klimasystems verhindert". Die Bestimmungen der Konvention werden durch zwei Verträge verfolgt und umgesetzt: das → *Kyoto-Protokoll* und das → *Pariser Abkommen* (IPCC, 2019).

Unsicherheit Ein Zustand unvollständigen Wissens, der sich aus einem Mangel an Informationen oder aus Uneinigkeit über das Bekannte oder sogar Wissenswerte ergeben kann. Unsicherheit kann viele Arten von Quellen haben, von Ungenauigkeiten in den Daten bis hin zu mehrdeutig definierten Begriffen oder Terminologien, unvollständigem Verständnis kritischer Prozesse oder unsicheren Projektionen des menschlichen Verhaltens. Unsicherheit kann daher durch quantitative Maße (z. B. eine Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion) oder durch qualitative Aussagen (z. B. die das Urteil eines Expertenteams widerspiegeln) dargestellt werden (IPCC, 2019; Mastrandrea et al., 2010; Moss & Schneider, 2000). Siehe auch → *Konfidenz* und → *Wahrscheinlichkeit*.

Untersaat Eine Kultur, die inmitten einer Hauptkultur oder zwischen den Pflanzreihen dieser Hauptkultur angebaut wird und für die Ernte (als Futtermittel) oder zur Unterstützung der Entwicklung und Ernte der Hauptkultur (durch Unkrautunterdrückung, Erosionsschutz und Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit durch Nährstoffbindung) bestimmt ist. Erst nachdem die Hauptfrucht abgeerntet wird, wächst die Untersaat auf, begrünt den abgeernteten Acker und wirkt durch die Bewurzelung der → *Bodenerosion* entgegen. Danach kann sie in den Boden eingearbeitet werden oder, bei Verwendung als Futtermittel, geerntet werden (Schröder et al., 2007; Spektrum, 2023). Siehe auch → *Gründüngung*.

Urban Gardening Die meist kleinräumige gärtnerische Nutzung städtischer Flächen innerhalb von Siedlungsgebieten oder in deren direktem Umfeld. Es geht darum, so viel urbanen Raum wie möglich zu begrünen und so die Städte lebenswerter zu gestalten. Durch lokale Nahrungsmittelherstellung und ortsnahen Konsum können Transportwege (und somit der Ausstoß von Kohlendioxid) verringert werden, und es wird ein Bewusstsein in der Bevölkerung für nachhaltigen Konsum geschaffen. Beim Gärtnern entstehen zudem Begegnung, Gemeinschaft und Engagement für den Stadtteil. Die Gärten kommen z. B. denjenigen, die in kleinen Wohnungen leben, zugute, sind aber auch förderlich für die Artenvielfalt und das Mikroklima der Stadt. Urban Gardening ist in den letzten Jahren sehr populär geworden.

Vegetationsperiode In Klimazonen mit Jahreszeitenwechsel jener Zeitraum, in dem die oberirdischen Pflanzenteile heranwachsen (i. d. R. Tagesmitteltemperatur von mind. 5 °C).

Versiegelung Siehe → *Bodenversiegelung*.

Vulnerabilität (Verwundbarkeit) Das Maß, zu dem eine Person, Region oder ein System gegenüber nachteiligen Auswirkungen von Klimaänderungen anfällig ist und nicht damit umgehen kann. Dabei wird Vulnerabilität als ein Zusammenspiel von → *Exposition („*exposure"), Sensitivität („sensitivity") und → *Anpassungsfähigkeit* („adaptive capacity") verstanden (IPCC, 2019). Siehe auch → *Gefahr* und → *Risiko*.

Wald Ein Vegetationstyp, der von Bäumen dominiert wird. Weltweit sind viele Definitionen des Begriffs Wald in Gebrauch, die große Unterschiede in den biogeophysikalischen Bedingungen, der Sozialstruktur und der Wirtschaft widerspiegeln (IPCC, 2019). Siehe auch → *Aufforstung*, → *Entwaldung* und → *Wiederaufforstung*. [*Anmerkung*: Für eine Diskussion des Begriffs Wald (und verwandter Begriffe wie Aufforstung, Wiederaufforstung und Entwaldung) in Zusammenhang mit den nationalen THG-Inventaren siehe die IPCC-Richtlinien für nationale THG-Inventare (2006) und Informationen der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen (UNFCCC, 2019).]

Wärmeinsel-Effekt (urbaner) Eine städtische Wärmeinsel (auch Hitzeinsel; UHI – Urban Heat Island) ist ein städtisches oder großstädtisches Gebiet, in dem es auf Grund menschlicher Aktivitäten (z. B. Veränderungen der Oberflächen-Albedo oder des Oberflächenabflusses) deutlich wärmer ist als in den umliegenden ländlichen Gebieten (IPCC, 2014b). Der Temperaturunterschied ist in der Regel nachts größer als tagsüber und wird am deutlichsten, wenn die Winde schwach sind. UHI macht sich vor allem im Sommer und Winter bemerkbar. Die Hauptursache für den UHI-Effekt liegt in der Veränderung der Landoberfläche. Abwärme, die durch die Energienutzung entsteht, ist ein weiterer Faktor. Der städtische Wärmeinseleffekt lässt sich durch begrünte Dächer und die Verwendung heller Oberflächen in städtischen Gebieten abmildern, die mehr Sonnenlicht reflektieren und weniger Wärme absorbieren (Spektrum, 2023).

Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL – Europäische Wasserrahmenrichtlinie) Eine europäische Richtlinie, welche den rechtlichen Rahmen für die Wasser-Politik der Europäischen Union (EU) vereinheitlichen soll und bezweckt, deren entsprechende Politik stärker auf eine nachhaltige und umweltverträgliche Wassernutzung auszurichten (Europäisches Parlament & Rat der Europäischen Union, 2000, Richtlinie 2000/60/EG).

Wasserregulierung (Boden) Die Fähigkeit eines Bodens, Wasser für die spätere Nutzung aufzunehmen, zu speichern und zu leiten, sowie die Minderung der Folgen lang anhaltender Dürren und der Risiken von Überschwemmungen und Erosion (Schröder et al., 2007).

Weideland („Pasture“) Mit Gras oder anderen Pflanzen bewachsene Fläche, die zum Weiden von Nutztieren verwendet wird oder geeignet ist (IPCC, 2019). Siehe auch → *Grünland*.

Wiederaufforstung Rück-Umwandlung von Land, welches früher bewaldet war, aber dann in eine andere Nutzung umgewandelt wurde, zurück zu Wald (IPCC, 2019). Siehe auch → *Wald*, → *Aufforstung* und → *Entwaldung*.

Wiedervernässung Die absichtliche Handlung, einen entwässerten Boden in einen feuchten Boden umzuwandeln, z. B. durch das Blockieren von Entwässerungsgräben, das Deaktivieren von Pumpenanlagen oder das Durchbrechen von Hindernissen (IPCC, 2019, 2014c). Siehe auch → *Moore* und → *Entwässerung*.

Wirtschaftsdünger Als Wirtschaftsdünger (auch wirtschaftseigener Dünger oder Hofdünger) werden organische Substanzen bezeichnet, die in der Land- und Forstwirtschaft anfallen und zur Düngung eingesetzt werden. Der Begriff umfasst Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft (Gülle, Jauche und Mist), pflanzliche Substanzen (Stroh, das nach der Getreideernte in den Boden eingearbeitet wird, Futterreste, Rindenmulch und sonstige Pflanzenrückstände), als auch Gärreste aus der Biogaserzeugung. Siehe auch → *Düngemittel*.

Wirtschaftswachstum Allgemein die Zunahme der Wirtschaftsleistung (je Land, Region oder global) im Zeitablauf. Wird meist mit dem → *Bruttoinlandsprodukt (BIP)* gemessen.

Wohlbefinden Ein Zustand des Daseins, der verschiedene menschliche Bedürfnisse erfüllt, einschließlich der materiellen Lebensbedingungen und der Lebensqualität sowie der Fähigkeit, seine Ziele zu verfolgen, zu gedeihen und mit seinem Leben insgesamt zufrieden zu sein. Das Konzept des Wohlbefindens wird auch als Ausdruck eines neuen Verständnisses von Wohlstand und gesellschaftlicher Teilhabe gehandelt, besonders im Nachhaltigkeitskontext. Ökosystem-Wohlbefinden bezieht sich auf die Fähigkeit von Ökosystemen, ihre Vielfalt und Qualität zu erhalten (IPCC, 2019).

Zersiedelung Die Errichtung von Gebäuden und Infrastruktur außerhalb von „im Zusammenhang bebauten“ Ortsteilen oder das ungeregelte und unstrukturierte Wachstum von Ortschaften in den unbebauten Raum hinein. Vor allem ein Teilaspekt der Suburbanisierung, umfasst aber auch die Zersiedelung des Ländlichen Raumes z. B. in touristisch interessanten Regionen. Zersiedelung ist ein Phänomen, das in der Landschaft optisch wahrnehmbar ist. Eine Landschaft ist umso stärker zersiedelt, je mehr Fläche bebaut ist, je weiter gestreut die Siedlungsflächen sind und je geringer deren Ausnützung für Wohn- oder Arbeitszwecke ist. Zersiedelung geht mit einem hohen Bodenverlust einher (Spektrum, 2023). Siehe auch → *Bodenversiegelung*.

Ziele für nachhaltige Entwicklung Siehe → *Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung* und → *Nachhaltige Entwicklungsziele*.

Zoonosen Erkrankungen (und Infektionen), die auf natürliche Weise von Wirbeltieren auf Menschen übertragen werden. Zoonose-Verursacher können Bakterien, Viren, Pilze oder andere Erreger übertragbarer Erkrankungen sein (WHO, 2020).

Zwischenfrucht(anbau) Beim Zwischenfruchtanbau geht es darum, eine Fläche zwischen den Vegetationszeiten von zwei Hauptfruchtarten zu nutzen bzw. zu schonen und damit die Fruchtfolge zu unterstützen. Durch die Verlängerung der Zeitspanne, in der der Boden aktiv durchwurzelt und mit Pflanzen bedeckt ist, entstehen viele positive Wirkungen: Bodennährstoffe werden gespeichert und neu aufgeschlossen, die Bodenstruktur verbessert sich, das Bodenleben wird gefördert und das Erosionsrisiko minimiert. In vielen Fällen lassen sich durch den Begrünungsanbau sogar der Ertrag und die Ertragssicherheit bei der nachfolgenden Hauptkultur erhöhen (Schröder et al., 2007; Spektrum, 2023). Siehe auch → *Mischkulturanbau* und → *Untersaat*.

Literatur

AMA, 2022. AgrarMarkt Austria – Informationsblatt Ackerstatuserhalt und Dauergrünlandwerdung.

Arctic Council, 2013. Glossary of Terms. In: Arctic Resilience. Interim Report 2013. Stockholm Environment Institute and Stockholm Resilience Centre, Stockholm.

Bätzing, W., 1997. Kleines Alpenlexikon: Umwelt, Wirtschaft, Kultur, Orig.-Ausg. ed, Beck'sche Reihe. Beck, München.

Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2022. Was bedeutet „Diversifizierung" in der Landwirtschaft? [WWW Document]. LfL – Bayrische Landesanstalt für Landwirtschaft. URL https://www.lfl.bayern.de/iba/haushalt/262879/index.php#:~:text=Diversifizierung%2C%20oder%20auch%20Einkommenskombination%20genannt,Erwerbst%C3%A4tigkeit%20um%20zus%C3%A4tzliche%2C%20betriebsgebundene%20Unternehmert%C3%A4tigkeiten (accessed 10.17.22).

BFW, n. d. Glossar. [WWW Document]. Österreichische Waldinventur Waldinformationen aus erster Hand. Umfassend. Kompetent. Aktuell. URL https://geo.bfw.ac.at/oewi/#/ (accessed 11.17.22).

Blum, W.E.H., 2012. Bodenkunde in Stichworten, 7., neu bearb. Aufl. ed, Hirt's Stichwortbücher. Borntraeger, Stuttgart.

BMLRT, 2017. Begriffsbestimmungen der Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.

BMLRT, n. d. ÖPUL 2023 [WWW Document]. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft. URL https://info.bml.gv.at/themen/landwirtschaft/eu-agrarpolitik-foerderungen/laendl_entwicklung/ausgewaehlte_programminhalte/oepul/oepul-2023.html (accessed 1.11.23a).

BMLRT, 2023. Österreichisches Programm LE 14–20 – Text nach 9. Programmänderung (Version 10.1) [WWW Document]. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft. URL https://info.bml.gv.at/themen/landwirtschaft/eu-agrarpolitik-foerderungen/laendl_entwicklung/leprogramm.html (accessed 1.11.23).

BMNT, BWF, BVIT, 2019. Bioökonomie. Eine Strategie für Österreich. Wien.

BMUV, n. d. Natura 2000 [WWW Document]. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz. URL https://www.bmuv.de/themen/naturschutz-artenvielfalt/naturschutz-biologische-vielfalt/gebietsschutz-und-vernetzung/natura-2000 (accessed 10.17.22).

BOKU, 2022. Energieraumplanung [WWW Document]. URL https://boku.ac.at/rali/irub/fachliche-schwerpunkte/raumplanung/energieraumplanung (accessed 10.17.22).

bpb, 2023. kurz&knapp Lexika Das Lexikon der Wirtschaft politische Ökonomie [WWW Document]. bpb – Bundeszentrale für politische Bildung. URL https://www.bpb.de/kurz-knapp/lexika/lexikon-der-wirtschaft/20297/politische-oekonomie/ (accessed 1.11.23).

Brand, U., 2011. Transition und Transformation, in: Michael Brie Und Mario Candeias (Hrsg.): Transformation Im Kapitalismus Und Darüber Hinaus. Beiträge Zur Ersten Transformationskonferenz Des Instituts Für Gesell-Schaftsanalyse Der Rosa-Luxemburg-Stiftung, PAPERS. Berlin, pp. 49–70.

Building Radar GmbH, 2019. Ausschreibungen und Vergabe einfach erklärt von A bis Z [WWW Document]. Building Radar. URL https://buildingradar.com/de/construction-blog/ausschreibung/

Compensate, 2021. What is double counting and why is it such a big deal? [WWW Document]. URL https://www.compensate.com/articles/what-is-double-counting-and-why-is-it-such-a-big-deal

Culwick, C., Bobbins, K., 2016. A Framework For A Green Infrastructure Planning Approach In The Gauteng City-Region (GCRO Research Report No. 04), GCRO Research Report. Gauteng City-Region Observatory (GCRO), Johannesburg.

Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R.T., Molnár, Z., Hill, R., Chan, K.M. A., Baste, I. A., Brauman, K. A., Polasky, S., Church, A., Lonsdale, M., Larigauderie, A., Leadley, P.W., van Oudenhoven, A.P.E., van der Plaat, F., Schröter, M., Lavorel, S., Aumeeruddy-Thomas, Y., Bukvareva, E., Davies, K., Demissew, S., Erpul, G., Failler, P., Guerra, C.A., Hewitt, C.L., Keune, H., Lindley, S., Shirayama, Y., 2018. Assessing nature's contributions to people. Science 359, 270–272. https://doi.org/10.1126/science.aap8826

DWD, n. d. Wetter- und Klimalexikon [WWW Document]. Deutscher Wetterdienst. URL https://www.dwd.de/DE/service/lexikon/lexikon_node.html (accessed 10.17.22).

EEA, n. d. a EEA Glossary [WWW Document]. European Environment Agency. URL https://www.eea.europa.eu/help/glossary/eea-glossary (accessed 11.9.22a).

EEA, n. d. b CICES-Towards a common classification of ecosystem services [WWW Document]. URL https://cices.eu/ (accessed 11.9.22b).

EJP Soil, n. d. EJP SOIL Glossary [WWW Document]. EJP SOIL – European Joint Programme. URL https://ejpsoil.eu/knowledge-sharing-platform/ejp-soil-glossary/ (accessed 10.17.22).

Encyclopaedia Britannica, n. d. a Surface water and groundwater. Britannica.

Encyclopaedia Britannica, n. d. b public goods. Britannica.

Europäische Kommission, 2019. Der europäische Grüne Deal.

Europäische Kommission, n. d. Nature-based solutions [WWW Document]. European Comission. URL https://research-and-innovation.ec.europa.eu/research-area/environment/nature-based-solutions_en (accessed 10.17.22).

Europäisches Parlament, 2022a. Kurzdarstellungen über die Europäische Union – 2022, Die erste Säule der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP): II Direktzahlungen an Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe [WWW Document]. URL https://www.europarl.europa.eu/ftu/pdf/de/FTU_3.2.5.pdf, (accessed 12.19.22).

Europäisches Parlament, 2022b. Kurzdarstellungen über die Europäische Union – 2022, Die zweite Säule der GAP: Politik zur Entwicklung des ländlichen Raums [WWW Document]. URL https://www.europarl.europa.eu/ftu/pdf/de/FTU_3.2.6.pdf (accessed 12.19.22).

Europäisches Parlament, Rat der Europäischen Union, 2000. Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik [WWW Document]. EUR-Lex. Access to European Union law. URL https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX:32000L0060

FAO, 2015. Agroforestry. Definition [WWW Document]. URL https://www.fao.org/forestry/agroforestry/80338/en/

FAO, 2007. Land evaluation: Towards a revised framework. Land and water discussion (No. 6), Land and Water Discussion Paper. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy.

FAO, 2006. Policy Brief: Food Security.

FAO, 2005. Building on gender, agrobiodiversity and local knowledge: A training manual. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy.

FAO, n. d. Food waste [WWW Document]. URL https://www.fao.org/platform-food-loss-waste/food-waste/introduction/en/ (accessed 10.17.22).

Farzin, S., Jordan, S. (Eds.), 2015. Lexikon Soziologie und Sozialtheorie: hundert Grundbegriffe, [Nachdruck] 2021. ed, Reclams Universal-Bobliothek. Reclam, Ditzingen.

Fees, E., n. d. Internalisierung externer Effekte. Definition: Was ist „Internalisierung externer Effekte"? [WWW Document]. Gabler Wirtschaftslexikon. URL https://wirtschaftslexikon.gabler.de/definition/internalisierung-externer-effekte-39210 (accessed 12.21.22).

Geissdoerfer, M., Savaget, P., Bocken, N.M.P., Hultink, E.J., 2017. The Circular Economy – A new sustainability paradigm? Journal of Cleaner Production 143, 757–768. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.12.048

Glötzl, M. (Ed.), 2011. Ökosystemleistungen und Landwirtschaft: Erstellung eines Inventars für Österreich, Report / Umweltbundesamt. Umweltbundesamt, Wien.

Griess, O., Kurth, H., 1998. Terminology of forest management planning (Forsteinrichtung): terms and definitions in German; equivalent terms in English, French, Spanish, Italian, Portuguese, Hungarian and Japanese, IUFRO world series. Internat. Union of Forestry Research Organizations, Vienna, Austria.

Gschwantner, T., Prskawetz, M., 2005. Sekundäre Nadelwälder in Österreich. BFW-Praxisinformation 6, 11–13.

Hintermaier-Erhard, G., Zech, W., 1997. Wörterbuch der Bodenkunde: Systematik, Genese, Eigenschaften, Ökologie und Verbreitung von Böden ; 43 Tabellen. Enke, Stuttgart.

HLPE, 2017. Nutrition and food systems (No. 12), HLPE Report. High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security, Rome, Italy.

IPBES, 2019. Annex I: Glossary of the Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. https://doi.org/10.5281/ZENODO.5657079

IPBES Deutsche Koordinierungsstelle, n. d. IPBES Deutsche Koordinierungsstelle [WWW Document]. URL https://www.de-ipbes.de/de/IPBES-1688.html (accessed 5.21.21).

IPCC, 2022. Annex II: Glossary [Möller, V., R. van Diemen, J.B.R. Matthews, C. Méndez, S. Semenov, J.S. Fuglestvedt, A. Reisinger (eds.)]. In: Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

IPCC, 2019. Annex I: Glossary. In: Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, fodd security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems (IPCC Special Report). IPCC.

IPCC, 2018. Glosary IPCC SR1.5.

IPCC, 2016. Greenhouse Gas Protocol. Global Warming Potential Values.

IPCC, 2014a. Annex II: Glossary [Mach, K.J., S. Planton and C. von Stechow (eds.)]. In: Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. (Synthese Bericht), IPCC AR. IPCC, Geneva.

IPCC, 2014b. Annex I: Glossary. In: Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC Assessment Report. IPCC, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

IPCC, 2014c. 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands, Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. and Troxler, T.G. (eds). IPCC Task Force on National Greenhouse Gas Inventories Technical Support Unit, Switzerland.

IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. [H.S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe (eds)]. Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Japan.

IPCC, 2000. Land Use, Land-Use Change and Forestry. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

ISO, 2018. ISO 14044:2006. Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines.

IUCN, 2016. WCC-2016-Res-069: Defining Nature-based Solutions. World Conservation Congress. Hawai'i.

IUFRO, 2022. Query SilvaTerm Database [WWW Document]. International Union of Forest Research Organizations. URL https://www.iufro.org/science/special/silvavoc/silvaterm/query-silvaterm-database/mortalitaet/ (accessed 11.15.22).

Jagers, S.C., Stripple, J., 2003. Climate Governance Beyond the State. GG 9, 385–399. https://doi.org/10.1163/19426720-00903009

Krumme, J.-H., n. d. Bebauungsplan [WWW Document]. Gabler Wirtschaftslexikon. URL https://wirtschaftslexikon.gabler.de/definition/bebauungsplan-30448 (accessed 1.11.23).

Land Steiermark, 2010. Steiermärkisches Raumordnungsgesetz 2010, Fassung vom 21.11.2022.

landesforstinventar, n. d. Wörterbuch/ Glossar [WWW Document]. lfi.ch – LAndesforstinventar. URL https://www.lfi.ch/glossar/glossar.php?frmWordList=418_Gloss (accessed 10.17.22).

Lemken, D., Kraus, K., Nitzko, S., Spiller, A., 2018. Staatliche Eingriffe in die Lebensmittelwahl: Welche klimapolitischen Instrumente unterstützt die Bevölkerung? GAIA – Ecological Perspectives for Science and Society 27, 363–372. https://doi.org/10.14512/gaia.27.4.8

Madlener, R., Alcott, B., 2011. Herausforderungen für eine technisch-ökonomische Entkoppelung von Naturverbrauch und Wirtschaftswachstum unter besonderer Berücksichtigung der Systematisierung von Rebound-Effekten und Problemverschiebungen. Enquete-Kommission „Wachstum, Wohlstand, Lebensqualität" des Deutschen Bundestages, Zürich.

Mankiw, N.G., Taylor, M.P., 2018. Grundzüge der Volkswirtschaftslehre, 7., überarbeitete Auflage. ed, Lehrbuch. Schäffer-Poeschel Verlag, Stuttgart [Freiburg].

Mastrandrea, M.D., Field, C.B., Stocker, T.F., Edenhofer, O., Ebi, K.L., Frame, D.J., Held, H., Kriegler, E., Mach, K.J., Matschoss, P.R., Plattner, G.-K., Yohe, G.W., Zwiers, F.W., 2010. Guidance Note for Lead Authors of the IPCC Fifth Assessment Report on Consistent Treatment of Uncertainties.

Meyer, R., Priefer, C., 2015. Energiepflanzen und Flächenkonkurrenz: Indizien und Unsicherheiten. GAIA – Ecological Perspectives for Science and Society 24, 108–118. https://doi.org/10.14512/gaia.24.2.9

Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Appendix D: Glossary. In: Ecosystems and human well-being: current state and trends: findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment, The millennium ecosystem assessment series. Island Press, Washington, DC.

Moss, R., Babiker, M., Brinkmann, S., Calvo, E., et al., 2008. Towards new scenarios for analysis of emissions, climate change, impacts, and response strategies: IPCC Expert Meeting Report, 19–21 September 2007.

Moss, R.H., Edmonds, J.A., Hibbard, K. A., Manning, M.R., Rose, S.K., van Vuuren, D.P., Carter, T.R., Emori, S., Kainuma, M., Kram, T., Meehl, G.A., Mitchell, J.F.B., Nakicenovic, N., Riahi, K., Smith, S.J., Stouffer, R.J., Thomson, A.M., Weyant, J.P., Wilbanks, T.J., 2010. The next generation of scenarios for climate change research and assessment. Nature 463, 747–756. https://doi.org/10.1038/nature08823

Moss, R.H., Schneider, S.H., 2000. Uncertainties in the IPCC TAR: Recommendations to lead authors for more consistent assessment and reporting. In: Guidance Papers on the Cross Cutting Issues of the Third Assessment Report of the IPCC [eds. R. Pachauri, T. Taniguchi and K. Tanaka].

Mueller, J.M., Hellmann, J.J., 2008. An Assessment of Invasion Risk from Assisted Migration. Conservation Biology 22, 562–567. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00952.x

Ogle, S.M., Domke, G., Kurz, W.A., Rocha, M.T., Huffman, T., Swan, A., Smith, J.E., Woodall, C., Krug, T., 2018. Delineating managed land for reporting national greenhouse gas emissions and removals to the United Nations framework convention on climate change. Carbon Balance Manage 13, 9. https://doi.org/10.1186/s13021-018-0095-3

O'Neill, B.C., 2000. The jury is still out on global warming potentials. Climatic Change 44, 427–443. https://doi.org/10.1023/A:1005582929198

O'Neill, B.C., Kriegler, E., Ebi, K.L., Kemp-Benedict, E., Riahi, K., Rothman, D.S., van Ruijven, B.J., van Vuuren, D.P., Birkmann, J., Kok, K., Levy, M., Solecki, W., 2017. The roads ahead: Narratives for shared socioeconomic pathways describing world futures in the 21st century. Global Environmental Change 42, 169–180. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.01.004

O'Neill, B.C., Kriegler, E., Riahi, K., Ebi, K.L., Hallegatte, S., Carter, T.R., Mathur, R., van Vuuren, D.P., 2014. A new scenario framework for climate change research: the concept of shared socioeconomic pathways. Climatic Change 122, 387–400. https://doi.org/10.1007/s10584-013-0905-2

Pongratz, J., Dolman, H., Don, A., Erb, K., Fuchs, R., Herold, M., Jones, C., Kuemmerle, T., Luyssaert, S., Meyfroidt, P., Naudts, K., 2018. Models meet data: Challenges and opportunities in implementing land management in Earth system models. Glob Change Biol 24, 1470–1487. https://doi.org/10.1111/gcb.13988

Riahi, K., van Vuuren, D.P., Kriegler, E., Edmonds, J., O'Neill, B.C., Fujimori, S., Bauer, N., Calvin, K., Dellink, R., Fricko, O., Lutz, W., Popp, A., Cuaresma, J.C., Kc, S., Leimbach, M., Jiang, L., Kram, T., Rao, S., Emmerling, J., Ebi, K., Hasegawa, T., Havlik, P., Humpenöder, F., Da Silva, L.A., Smith, S., Stehfest, E., Bosetti, V., Eom, J., Gernaat, D., Masui, T., Rogelj, J., Strefler, J., Drouet, L., Krey, V., Luderer, G., Harmsen, M., Takahashi, K., Baumstark, L., Doelman, J.C., Kainuma, M., Klimont, Z., Marangoni, G., Lotze-Campen, H., Obersteiner, M., Tabeau, A., Tavoni, M., 2017. The Shared Socioeconomic Pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: An overview. Global Environmental Change 42, 153–168. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.05.009

RP Photonics AG, n. d. RP-Energie-Lexikon [WWW Document]. RP-Energie-Lexikon. URL https://www.energie-lexikon.info/glossar.html#g (accessed 1.11.23).

Rupp, J., Bluhm, H., Hirschl, B., Grundmann, P., Mayer-Aurich, A., Huwe, V., Luxen, P., 2020. Nachhaltige Bioökonomie in Brandenburg Biobasierte Wertschöpfung – regional und innovativ. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz des Landes Brandenburg, Potsdam.

Santarius, T., 2014. Der Rebound-Effekt: ein blinder Fleck der sozial-ökologischen GesellschaftstransformationRebound Effects: Blind Spots in the Socio-Ecological Transition of Industrial Societies. GAIA – Ecological Perspectives for Science and Society 23, 109–117. https://doi.org/10.14512/gaia.23.2.8

Sarkodie, S.A., Strezov, V., 2019. A review on Environmental Kuznets Curve hypothesis using bibliometric and meta-analysis. Science of The Total Environment 649, 128–145. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.276

Schaefer, M., 2012. Wörterbuch der Ökologie, 5. neu bearbeitete und erweiterte Auflage. ed. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.

Schröder, J.J., Schulte, R.P.O., Lehtinen, T., Creamer, R.E., van Leeuwen, J., Rutgers, M., Delgado, A., Bampa, F., Madena, K., Jones, A., 2007. Glossar der im Projekt LANDMARK zu verwendenden Begriffe.

Schroeder, D., 1992. Bodenkunde in Stichworten, Hirt's Stichwortbücher. Hirt, Berlin Stuttgart.

Schulte, R.P.O., Creamer, R.E., Donnellan, T., Farrelly, N., Fealy, R., O'Donoghue, C., O'hUallachain, D., 2014. Functional land management: A framework for managing soil-based ecosystem services for the sustainable intensification of agriculture. Environmental Science & Policy 38, 45–58. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.10.002

Schwerdtfeger, F., 1981. Die Waldkrankheiten: ein Lehrbuch der Forstpathologie und des Forstschutzes, 4., neubearb. Aufl. ed. Parey, Hamburg.

ScienceDirect, 2022. Environmental Kuznets Curve [WWW Document]. URL https://www.sciencedirect.com/topics/earth-and-planetary-sciences/environmental-kuznets-curve (accessed 10.17.22).

Sieker, 2021. Das Konzept der Schwammstadt (Sponge-city) [WWW Document]. Sieker die Regenwasserexperten. URL https://www.sieker.de/fachinformationen/umgang-mit-regenwasser/article/das-konzept-der-schwammstadt-sponge-city-577.html (accessed 3.10.21).

Spektrum 2023. Online-Lexika (Geographie, Biologie, Geowissenschaften, Ernährung). https://www.spektrum.de/alias/lexikon/online-lexika/1438585 (Februar 2023)

Thaler, R.H., Sunstein, C.R., 2009. Nudge: improving decisions about health, wealth, and happiness, Rev. and expanded ed. ed. Penguin Books, New York.

Traxler, A., 1998. Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings. A: Methoden, Monographien / Umweltbundesamt, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien.

Umweltbundesamt, 2022. Austria's National Inventory Report 2022 Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol. Umweltbundesamt, Wien.

Umweltbundesamt, n. d. Glossar des Umweltbundesamtes [WWW Document]. URL https://www.umweltbundesamt.de/service/glossar (accessed 5.21.21).

UN, 2015. Transforming Our World: The 2030 Agenda for Sustainable Development. A/RES/70/1.

UN, 1992. Article 2: Use of Terms. In: Convention on Biological Diversity. United Nations (UN).

UN, n. d. Ecological Tax Reform [WWW Document]. Department of Economic and Social Affairs Sustainable Development. URL https://sdgs.un.org/partnerships/ecological-tax-reform (accessed 1.11.23).

UNCCD, 1994. United Nations Convention to Combat Desertification in countries experiencing serious drought and/or desertification, particularly in Africa. A/AC.241/27.

UNECE, n. d. Carbon Storage in Harvested Wood Products (HWP) [WWW Document]. unece.org. URL https://unece.org/forests/carbon-storage-harvested-wood-products-hwp (accessed 10.17.22).

UNEP, IUCN, 2021. Nature-based Solutions for climate change mitigation. United Nations Environment Programme and International Union for Conservation of Nature, Nairobi and Gland.

UNFCCC, 2019. Land Use, Land-Use Change and Forestry (LULUCF).

Verfassungsgerichtshof (VfGH), 1954. VfSlg 2674/1954.

Vitt, P., Havens, K., Kramer, A.T., Sollenberger, D., Yates, E., 2010. Assisted migration of plants: Changes in latitudes, changes in attitudes. Biological Conservation 143, 18–27. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.08.015

Waldhilfe, n. d. Strukturvielfalt im Wald: Fördern Sie Strukturreichtum [WWW Document]. Waldhilfe.de. URL https://www.waldhilfe.de/strukturvielfalt-im-wald/ (accessed 1.11.23).

WCED, 1987. Our common future: report of the World Commission on Environment and Development, Brundtland Bericht. UN Secretary-General; WCED, New York.

Werle, R., 2007. Pfadabhängigkeit, in: Benz, A., Lütz, S., Schimank, U., Simonis, G. (Eds.), Handbuch Governance: Theoretische Grundlagen und empirische Anwendungsfelder. VS Verlag für Sozialwissenschaften, Wiesbaden, pp. 119–131. https://doi.org/10.1007/978-3-531-90407-8_9

WHO, 2020. Zoonoses [WWW Document]. URL https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/zoonoses

WHO, 2017. One Health [WWW Document]. World Health Organization. URL https://www.who.int/news-room/questions-and-answers/item/one-health

Wormuth, R., Schneider, K.-J., Ackermann, T. (Eds.), 2016. Baulexikon: Erläuterung wichtiger Begriffe des Bauwesens: mit vielen Abbildungen, 3., aktualisierte und erweiterte Auflage. ed. Beuth Verlag GmbH, Berlin Wien Zürich.