

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

#### **Inhaltsverzeichnis**

<b>2.1 Einleitung</b>	108
<ul> <li>2.2 Treibhausgasbilanz der Landnutzung und Landwirtschaft in Österreich</li> <li>2.2.1 Ansätze der Erfassung von Treibhausgasemissionen</li> <li>2.2.2 Historische Langzeittrends der Treibhausgasemissionen durch Landnutzung in Österreich</li> <li>2.2.3 Ergebnisse aus der Treibhausgasinventur für Österreich (seit 1990)</li> <li>2.2.4 Treibhausgas-Flussmessungen und -modellierungen in unterschiedlich genutzten Ökosystemen Österreichs</li> </ul>	109 111 113
2.3 Effekte durch Landnutzung, Landmanagement und Landnutzungsänderungen auf die Energie-	
flüsse zwischen Boden und Atmosphäre  2.3.1 Biogeophysikalische Effekte der Landnutzung über die Albedo für Österreich  2.3.2 Temperaturänderung auf Grund biogeophysikalischer Effekte von Landnutzungsänderungen für Österreich	<ul><li>131</li><li>131</li></ul>
2.3.3 Änderung der Evapotranspiration in Österreich 2.3.4 Biogeophysikalische Effekte der Landnutzung während Hitzewellen	
<ul> <li>2.4 Die Rolle ausgewählter naturnaher Ökosysteme für den Klimawandel</li> <li>2.4.1 Treibhausgasemissionen und andere klimawirksame Effekte der naturnahen und bewirtschafteten Moore</li> <li>2.4.2 Treibhausgasemissionen und andere klimawirksame Effekte von aquatischen Ökosystemen</li> <li>2.4.3 Klimawirksame Effekte von Gebirgspermafrost</li> <li>2.4.4 Almweiden und Änderungen/Aufgabe ihrer Bewirtschaftung</li> </ul>	135 135 136 137
2.5 Kohlenstoffbestände und Speicherpotenziale in Böden und Vegetation und deren Dynamik	120
bei unterschiedlicher Nutzung	139
2.6 Energieeinsatz in Land- und Forstwirtschaft         2.6.1 Landwirtschaft         2.6.2 Waldbewirtschaftung	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

#### Koordinierende Leitautor\_innen:

Simone Gingrich<sup>1</sup>, Peter Weiss<sup>2</sup>, Walter Wenzel<sup>1</sup>

#### Leitautor innen:

Michael Anderl<sup>2</sup>, Martin Bruckner<sup>3</sup>, Eugenio Díaz-Pinés<sup>1</sup>, Stefan Hörtenhuber<sup>1</sup>, Barbara Kitzler<sup>4</sup>, Andreas Schindlbacher<sup>4</sup>, Wolfgang Schöner<sup>5</sup>

#### **Beitragende Autor\_innen:**

Andreas Bohner<sup>6</sup>, Thomas Dirnböck<sup>2</sup>, Cecilie B. Foldal<sup>4</sup>, Stephan Glatzel<sup>7</sup>, Christian Griebler<sup>7</sup>, Johannes Kobler<sup>2</sup>, Martin Kühmaier<sup>1</sup>, Bradley Matthews<sup>2</sup>, Carmen Schmid<sup>2</sup>, Hannes Schwaiger<sup>8</sup>

#### **Review-Editoren:**

Klaus Butterbach-Bahl<sup>9</sup>, Uwe Fritsche<sup>10</sup>

#### **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.

- Universität für Bodenkultur Wien
- <sup>2</sup> Umweltbundesamt GmbH
- Wirtschaftsuniversität Wien
- <sup>4</sup> Bundesforschungszentrum f
  ür Wald
- 5 Universität Graz
- 6 HBLFA Raumberg-Gumpenstein
- Universität Wien
- 8 JOANNEUM RESEARCH Forschungsgesellschaft mbH
- <sup>9</sup> Karlsruhe Institute of Technology
- International Institute for Sustainability Analysis and Strategy

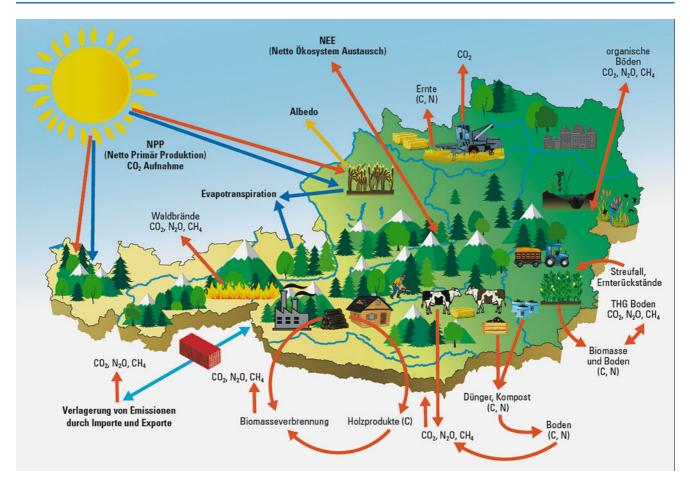
#### 2.1 Einleitung

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 ös-

terreichischen 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 Landnut- zung 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 hypo- thetischer Nutzungsaufgabe		
Energieeinsatz in Land- und Forstwirtschaft	AFOLU-Sektor Zugang	Emissionen, die durch (industrielle) Inputs und deren Vor- leistungsketten in die Land-/Forstwirtschaft und andere Landnutzungen verursacht werden (werden in der THG-Inventur in den Sektoren Energie oder industrielle Prozesse verbucht)		
Konsuminduzierte Landnutzungs- emissionen	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<sub>2</sub>O-Austausch zwi-

schen 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 Datenund 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 Er-

gebnisse 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<sub>2</sub>) 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<sub>2</sub>O 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 N2O-Flüsse aus Ackerböden im Marchfeld und aus der Region Grieskirchen modelliert (Abb. 2.17). Das Bestimmtheitsmaß der modellierten N<sub>2</sub>O-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<sub>2</sub>) 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<sub>2</sub>e im Jahr 1830 auf 5,6 Mio. t CO2e 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<sub>2</sub>e im Jahr 1852 auf etwa 120 Mio. t CO<sub>2</sub>e im Jahr 2012). Diese Studie zeigte auch, dass die besonders deutliche Steigerung in landwirtschaftlichen Inputs zwischen den 1950erund 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<sub>2</sub>O) und CO<sub>2</sub>-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<sub>2</sub>-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<sub>4</sub>-)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-Richt-

linien 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  $\pm$  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<sub>2</sub>/Jahr gegenüber dem Gesamtergebnis aus globalen Top-down-Modellen in der Größenordnung von 4–5 Gt CO<sub>2</sub>/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<sub>2</sub>-Äquivalent (CO<sub>2</sub>e) 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<sub>4</sub>-Emissionen aus der Tierhaltung

Die Methan- (CH<sub>4</sub>-)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,

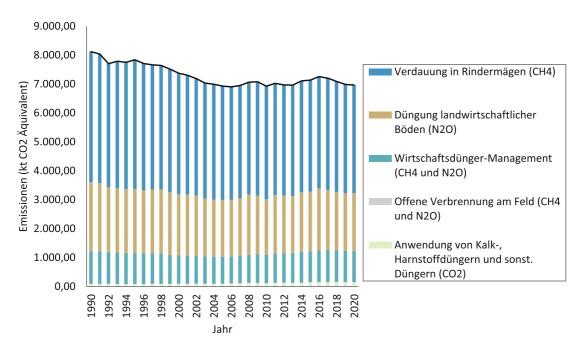
weshalb die CH<sub>4</sub>-Emission je Milchkuh steigt. Die vermehrte Haltung von Mutterkühen trug ebenso dazu bei, dass die Abnahme der Emissionen seit 1990 deutlich geringer als jene der Rinderzahlen ist, da von diesen Tieren – mit Ausnahme der Milchkühe – die höchsten CH<sub>4</sub>-Emissionen freigesetzt werden (Umweltbundesamt, 2020b) [hohe Übereistimmung].

#### Wirtschaftsdüngermanagement (CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O)

Die CH<sub>4</sub>- und N<sub>2</sub>O-Emissionen aus den Ställen und der Lagerung von Wirtschaftsdünger sind seit 1990 um insgesamt 5,1 % gesunken (Abb. 2.2; CH<sub>4</sub>: -1,9 %, N<sub>2</sub>O: -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<sub>4</sub>-Emissionen. Ebenso kam es bei den N<sub>2</sub>O-Emissionen zu einem leichten Anstieg aufgrund von höheren Stickstoffausscheidungen des leistungsstärkeren Milchviehs und die indirekten N<sub>2</sub>O-Emissionen durch Deposition von Ammoniakverlusten.

#### Düngung landwirtschaftlicher Böden (N2O)

Mehr als die Hälfte (2020: 57,3 %) der gesamten N<sub>2</sub>O-Emissionen Österreichs stammt aus dem Düngen landwirtschaftlich genutzter Böden. Umgerechnet in CO<sub>2</sub>e 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<sub>2</sub>-Äquivalenten (offene Verbrennung am Feld und Anwendung von Kalk- und Harnstoffdün-

gern haben einen sehr geringen Beitrag und sind daher kaum sichtbar). (Umweltbundesamt, 2022)

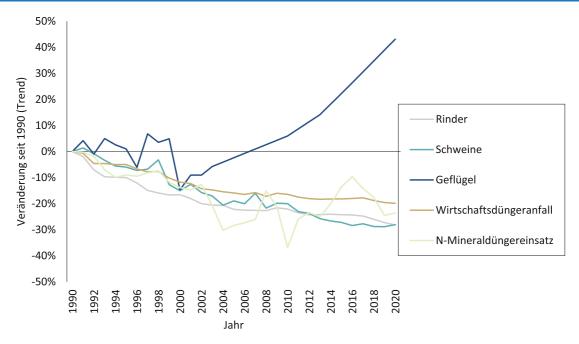


Abb. 2.3 Veränderung der wesentlichen Treiber für die Emissionen des Sektors Landwirtschaft seit 1990 (Rinder, Schweine, Geflügel, Wirtschaftsdüngeranfall, Stickstoff-Mineraldüngereinsatz). (Umweltbundesamt, 2022)

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<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O)

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 $_2$ O) an (<0,01 % der sektoralen THG-Emissionen).

#### Anwendung von Kalk- und Harnstoffdüngern (CO<sub>2</sub>)

Die zunehmende Anwendung von Kalkdüngern führte in Österreich dazu, dass sich die CO<sub>2</sub>-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<sub>2</sub>-Emissionen aus Harnstoffdüngern stiegen seit 1990 um 155,7%. Trotz dieses zunehmenden Trends sind die CO<sub>2</sub>-Emissionen (98,9 kt aus Kalkdüngung und 24,5 kt aus Harnstoffdüngung im Jahr 2020) im Vergleich zu den CH<sub>4</sub>- und N<sub>2</sub>O-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 Kohlen-

stoffvorratsänderungen 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<sup>1</sup> und Sonstiges Land<sup>2</sup>. 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

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> Gebäudeflächen, Gebäudenebenflächen versiegelt und unversiegelt, Verkehrsanlagen inkl. Verkehrsrandflächen versiegelt und unversiegelt, Parks, Gärten, Betriebsflächen, Abbauflächen, Halden und Deponien, Freizeitflächen, Friedhöfe.

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Unbewirtschaftete alpine Vegetationsgesellschaften, Fels- und Geröllflächen, Gletscher.

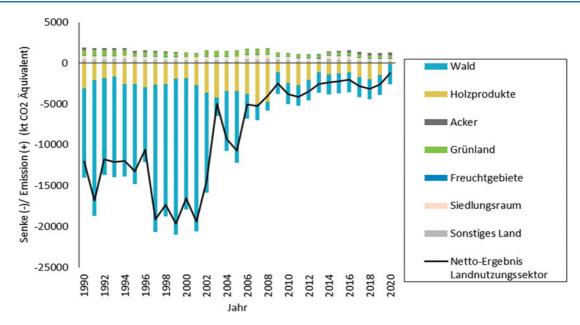


Abb. 2.4 Trend der Treibhausgasemissionen und Senken des Sektors LULUCF von 1990 bis 2020 in kt CO<sub>2</sub>-Äquivalenten. (Umweltbundesamt, 2022)

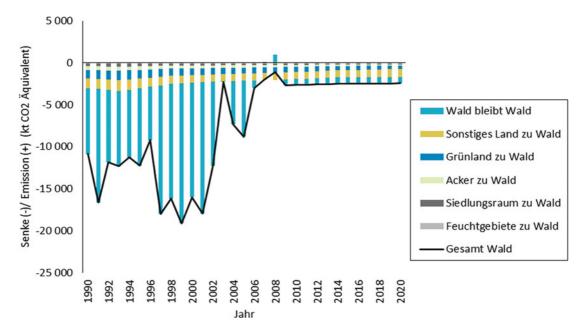


Abb. 2.5 Netto-Emissionen/-Senken in Wald ohne Landnutzungsänderung (Wald bleibt Wald) und Landnutzungsänderungen zu Wald, sowie die Gesamt-Netto-Änderung der Emissionen/Senken der Gesamtkategorie Wald von 1990 bis 2020 in kt CO<sub>2</sub>-Äquivalenten. Der stagnierende Trend nach 2008 ist durch die Verwendung des Mit-

telwerts 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)

Bild dazu zeigen (Box 2.2). Das bedeutet, es wurde mehr CO<sub>2</sub> 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<sub>2</sub>e (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 Anderung 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 CO2 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<sub>2</sub>/Jahr am Anfang (bis 2000) und 15 Mio.t CO<sub>2</sub>/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 Spinup-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-

#### 10000 5000 Netto-Emissionen/-Senken [1000t CO2-Äq.] 0 -5000 -10000 -15000 -20000 -25000 Total LULUCF 2022 -30000 Total LULUCF 2023 -35000 1990 1992 1994 1996 1998 2000 2002 2004 2006 2008 2012 2014 2020 Jahr

#### LULUCF Gesamt - Vergleich Submission 2022 und 2023

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:

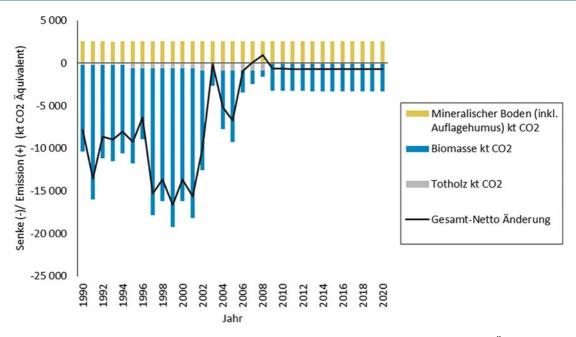
Die Emissionen aus dem LULUCF–Sektor in 2018 und 2019 sind auf Biomasse-Zuwachseinbruch in 2018 und 2019 und höhere notwendige Nutzungen durch Kalamitäten in diesen beiden Jahren zurückzuführen, beide Effekte stehen mit der Trockenheit in diesen Jahren in Zusammenhang. Hohe Netto-Emissionen aus dem Wald 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<sub>2</sub>e 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<sub>2</sub>-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).

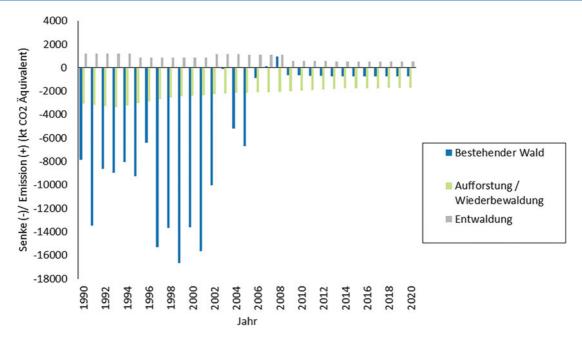
Die Senken aus der Biomasse schwanken aufgrund der von Jahr zu Jahr unterschiedlichen Zuwächse und Abgänge in der Waldbiomasse (Abb. 2.7). Zuwächse und Abgänge sind von Faktoren wie Wetterbedingungen, Holzeinschlag, selbst Funktion von Holznachfrage und -preisdynamiken sowie Windwürfen oder anderen Kalamitäten 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 Zwi-

schenergebnisse 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<sub>2</sub>e/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<sub>2</sub>/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-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 und Box 2.2. (Umweltbundesamt, 2022)

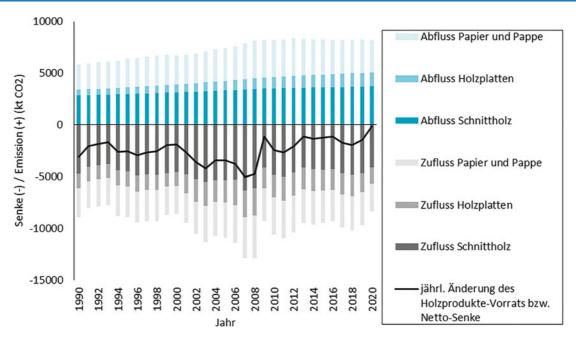
werten für idente Waldinventurpunkte deutlich verringert. Über den gesamten Beobachtungszeitraum ergibt sich nunmehr im Mittel eine Netto-Kohlenstoffsenke mit deutlichen jährlichen Schwankungen, die Veränderung ist aber nach wie vor nicht signifikant von null verschieden (Box 2.2).

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<sub>2</sub>e (Abb. 2.8). Den größten Beitrag liefern dazu Landnutzungsänderungen von Sonstigem Land zu Wald (-921 kt CO<sub>2</sub>e in 2020) und von Grünland zu Wald (-424 kt CO<sub>2</sub>e 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<sub>2</sub>e/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).

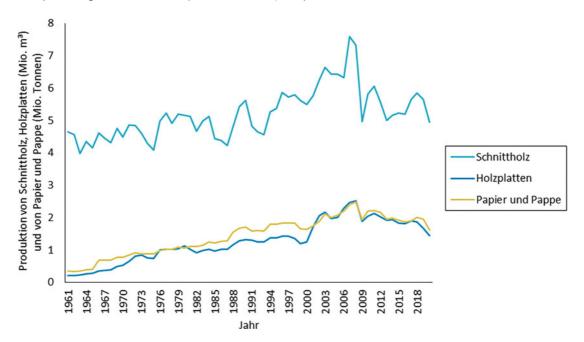
Im Gegensatz zum bestehenden Wald und zur Neubewaldung führt die Entwaldung (Landnutzungsänderung von Wald zu einer anderen Landnutzungsform) in Österreich zu Netto-Emissionen über die gesamte Periode der THG-Bilanz von 1990 bis 2020. Das Ausmaß der Emissionen beträgt zwischen 500 kt CO<sub>2</sub>e/Jahr (2020) und 1.213 kt CO<sub>2</sub>e/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<sub>2</sub>/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<sub>2</sub> von 1990 bis 2020. (Umweltbundesamt, 2022)

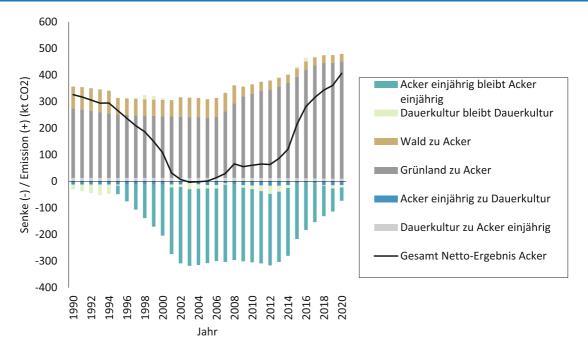


**Abb. 2.10** Jährliche Produktion von Schnittholz (in Mio. m³), Holzplatten (in Mio. m³), Papier und Pappe (in Mio. t) bezogen auf den heimischen Einschlag. (Umweltbundesamt, 2022)

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  $CO_2$ e. 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 Gesamt-

kategorie Acker von 1990 bis 2020 in kt CO<sub>2</sub>-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.

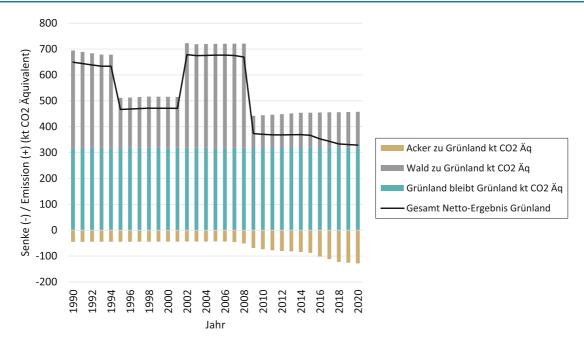
Kohlenstoffänderungen in bestehenden Dauerkulturen (ohne Landnutzungsänderungen) sind im Durchschnitt über den Zeitraum 1990–2020 eine geringe Netto-Senke (rund

 $-10\,\mathrm{kt}$  CO<sub>2</sub>e/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  $\pm$  12 kt CO<sub>2</sub>e 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<sub>2</sub>e (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<sub>2</sub> aus Kohlenstoffänderungen wie für CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O 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/Sen-

ken der Kategorie Grünland von 1990 bis 2020 in kt $\mathrm{CO}_2$ -Äquivalenten. (Umweltbundesamt, 2022)

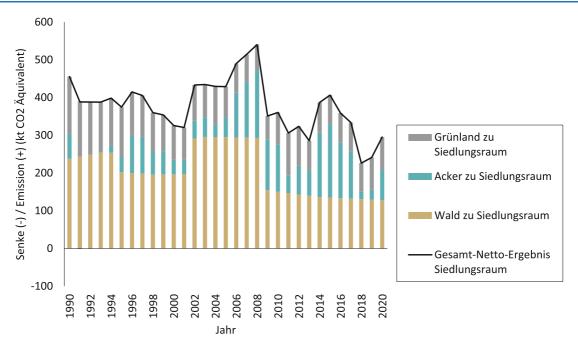
lungsraum entstehen (also in den ersten 20 Jahren nach Landnutzungswechsel), bilanziert. Für den bleibenden Siedlungsraum (ohne Landnutzungsänderungen) wird angenommen, dass keine Kohlenstoffänderungen stattfinden, v. a., weil die Datenlage über die Veränderungen der Kohlenstoffpools (insbesondere Biomasse 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<sub>2</sub>e 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.<sup>3</sup> 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 CO2e (Landnutzungswechsel zu Oberflächengewässer) bzw. 250-521 kt CO2e (Sonstiges Land, Abb. 2.4).

<sup>&</sup>lt;sup>3</sup> 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<sub>2</sub>-Äquivalenten. (Umweltbundesamt, 2022)

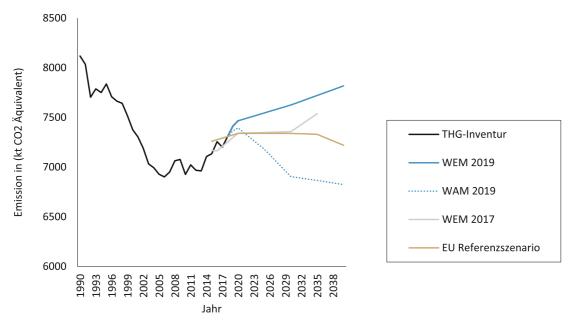
#### 2.2.3.4 Szenarien der Treibhausgasbilanz des Sektors Landwirtschaft, Forstwirtschaft und andere Landnutzungen in Österreich bis 2050 unter "Business as usual"

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 letz-

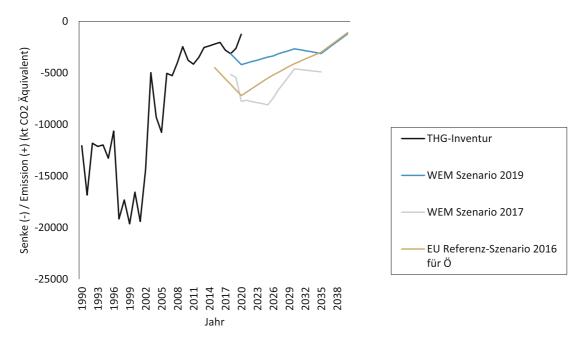
ten Jahre, bis 2040 weiter ansteigen werden (Abb. 2.14). Das Szenario basiert auf Modellierungen von Sinabell et al. (2015). Grund für den Anstieg ist die Zunahme der Rinderzahlen aufgrund der angenommenen Abschaffung der Milchquote. Auch das Programm für Ländliche Entwicklung und die gekoppelte Alpwirtschaftsprämie 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 AFO-LU-Bereich Landwirtschaft (Viehhaltung und Düngung) in Österreich: WEM-Szenario 2017, WEM-Szenario 2019 und EU-Referenz-Szenario

2016 (ohne CO<sub>2</sub>-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 Milchund 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<sub>2</sub>e (um 9%) und im Jahr 2040 um 994 kt CO<sub>2</sub>e (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<sub>2</sub>e 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<sub>2</sub>e, 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<sub>2</sub>e/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<sub>2</sub>e/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<sub>2</sub>e 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.

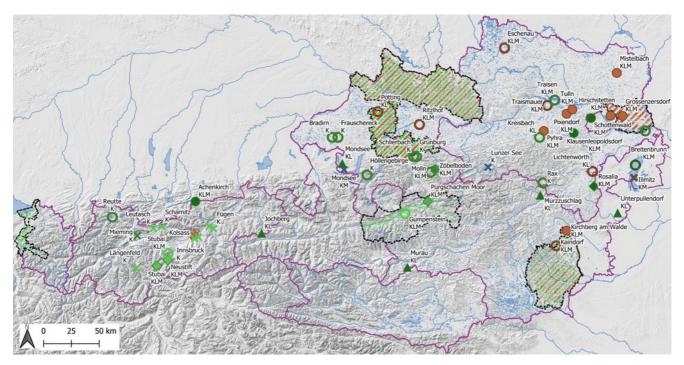
## 2.2.4 Treibhausgas-Flussmessungen und -modellierungen in unterschiedlich genutzten Ökosystemen Österreichs

Direkte Messungen Treibhausgasflüssen von 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<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O durch Mikroorganismen und Pflanzen in die Atmosphäre stehen. CO<sub>2</sub>-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<sub>2</sub>-Aufnahme durch die Photosynthese der Vegetation ermittelt wurde. Demnach berücksichtigt die Bodenatmung (= gasförmiger Verlust von Kohlenstoff in Form von CO<sub>2</sub>) 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



**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<sub>2</sub>), L = Lachgas (N<sub>2</sub>O), M = Methan (CH<sub>4</sub>) 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; Fahrin-

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).

ger, 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)

Daten von THG-Flüssen aus **Grünlandböden** (Kammerund 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<sub>2</sub>-Treibhausgasen von 172 g CO<sub>2</sub>e/m²/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<sub>2</sub>O und CH<sub>4</sub> 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<sub>4</sub> als auch für N<sub>2</sub>O darstellt. Es zeigte sich z.B. in Neustift, dass der jährliche Netto-Ökosystemaustausch (NEE) von −42 g C/m²/Jahr (das Grünland nimmt Kohlenstoff auf) bis 69 g C/m<sup>2</sup>/Jahr (das Grünland ist eine Quelle von Kohlenstoff) über sechs Jahre variierte (Mittel =  $18 \text{ g C/m}^2/\text{Jahr}$ ) (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 N2O und CH4 Flüsse einen wesentlichen Beitrag zur Klimabilanz von Grünland beitragen und effektiv die Senkenstärke in Form von CO2e 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  $1.8 \pm 0.5$ % 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<sub>2</sub>-Emissionen zwischen 6 und 10 t C/ha/Jahr gemessen. Diese Ergebnisse sind im Einklang mit internationalen Studien aus Waldböden der gemäßig-

ten Klimazone [robuste Evidenz, hohe Übereinstimmung]. Der CH<sub>4</sub>-Austausch zwischen Boden und Atmosphäre wird signifikant von der Bodenfeuchte beeinflusst, denn CH<sub>4</sub>-Emissionen treten nur bei feuchten oder wassergesättigten Bedingungen auf. Unter Bedingungen, bei denen Böden gut durchlüftet sind, wird CH<sub>4</sub> von spezialisierten Mikroorganismen aufgenommen, sodass Böden zu Senken für atmosphärisches CH<sub>4</sub> 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<sub>4</sub>-C/ha/Jahr auf, während die Aufnahme in einem nie überfluteten Auwaldboden im Mittel 9 kg CH<sub>4</sub>-C/ha/Jahr betrug (Schindlbacher et al., 2020).

In den durchgeführten Studien auf forstwirtschaftlich genutzten Flächen in Österreich wurden N2O-Flüsse zwischen 3 und 11 µg N<sub>2</sub>O-N/m<sup>2</sup>/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<sub>2</sub>O-Emissionen einher, wohingegen bei hohem pH-Wert und niedrigeren N-Einträgen (Standort Achenkirch) wenig N<sub>2</sub>O 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 N2O- und CH4-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<sub>2</sub>-Emissonen von Ackerböden spielen. Basierend auf den Feldmessungen (Kammermessmethode) ergaben sich pro Vegetationsperiode CO<sub>2</sub>-Emissionen zwischen 5,1 und 11,4 t

CO<sub>2</sub>-C/ha bei einem sandigen Schluff und zwischen 4,0 und 6,8 t CO<sub>2</sub>-C/ha bei einem lehmigen Ton. Direktsaat mit Wintergründecke führte zu weniger CO<sub>2</sub>-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<sub>4</sub>- und N<sub>2</sub>O-Flüsse spielen (Michel et al., 2017). Andere Prozesse und Parameter wie beispielsweise die Bodenatmung (CO<sub>2</sub>) 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<sub>4</sub>-Aufnahme als auch CH<sub>4</sub>-Emission (Kaindorf: 0,6 kg CH<sub>4</sub>-C/ha/Jahr und Ritzlhof: -0,2 kg CH<sub>4</sub>-C/ha/Jahr), was sich auf die unterschiedliche Bodentextur zurückführen lässt. Düngung auf Ackerflächen führt zu erhöhter N<sub>2</sub>O-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<sub>2</sub>-(32-45%) und N<sub>2</sub>O-Emissionen (50%; Gundersen et al., 2012; Schindlbacher et al., 2012) und einer Verringerung der CH<sub>4</sub>-Aufnahme (-8 %; Gundersen et al., 2012). Trockenheit führte zur Verminderung von Boden-CO<sub>2</sub>-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<sub>2</sub>-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<sub>2</sub>O-Emissionen um 60 %, während sich die CH<sub>4</sub>-Aufnahme erhöhte (Díaz-Pinés et al., 2018). An diesem Untersuchungsstandort konnte auch gezeigt werden, dass die Entfernung der Laubstreu zu verminderten CO<sub>2</sub>-und N<sub>2</sub>O-Emissionen, aber zu Erhöhung der CH<sub>4</sub>-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<sub>2</sub>-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<sub>2</sub>-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<sub>2</sub>-Flüsse als die Kontrolle (Michel et al., 2017). CH<sub>4</sub>- und N<sub>2</sub>O-Flüsse folgten in derselben Studie keinem eindeutigen Trend.

In einer Ackerfläche führte Stickstoff-Düngung durch Kompost zu erhöhten N<sub>2</sub>O-Flussraten (Spann, 2016; Nährstoffverfügbarkeit wird erhöht). Im Gegensatz zur verminderten CH<sub>4</sub>-Aufnahme, welche bei einem Düngungsexperiment (mineralischer Dünger) im Wald (Gundersen et al., 2012) gemessen wurde, wurde in Ackerflächen eine höhere CH<sub>4</sub>-Aufnahme gemessen (Spann, 2016). Die höhere CH<sub>4</sub>-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<sub>2</sub>O-Emissionen um 60% und einer Erhöhung der CH<sub>4</sub>-Aufnahme (Maier et al., 2022; Soja et al., 2013) [mittlere Evidenz, hohe Übereinstimmung].

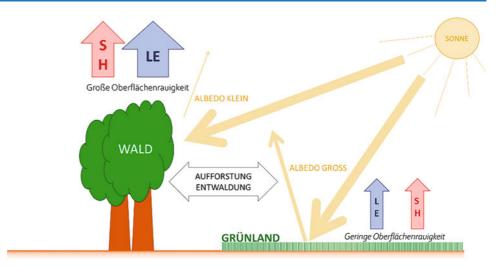
#### 2.3 Effekte durch Landnutzung, Landmanagement und Landnutzungsänderungen auf die Energieflüsse zwischen Boden und Atmosphäre

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  $-0.10\pm0.14\,^{\circ}\text{C}$  angegeben. Sie hatten also einen kühlenden Effekt, der den biogeochemischen Effekten mit einer Temperaturzunahme von  $+0.20\pm0.05\,^{\circ}\text{C}$  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<sub>2</sub>-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<sub>2</sub>-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  $(0.12 \pm 0.20 \,^{\circ}\text{C})$  in Mittelund 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-

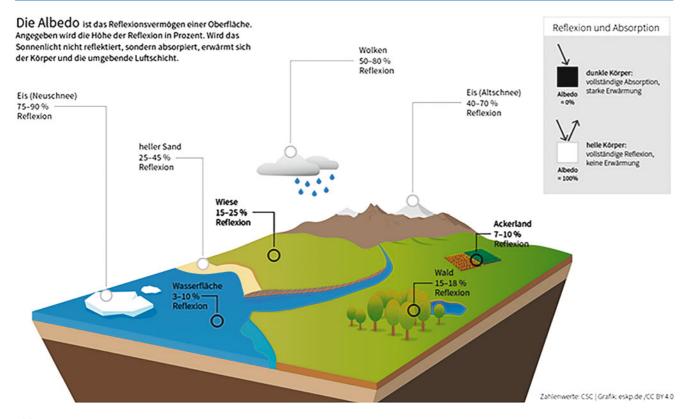
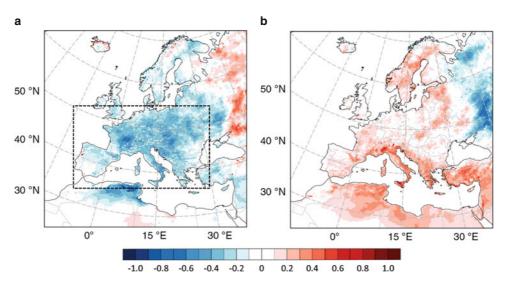


Abb. 2.18 Darstellung der Albedo (Reflexionsgrade) unterschiedlicher Landnutzungsformen. (Quelle: Earth System Knowlegde Plattform o.J.)



**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 Land-

wirtschaft; 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

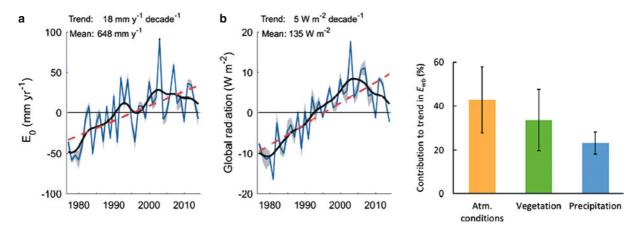
Temperaturänderung (°C) auf Grund biogeophysikalischer Effekte von Landnutzungsänderungen								
Modellsimulationen	h	Perugini et al., 2017, gemäßigte Zone			Huang et al., 20	Huang et al., 2020, Mitteleuropa		
von	zu	Mittelwert	Standardabw.	Max	Min	Modell	Messung	
Grünland	Ödland	0,55	0,47	1,10	0,00			
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)

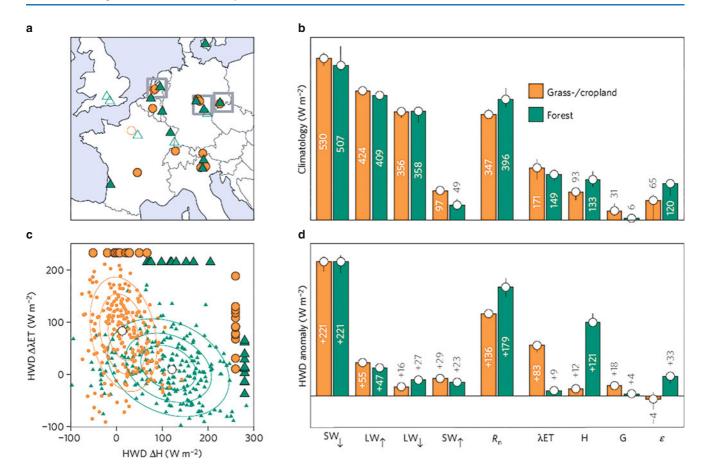
chenmodellen) von den abgebildeten Prozessen und Rückkoppelungen abhängen. Auch muss die oft unterschiedliche Wirkung von Landnutzungsänderungen auf Oberflächentemperatur (aus Satellitendaten abgeleitete Temperatur) und 2m-Temperatur (Standardbeobachtung der Meteorologie) beachtet werden.

## 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<sup>2</sup>, der Trend von +18 mm/Jahr/Dekade einer Zunahme der latenten Wärme von ca. 1,4 W/m<sup>2</sup>/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/m²/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 ( $\lambda$  ET), fühlbaren Wärmestrom (H) und Bodenwärmestrom (H) zur Verfügung

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 vegetations-

steht.  $\eta$  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)

ökologischen 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<sub>2</sub>- und CH<sub>4</sub>-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<sub>4</sub>- und CO<sub>2</sub>-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

Kategorie	Unterkategorie	Flächen in kha, 2018	Boden (t C /ha ) <sup>10</sup>	Vegetation (t C /ha) <sup>11</sup>	Totholz (t C /ha)	Gesamtkohlenstoffvorrat im Boden (kt C) <sup>10</sup>	Gesamt-C- Vorrat im Boden (kt CO2e) <sup>10</sup>	Gesamtkohlenstoffvorrat bis 30 cm Bodentiefe (kt C) <sup>15</sup>
Wald		4046	1211,7,12	104	2	490.000	1795.000	128.000
Ackerland		1405	608,12			84.300	309.00	82.000
	Einjährige Kulturen			7				
	Weingärten <sup>13</sup>			34				2000
	Obstanlagen <sup>14</sup>			14 <sup>4</sup>				
	Haus- und Nutzgärten							
	(mehrjährige			144				
	Kulturen)							
	Christbaumkulturen			47 <sup>4</sup>				
	Energieholz			39 <sup>4</sup>				
Grünland		1335	1008,12	6		134.000	489.000	62.300
Feuchtgebiete		153				37.500	137.000	4600
·	Hochmoor	46	4397 <sup>2</sup>			18.700	68.600	
	Niedermoor	226	843 <sup>3</sup>			18.700	68.700	
Siedlungen <sup>5</sup>		568	46 <sup>9</sup>	41		26.100	95.800	22.500
Sonstiges Land <sup>5</sup>		879	719	11		62.400	229.000	

**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)

<sup>1</sup> Davon 106 t C/ha im Mineralboden, 15 t C/ha in der organischen Auflage; <sup>2</sup> bis 600 cm Bodentiefe (Haslmayr et al., 2018); <sup>3</sup> bis 115 cm Bodentiefe (Haslmayr et al., 2018); <sup>4</sup> am Ende der Umtriebszeit; <sup>5</sup> siehe Abschn. 2.2.3.3. für die inkludierten Subkategorien; <sup>6</sup> Fläche der schützenswerten Moore Österreichs lt. (Steiner, 1992); <sup>7</sup> Angaben basieren auf dem österreichweiten Messnetz der Waldinventur im Raster 4 × 4 km; <sup>8</sup> Angaben basieren auf dem österreichweiten Messnetz der länderweisen Bodenzustandsinventuren (Raster ca. 2 × 2 km); <sup>9</sup> Expertenschätzung; <sup>10</sup> bis 50 cm Bodentiefe (ausgenommen Moore); <sup>11</sup> oberirdische und unterirdische Biomasse der Vegetation; <sup>12</sup> es sind untergeordnet auch bewirtschaftete Böden aus Feuchtgebieten enthalten; <sup>13</sup> Umtriebszeit ca. 35 Jahre; <sup>14</sup> Umtriebszeit ca. 18 Jahre; <sup>15</sup> 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. CO₂e = CO₂-Äquivalente

CO<sub>2</sub>e/m²/Jahr war, während es unter Dürrebedingungen eine Quelle von 75 g CO<sub>2</sub>e/m²/Jahr war. Geht man davon aus, dass an diesem äußerst oligotrophen Standort mit sehr weitem C/N-Verhältnis des Torfs N<sub>2</sub>O-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<sub>2</sub>e/ha/Jahr. Der Faktor von 69,33 t CO<sub>2</sub>e/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<sub>2</sub>e/ha/Jahr. Auf die von Essl et al. (2012) angesetzten Flächen hochgerechnet, würden die naturnahen Moore Österreichs ca. 0,02 Mio. CO<sub>2</sub>e und die genutzten Moore ca. 3,9 Mio. t CO<sub>2</sub>e/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<sub>2</sub>e.

Somit kann konstatiert werden [begrenzte Evidenz, mittlere Übereinstimmung], dass die naturnahen Moore Österreichs eine Senke für CO<sub>2</sub> 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<sub>2</sub>e/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 CO2 durch die Photosynthese in Binnengewässern nur etwa 0,3 Gt C/Jahr ausmacht, werden die Emissionen (C-Aquivalente aus CO<sub>2</sub> und CH<sub>4</sub>) 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<sub>2</sub>O.

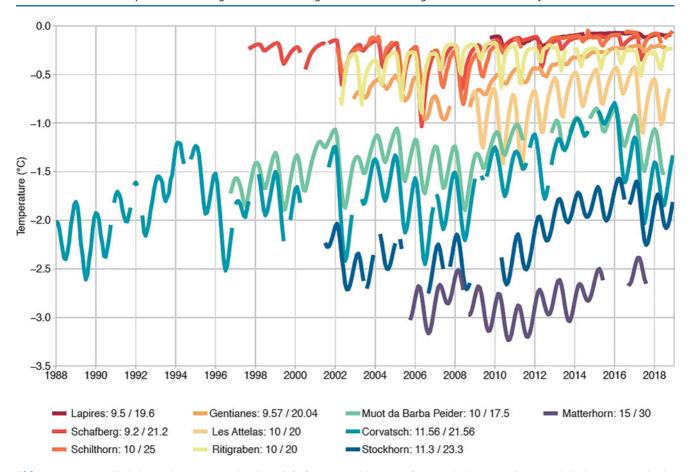
Bislang keine Beachtung im Kohlenstoffkreislauf und für die Bilanzierung von THGs findet das Grundwasser, welches per Definition auch zu den Binnengewässern, und somit auch zu den aquatischen Ökosystemen, zählt. Grundwasser ist eine Senke von Kohlenstoff und Stickstoff, auch in Form von Treibhausgasen (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O), 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<sub>2</sub>- und N<sub>2</sub>O-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<sub>2</sub> und CH<sub>4</sub>), 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<sub>2</sub>-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<sub>2</sub>-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<sub>2</sub> 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 km² abgeschätzt (Gletscherfläche 340 km², 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<sub>2</sub> (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 Albedoeffekten 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<sub>2</sub>-Austausches (Abschn. 2.2.4.1; Abb. 2.1 und Box 2.1) legen nahe, dass die heutigen österreichischen Almweiden überwiegend atmosphärische CO<sub>2</sub>-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<sub>2</sub> aufnahmen als Weideflächen, welche seit 20 Jahren brach lagen. Dafür wurde aus bewirtschafteten Almweiden mehr N<sub>2</sub>O emittiert und weniger CH<sub>4</sub> aufgenommen als in brachliegenden Weiden (Harris et al., 2018). Die Evidenz, wie sich Almbewirtschaftung auf Spurengasflüsse (N<sub>2</sub>O und CH<sub>4</sub>) auswirkt, ist aufgrund der niedrigen Studienanzahl gering. Generell sind CH<sub>4</sub>- und N<sub>2</sub>O-Flussraten aus/in bewirtschafteten Almweiden aber um eine Größenordnung niedriger als jene von CO<sub>2</sub> 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 Landund 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 Struk-

turen 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<sub>2</sub>, 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

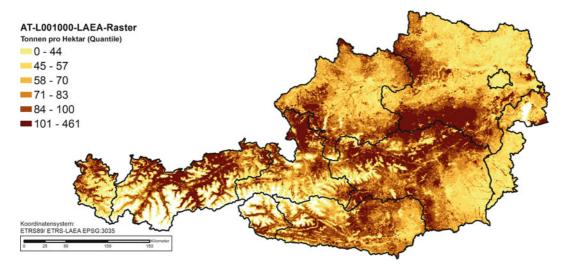


Abb. 2.23 Kohlenstoffbestände in österreichischen Böden bis 30 cm Bodentiefe. Dargestellt ist das 50 %-Quantil (Median). (Baumgarten et al., 2021; Haslmayr et al., 2018)

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  $\mu$ m mangels Messdaten aus der Fraktion < 63  $\mu$ m (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  $\pm$  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 Ackerund 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<sub>2</sub>-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<sub>2</sub>-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<sub>2</sub>-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<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O resultieren und damit die Mitigationswirkung der erwarteten CO<sub>2</sub>-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  $N_2$ O-Emissionen lässt diese Maßnahme attraktiv erscheinen, die tatsächliche Wirkung auf die THG-Bilanz ist jedoch über den gesamten Lebenszyklus un-

ter 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<sub>2</sub> 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 CO2-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  $\mu$ m) 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<sub>2</sub> 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 Kohlenstofffluss 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 Kohlenstofffluss in die Atmosphäre entspricht der Größenordnung nach Angaben von Le Quéré et al. (2015) der durch globale Landnutzungsänderungen verursachten Freisetzung von Kohlenstoff (0,9  $\pm$  0,5 Pg C/Jahr) und entspricht etwa einem Drittel der Senkenfunktion von Landökosystemen (3,0  $\pm$  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  $\pm$  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 Kohlenstofffluss 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 Kohlenstofffluss von 125 kt C/Jahr (Strauss et al., 2020). Verwendet man die oben angeführten, von Lal (2003) geschätzten Anteile atmosphärischer Kohlenstoffverluste am gesamten erosionsbedingten Kohlenstofffluss (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 Landund 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<sub>2</sub>e/kWh, Maß für die Klimawirksamkeit) mit Maissilage als Hauptinputsubstrat und 1.342 MJe (239 g CO<sub>2</sub>e/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 Biomassebzw. 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<sub>2</sub>-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<sub>2</sub>e pro Festmeter mit Rinde (CO<sub>2</sub>e/fm) an. Flächenvorbereitungen, Bestandspflege, waldbauliche Maßnahmen und sekundäre Prozesse emittieren im Mittel 14,3 CO2e/fm. Addiert man den Transport, belaufen sich die Emissionen einer durchschnittlichen Holzbereitstellungskette auf 19,7 CO<sub>2</sub>e/fm. Bei einer mittleren Holzdichte von 400 kg/fm ergibt sich eine Kohlestoffspeicherung (C) von Holz mit 733 CO<sub>2</sub>e/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<sup>3</sup> 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<sub>2</sub>e/m<sup>3</sup> 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<sub>2</sub>e/m<sup>3</sup>; 0,5 % der Gesamtemissionen der österreichischen Holzbereitstellung) klimaverträglicher als mit Harvester (3,40 kg CO<sub>2</sub>e/m<sup>3</sup>; 2,2 %) oder Seilharvester (5,27 kg CO<sub>2</sub>e/m<sup>3</sup>; 0,5 %). Beim Rücken beträgt die Spreitung der Emissionen 2,04 (Traktor und Krananhänger; 1,1 %) bis 7,91 kg CO<sub>2</sub>e/m<sup>3</sup> (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<sub>2</sub>e/m<sup>3</sup>. Das Treibhauspotenzial beim Hacken von Energieholz beläuft sich auf 6,42 kg CO<sub>2</sub>e/m<sup>3</sup> (3,7%). Aufgrund der großen Distanzen von circa 180 km hat der Transport von Rundholz mit 26,95 kg CO<sub>2</sub>e/m<sup>3</sup> (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).

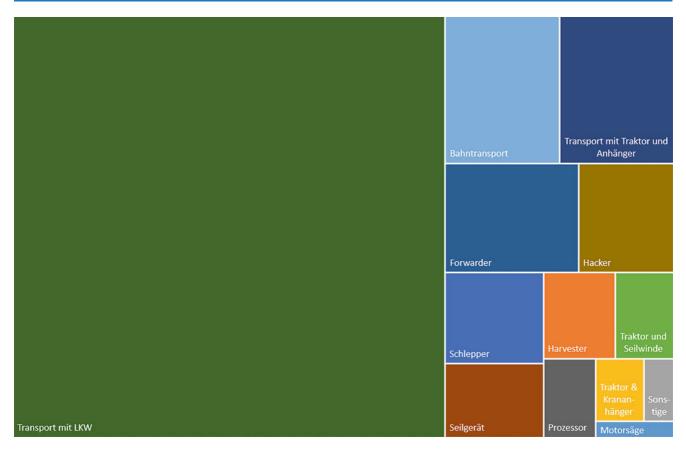


Abb. 2.24 Anteile der Bereitstellungsprozesse am gesamten Treibhauspotenzials für die österreichische Holzproduktion. (Quelle: Kühmaier et al. (2019))

# 2.7 THG-Emissionen aus Landnutzung und Landnutzungsänderung, die durch den österreichischen Konsum im Inund 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<sup>3</sup> auf FAOS-TAT (o. J.), während in den Produktgruppen Schnittholz und Holzplatten 6 Mio. m<sup>3</sup> 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 CO2e läge: Wird eine durchschnittliche Kohlenstoffdichte von 0,2 t C/m<sup>3</sup> Holz (Sägerundholz, Fichte oder Tanne: 0,182, Tropenholz: 0,308; Diestel & Weimar, 2014) und eine daraus resultierende CO<sub>2</sub>-Senkenleistung von 0,73 t/m<sup>3</sup> unterstellt, entsprechen Österreichs Netto-Importe von Holz und Holzwaren einer gespeicherten Menge an CO<sub>2</sub> 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<sub>2</sub>-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<sub>2</sub>e 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<sub>2</sub>e 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<sub>2</sub>e aus, was einem Wert von 1,4t CO<sub>2</sub>e 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<sub>2</sub>e je österreichischer Person und Jahr (Hörtenhuber et al., 2019).

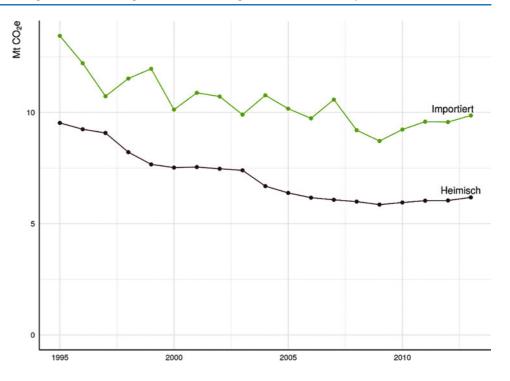
Im Gegensatz dazu finden Frey & Bruckner (2021) für die Periode 1986–2013 eine Abnahme der konsumbasierten

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<sub>2</sub>e/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<sub>2</sub>e 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<sub>2</sub>e) auf Importe aus anderen Teilen Europas zurückzuführen. Asien trug mit 2,8 Mio. t CO<sub>2</sub>e 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<sub>2</sub>e), Kaffee (-0,7 Mio. t CO<sub>2</sub>e) und Rapsöl (-0,5 Mio.t CO<sub>2</sub>e) zurückzuführen. Emissionen aus heimisch produziertem Schweine- und Rindfleisch sanken um 1,1 bzw. 0,8 Mio. t CO<sub>2</sub>e. Gleichzeitig sind jedoch Emissionen aus den Importen von Rind- und Schweinefleisch sowie Geflügel um 0,6 Mio. t CO<sub>2</sub>e gestiegen.

Bezüglich der durch Nahrungsmittel verursachten LU-LUC-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<sub>2</sub>-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





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<sub>2</sub>e), gefolgt von der Sojaproduktion in Brasilien (0,7 Mio. t CO<sub>2</sub>e) und der Palmölproduktion in Indonesien (0,4 Mio. t CO<sub>2</sub>e).

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 %.

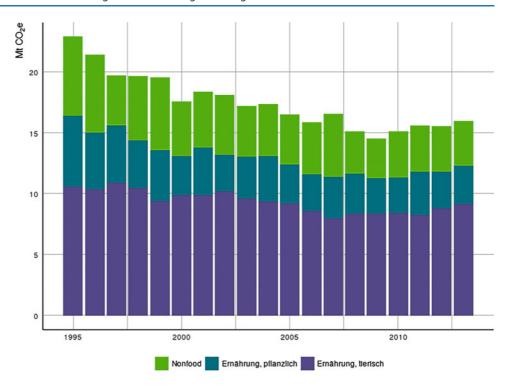
Mehr als 80% jener Emissionen, die als Teil des österreichischen CO<sub>2</sub>-Fußabdrucks aus AFOLU in Österreich entstanden sind, sind laut Frey & Bruckner (2021) alleine Fleisch (3,3 Mio.t CO<sub>2</sub>e) und Milchprodukten (1,7 Mio.t CO<sub>2</sub>e) zuzurechnen (Abb. 2.26). Lediglich 10,6% (0,7 Mio.t CO<sub>2</sub>e) 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  $(1,5 \text{ Mio. t } CO_2e)$ , Kleidung und Textilien  $(0,6 \text{ Mio. t } CO_2e)$  und chemischen Erzeugnissen  $(0,4 \text{ Mio. t } CO_2e)$ .

Jene Produkte mit dem weitaus höchsten Anteil an Österreichs CO<sub>2</sub>-Fußabdruck aus dem Konsum von Agrarprodukten sind Frey & Bruckner (2021) zufolge Rindfleisch (2676 kt CO<sub>2</sub>e/Jahr), Milchprodukte (2.484 kt CO<sub>2</sub>e/Jahr) und Schweinefleisch (2.191 kt CO<sub>2</sub>e/Jahr), gefolgt von Lederprodukten (1.475 kt CO<sub>2</sub>e/Jahr), Kaffee (1.021 kt CO<sub>2</sub>e/Jahr), Textilien (563 kt CO<sub>2</sub>e/Jahr), Weizenprodukten (428 kt CO<sub>2</sub>e/Jahr), tierischen Fetten (415 kt CO<sub>2</sub>e/Jahr) und chemischen Erzeugnissen (396 t CO<sub>2</sub>e/Jahr). Der Fußabdruck je Produktgruppe ergibt sich aus der konsumierten Menge und der CO<sub>2</sub>-Intensität des jeweiligen Produkts.

Entscheidend für die absolute Höhe der Emissionen ist die CO<sub>2</sub>-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<sub>2</sub>-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<sub>2</sub>e-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<sub>2</sub>-Intensität und den Fußabdruck ausgewählter Produktgruppen

Produktgruppe	$CO_2$ -Fußabdruck (kt/Jahr; Frey und Bruckner, 2021)	CO <sub>2</sub> -Intensität (mit Konfidenzintervall) in kg/kg für Österreich
Rindfleisch	2676	20,8 (16,6–25,0) <sup>a</sup> (Leip et al., 2010) 18,38 (Frey & Bruckner, 2021)
Schweinefleisch	2191	4,61 (4,51–5,53) <sup>b</sup> für Schlachtkörper bzw. 8,22 (8,02–9,82) <sup>b</sup> für Muskelfleisch (Hörtenhuber et al., 2020) 6,0 (4,8–7,2) <sup>a</sup> (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) <sup>c</sup> (Hörtenhuber et al., 2010) 1,23 (0,98–1,48) <sup>a</sup> (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) <sup>d</sup> (Clune et al., 2017) 4,25 (Frey & Bruckner, 2021)
Erdäpfel	35	0,18 (0,16–0,26) <sup>d</sup> (Clune et al., 2017) 0,07 (Frey & Bruckner, 2021)
Äpfel	28	0,29 (0,21–0,47) <sup>d</sup> (Clune et al., 2017) 0,06 (Frey & Bruckner, 2021)

<sup>&</sup>lt;sup>a</sup> Werte mit aktualisierten THG-Charakterisierungsfaktoren (IPCC, 2013) (Konfidenzintervall: plus/minus eine Standardabweichung der Monte Carlo Simulation)

<sup>&</sup>lt;sup>b</sup> Unter durchschnittlichen (Konfidenzintervall: kühlen und sehr heißen) Außenluft- bzw. modellierten Stallinnentemperaturen, hochgerechnet je Kilogramm verwerteter Schlachtkörper (Fleisch und Nebenprodukte)

<sup>&</sup>lt;sup>c</sup> Werte mit aktualisierten THG-Charakterisierungsfaktoren (IPCC, 2013), typischer (Mittel-)Wert aus Berechnung mit Verteilung von Produktionssystemen (Konfidenzintervall: höchste und geringste Modell-Produktionssystemergebnisse)

<sup>&</sup>lt;sup>d</sup> Globaler Median (Konfidenzintervall: Quartil 1 und Quartil 3)

Der Einsatz von Futtermitteln in der österreichischen Tierhaltung (3,9 Mio. t CO<sub>2</sub>e in 2013) hat einen großen Anteil am CO<sub>2</sub>-Fußabdruck der Ernährung. Dabei ist besonders hervorzuheben, dass die CO<sub>2</sub>-Intensität des in Österreich verfütterten Sojas, zumeist als Sojaextraktionsschrot, mit durchschnittlich 1,07 kg CO<sub>2</sub>e/kg deutlich höher ist als die des als Futter verwendeten Getreides mit 0,30 kg CO2e bei Mais, 0,33 kg CO<sub>2</sub>e bei Gerste und 0,34 kg CO<sub>2</sub>e 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<sub>2</sub>e 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 Landund 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 landuse 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 green-house 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/loi2.10055
- 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., Lìyin 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. htt-ps://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 productlevel 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<sub>2</sub>O emissions and NO<sup>3-</sup> 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<sub>2</sub>O 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
- 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 sustainab-

- ly 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. Glo-

- bal Environmental Change 48, 226–242. https://doi.org/10.1016/j.gloenycha.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., Henaka-archchi, 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

161

- 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: metaanalysis 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 CA-PRI 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: Ef-

- fects 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.

