



UNIVERSITÄT FÜR BODENKULTUR WIEN

Masterarbeit

Der Einfluss von Klimavariablen und Wasserdynamik auf den Radialzuwachs von *Quercus robur*, *Fraxinus excelsior* und *Fraxinus angustifolia*

verfasst von

Martin STEINKELLNER, BSc

im Rahmen des Masterstudiums

Forstwissenschaften

zur Erlangung des akademischen Grades

Diplom-Ingenieur

Wien, April 2022

Betreut von:

Univ.Prof. Dipl.-FW. Dr. Arne Nothdurft

Institut für Waldwachstum

Department für Wald- und Bodenwissenschaften

Co-Betreuung durch:

Dipl.-Biol. Dr. Silvio Schüler

Institut für Waldbau, Waldwachstum und Genetik

Bundeforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und
Landschaft

Eidesstattliche Erklärung

Ich versichere an Eides statt, dass ich diese Masterarbeit selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet habe. Alle Gedanken, die im Wortlaut oder in grundlegenden Inhalten aus unveröffentlichten Texten oder aus veröffentlichter Literatur übernommen wurden, sind ordnungsgemäß gekennzeichnet, zitiert und mit genauer Quellenangabe versehen.

Die vorliegende Arbeit wurde bisher weder ganz noch teilweise in gleicher oder ähnlicher Form an einer Bildungseinrichtung als Voraussetzung für den Erwerb eines akademischen Grades eingereicht. Sie entspricht vollumfänglich den Leitlinien der Wissenschaftlichen Integrität und den Richtlinien der Guten Wissenschaftlichen Praxis.

Wien, 1.04.2021

Martin Steinkellner (eigenhändig)

Danksagung

Ich möchte mich an dieser Stelle bei meinen Betreuern Prof. Arne Nothdurft und Dr. Silvio Schüler, welche mich stets mit Geduld und fachlicher Expertise bei meiner Diplomarbeit unterstützt haben.

Dank gilt auch an alle Mitarbeiter des Bundesforschungszentrums für Wald, welche mich immer wieder motiviert und bei Problemen beraten haben. Besonders möchte ich mich bei Markus Sallmannshofer, welcher die Bohrkerne unter sommerlichen Strapazen der Auwälder gewonnen und sein umfangreiches Wissen über das Untersuchungsgebiet mit mir geteilt hat. Ebenfalls nicht unerwähnt möchte ich die tatkräftige Unterstützung von Wolfgang Peraus bei meinen Jahrringsmessungen lassen.

Mein größter Dank gilt meinen Eltern Johann und Anna Steinkellner für die Ermöglichung eines sorgenfreien Studiums sowie meiner Freundin Theresa für die allgegenwärtige Unterstützung.

Zusammenfassung

Europas Auwälder verloren im letzten Jahrhundert Flächenanteile dramatischen Ausmaßes und leiden besonders stark an den Folgen von Flussverbauungen bzw. -regulierungen. Mit dem Rückgang der Ausdehnung gehen aber auch ungenutzte Möglichkeiten verloren, die Dynamik sowie die vielseitigen Interaktionseffekte mit Klimaparametern von naturbelassenen Auwaldökosystemen zu untersuchen. Im Zuge dieser Masterarbeit wurden Zusammenhänge zwischen Klimavariablen bzw. dem Wasserstand mit dem Radialzuwachs von drei charakteristischen Baumarten der harten Au (*Quercus robur* L., *Fraxinus excelsior* L., *F. angustifolia* VAHL) analysiert. Hierfür wurden im Biosphärenpark Mur-Drau-Donau Bohrproben gewonnen, deren Jahrringe auf 1/100 mm genau vermessen und in linearen gemischten Modellen (linear mixed models) durch monatliche Mittelwerte für Temperatur, Niederschlag und Wasserstand erklärt. Der Alterseffekt wurde dabei durch den rekonstruierten Brusthöhendurchmesser repräsentiert. Insgesamt konnte ein Beobachtungszeitraum von 1957 bis 2013 abgedeckt werden. Für *Q. robur* ergab sich ein stark positiver Zusammenhang zwischen Radialwachstum und hohen Wasserständen im Mai vor drei Jahren. Im Hinblick auf Wasserstand und Niederschlag ist der Monat Mai entscheidend für das Wachstum von *Q. robur*. Das Radialwachstum von *F. excelsior* reagiert mit starker Reduktion auf heiße Sommertemperaturen und zeigte schwache Zusammenhänge mit den Wasserständen. Im Modell von *F. angustifolia* zeigten sich generell schwache Abhängigkeiten der Jahrringweite von allen beobachteten Umweltvariablen, während sich hohe Konkurrenz maßgeblich negativ auswirkt. Zukünftig könnten steigende Temperaturen, fallende Niederschläge während der Vegetationszeit und generell sinkende Wasserstände zur Verschärfung der baumartenspezifischen Sensitivitäten und somit zu einem verringerten Radialwachstum führen. So könnten *Q. robur* und *F. excelsior* in ihrer Vitalität beeinträchtigt werden, während sich *F. angustifolia* vor allem durch steigende Temperaturen im Auwald des Biosphärenparks Mur-Drau-Donau stärker manifestieren könnte.

Abstract

Europe's riparian forests have lost a dramatic amount of area in the last century and are suffering particularly from the consequences of river engineering and regulation. With the decline in extent, however, unused opportunities are also lost to investigate the dynamics and the versatile interaction effects with climatic variables of natural riparian forest ecosystems. In the course of this Master thesis, relationships between climatic variables and the water level with the radial growth of three characteristic tree species of the hard floodplain (*Quercus robur* L., *Fraxinus excelsior* L., *Fraxinus angustifolia* VAHL) were analysed. Tree rings were measured and analysed in linear mixed models by monthly mean values at temperature, precipitation and water level. The age effect was represented by the reconstructed diameter of the breast height. Overall, an observation period from 1957 to 2013 was covered. For *Q. robur*, there was a strong positive correlation between radial growth and high water levels in May three years ago. With regard to water level and precipitation, the month of May is decisive for the growth of *Q. robur*. The radial growth of *F. excelsior* reacts with strong reduction to hot summer temperatures and showed weak correlations with water levels. The model of *F. angustifolia* generally showed weak dependencies of tree ring width on all observed environmental variables, while high competition had a significant negative effect. In the future, increasing temperatures, lower precipitation during the growing season and generally decreasing water levels could lead to an intensification of the tree species-specific sensitivities and thus reduced radial growth. Hence, *Q. robur* and *F. excelsior* could be impaired in their vitality, while *F. angustifolia* could manifest itself mainly through rising temperatures in the riparian forest of the Mur-Drava-Danube biosphere reserve.

Inhaltsverzeichnis

Eidesstattliche Erklärung.....	I
Danksagung	II
Zusammenfassung.....	III
Abstract	IV
1. Einleitung.....	1
2. Material und Methodik	4
2.1 Interreg REFOCuS	4
2.2 Untersuchungsgebiet	4
2.3 Baumarten.....	6
2.3.1 Waldgesellschaften	6
2.3.2 <i>Quercus robur</i>	8
2.3.3 <i>Fraxinus excelsior</i>	9
2.3.4 <i>Fraxinus angustifolia</i>	10
2.4 Probenahmestrategie.....	12
2.5 Feldaufnahmen.....	13
2.5.1 Winkelzählprobe.....	13
2.5.1.1 Brusthöhendurchmesser	14
2.5.1.2 Distanzmessungen.....	14
2.5.1.3 Konkurrenzstatus.....	14
2.5.2 GPS-Koordinaten	16
2.6 Jahrringdaten.....	16
2.6.1 Jahrringbohrung	16
2.6.2 Jahrringmessung.....	16
2.6.3 Alterseffekt.....	17
2.7 Hydrologische Daten	17
2.7.1 Datenbeschaffung	17
2.7.2 Datenaufbereitung	18
2.7.3 Datenzuordnung.....	19
2.8 Klimadaten (Temperatur, Niederschlag).....	19
2.9 Sonstige Daten.....	20
2.9.1 Distanz zur Flussmündung.....	20
2.9.2 Orthogonalabstand.....	21
2.9.3 Höhendifferenz.....	21
2.9.4 Timelags.....	21
2.9.5 Flussverbauung.....	21
2.10 Linear gemischtes Modell.....	21
2.10.1 Überprüfung der Modellvoraussetzungen.....	22

2.10.1.1	Definition der Vorvariablen	22
2.10.1.2	Vorauswahl der Umweltvariablen	22
2.10.1.3	Modellgüte und Einfluss der Variablen	23
3.	Ergebnisse.....	24
3.1	Klima- und hydrologische Daten	24
3.2	Zuwachsdaten	27
3.3	Modellergebnisse	30
3.3.1	<i>Quercus robur</i>	30
3.3.2	<i>Fraxinus excelsior</i>	35
3.3.3	<i>Fraxinus angustifolia</i>	39
4.	Diskussion.....	45
4.1	Betrachtung der Methodik	45
4.2	Betrachtung der Wachstumsmodelle.....	47
4.2.1	<i>Quercus robur</i>	48
4.2.2	<i>Fraxinus excelsior</i>	52
4.2.3	<i>Fraxinus angustifolia</i>	54
4.3	Abschätzung zukünftiger Entwicklungen	57
4.3.1	Entwicklung der Umweltvariablen	57
4.3.2	Folgen für Baumwachstum.....	58
5.	Conclusio	61
6.	Literaturverzeichnis.....	62
7.	Abbildungsverzeichnis.....	68
8.	Tabellenverzeichnis	70
9.	Anhang.....	71

1. Einleitung

Auwälder sind einzigartige Komplexe, welche zahlreichen Tier- und Pflanzenarten einen Lebensraum bieten. Charakteristisch für diese Waldkomplexe ist die Vegetation, welche in Auwäldern verschiedenste Nischenstandorte auf engstem Raum findet. Die Grundlage für dieses Mosaik an Kleinstandorten stellt die Dynamik der Auwaldprozesse dar (Drescher et al., 2014). Neben klimatischen Einflussfaktoren spielt auch die für jeden Flusslauf spezifische Hydrologie eine maßgebliche Rolle. Dabei wird die permanente Änderung des Flusswasserstandes als essentieller Bestandteil der Auwalddynamik angesehen und kann direkt mit dem Baumwachstum in Verbindung gebracht werden (Gomes Marques et al., 2018; Heklau, Jetschke, Bruelheide, Seidler, & Haider, 2019; Koprowski, Okoński, Gričar, & Puchałka, 2018; Mikac et al., 2018; Netsvetov, Prokopuk, Didukh, & Romenskyy, 2018; Netsvetov et al., 2019; Rieger, Kowarik, Cherubini, & Cierjacks, 2017; Rodríguez-González et al., 2021; Singer et al., 2013; Skiadaresis, Schwarz, & Bauhus, 2019; Trlin, Mikac, Žmegač, & Orešković, 2021). Ein wichtiger Prozess in und entlang von Auwäldern ist die Verfrachtung und Ablagerung von organischen und anorganischen Partikeln, sowie Erde und Mineralen durch angrenzende Fließgewässer. Während höherer Wasserstände können diese hochfertilen Stoffe über den überschwemmten Auboden verteilt und von der Auvegetation erschlossen werden (Gregory, Swanson, McKee, & Cummins, 1991; Osei, Gurnell, & Harvey, 2015). Andererseits stellen hohe Wasserpegel auch einen Stressor für Pflanzen dar, welcher zu Staunässe und mechanischen Schäden führen kann (Glenz, Schlaepfer, Iorgulescu, & Kienast, 2006; Schindler, Jungmann, Donath, & Ludewig, 2020; Tumajer & Tremel, 2016). Die Überflutungstoleranz variiert sowohl zwischen Pflanzenformen als auch zwischen den Auwaldbaumarten. Dabei werden morphologische und physikalische Anpassungen an Überflutung unterschieden (Glenz et al., 2006; Schindler et al., 2020). Morphologische Adaptionen von Bäumen können beispielsweise die Fähigkeit der vermehrten Ausbildung von Aerenchymen, Lentizellen oder Adventivwurzeln sein (Glenz et al., 2006). Als physikalische Anpassung kann beispielweise ein erhöhtes Höhenwachstum von Sämlingen angesehen werden. Dies beruht darauf, dass Keim- und Sämlinge sensibler sind gegenüber Überflutungen als Bäume in späteren Entwicklungsstadien (Schindler et al., 2020).

Aufgrund der hochdynamischen Zusammenhänge in Auwaldökosystemen sind diese Lebensräume sehr vulnerabel gegenüber Änderungen der Umweltbedingungen und externen Einflüssen. Es wird geschätzt, dass 90% der ehemaligen Auwaldflächen im letzten Jahrhundert der Umwandlung in landwirtschaftlichen Nutzungsformen zum Opfer gefallen ist (Klimo, 2008). Wie keine andere Ursache, prägen die Regulierung ganzer Flussläufe und die Unterbrechung der natürlichen Wasserstandsschwankungen durch Wasserkraftwerke die Überreste der europäischen Auwälder (Belletti et al., 2020; Fritts, 2012; Kopeć, Ratajczyk, Wolańska-Kamińska, Walisch, & Kruk, 2014;

Mazza, Becagli, Proietti, & Corona, 2020; Netsvetov et al., 2019; Šmelko & Scheer, 2000; Tumajer & Treml, 2016; Weissbrod & Binder, 2017). Denn hierdurch wird zum einen die Nachlieferung von Sedimenten von flussaufwärts gelegenen Gebieten unterbunden und zum anderen die Fließgeschwindigkeit des Wassers drastisch erhöht. Die Folge ist ein stetiger Eintiefungsprozess der Flusssohle, welcher den Grundwasserpegel graduell sinken lässt. Hierdurch droht angrenzenden Auwaldsystemen der Verlust des Grundwasseranschlusses (Bonacci & Oskoruš, 2008, 2010; Globevnik & Kaligarić, 2005). Weiters wird die Wasserverfügbarkeit für Auwälder durch übermäßige Grundwasserentnahme zusätzlich verringert (Klimo, 2008; Skiadaresis et al., 2019). Dabei machen sich die Einflüsse dieser Maßnahmen schon seit mehreren Dekaden am Zustand des Auwaldes bemerkbar, und mit der Vitalität gehen auch zahlreiche positive Wirkungen dieses Ökosystems verloren. Diese Ökosystemleistungen umfassen unter anderem die Pufferung von Hochwasser als natürliche Retentionsfläche (Leyer, Mosner, & Lehmann, 2012; Sanjou, Okamoto, & Nezu, 2018), die Beibehaltung einer hohen Artendiversität (Schnitzler, Hale, & Alsum, 2005), die Bereitstellung von Erholungsraum (Sikorska, Sikorski, Archiciński, Chormański, & Hopkins, 2019) und die hochproduktive forstwirtschaftliche Nutzungsmöglichkeit (Cartisano et al., 2013).

Angesichts des stetig voranschreitenden Klimawandels (Garssen, Verhoeven, & Soons, 2014; Globevnik & Kaligarić, 2005), der Verbauung ganzer Flusslandschaften (Belletti et al., 2020), der Ausbreitung von nicht-heimischen Baum- und Pflanzenarten (Sikorska et al., 2019) sowie der Einschleppung von Krankheiten (Dukes et al., 2009; Seidl et al., 2018) könnte es zu einem folgenschweren Verlust der Ökosystemleistungen von Auwäldern kommen (Charles & Dukes, 2007; Nilsson & Berggren, 2000; Ramsfield, Bentz, Faccoli, Jactel, & Brockerhoff, 2016; Vilà & Hulme, 2017).

Es ist daher besonders wichtig die Wirkweisen der umgebenden Faktoren auf die Vitalität von Auwäldern zu untersuchen und zu verstehen, um aus dem so gewonnenen Wissen Empfehlungen für die Erhaltung von verbliebenen Auwaldsystemen ableiten zu können (Wösendorfer, 1991). Eine Möglichkeit, die Wirkung der Umweltbedingungen auf den Baumbestand zu erforschen, bietet die Dendroökologie. Im Zuge dieser werden Jahrringe von Bäumen vermessen und zu Chronologien zusammengeführt. Durch den Vergleich dieser Zeitreihen mit jenen von Umweltparametern können Zusammenhänge zwischen der Variation des Radialzuwachses und der Variation von Umweltparametern ermittelt werden (Biondi, 2020; Fritts, 2012).

In den letzten Jahren konnten bereits diverse Abhängigkeiten und Trends für das Wachstum von europäischen Auwalderbaumarten ermittelt werden (Astrade & Bégin, 1997; Gomes Marques et al., 2018; Koprowski et al., 2018; Mikac et al., 2018; Netsvetov et al., 2019; Rieger, Kowarik, Cierjacks, & Pan, 2015; Rodríguez-González et al., 2021; Singer et al., 2013; Skiadaresis et al., 2019; Trlin et al., 2021; Tumajer & Treml, 2016). Es wurde aufgezeigt, dass die Regulierung von Flussläufen (Netsvetov

et al., 2018, 2019), die übermäßige Entnahme von Grundwasser (Skiadaresis et al., 2019) sowie klimatische Veränderungen (Mikac et al., 2018; Tumajer & Treml, 2016) die Abhängigkeit des Radialwachstums von Umweltvariablen beeinflussen. Dabei können die Wuchsreaktionen auf die veränderten Umweltfaktoren auch gebietsweise unterschiedlich sein (Rodríguez-González et al., 2021). Somit sollte die forstliche und naturschutzfachliche Planung von Auwäldern stets auf lokaler Ebene und den hierfür baumartenspezifischen Bedürfnissen erfolgen. Nur so können vitale Auwaldstrukturen und deren Ökosystemleistungen für die Zukunft gewährleistet werden (Mikac et al., 2018; Rieger et al., 2015).

Ziel dieser Arbeit soll es daher sein, die wichtigsten Einflüsse auf das Wachstum von charakteristischen Auwaldbaumarten im Biosphärenpark Mur-Drau-Donau zu bestimmen und deren Größe zu quantifizieren. Hierfür sollen Abhängigkeiten der Baumarten *Quercus robur* L., *Fraxinus excelsior* L. und *Fraxinus angustifolia* VAHL von den Klimavariablen Temperatur und Niederschlag, sowie der Hydrologie (repräsentiert durch den Wasserstand) in monatlicher Auflösung untersucht werden. Weiters sollen für die Umweltvariablen (Temperatur, Niederschlag und Wasserstand) Langzeittrends ermittelt werden, um in Kombination mit den Ergebnissen der Wachstumsmodelle das zukünftige Radialwachstumsvermögen nach Baumart getrennt abgeschätzt werden.

Auf Basis der bestehenden Literatur wird erwartet, dass

- i. die Radialzuwächse von *Q. robur* und *F. angustifolia* am stärksten von Wasserständen im Frühjahr abhängig sind (Mikac et al., 2018).
- ii. der Radialzuwachs von *F. excelsior* am stärksten von Niederschlägen im Frühjahr beeinflusst wird (Heklau et al., 2019).

2. Material und Methodik

2.1 Interreg REFOCuS

Beim Projekt REFOCuS handelt es sich um ein Projekt des EU-INTERREG Donauraumprogramm (Danube Transnational Programme). Ziel dieses Projektes ist es, den Zustand von Auwäldern im entstehenden Biosphärenpark Mur-Drau-Donau und die auf diesen Waldtyp einwirkenden Schadeinflüsse zu bestimmen. Aus den gewonnenen Erkenntnissen werden Waldbau- und Naturschutzkonzepte erarbeitet, welche die Resilienz von Auwäldern erhöhen und so den Fortbestand dieser gefährdeten Waldgesellschaft sichern sollen. Im transnationalen Projekt REFOCuS sind Partner aus Österreich, Slowenien, Ungarn, Kroatien und Serbien beteiligt (Sallmannshofer, Cech, & Lapin, 2019).

2.2 Untersuchungsgebiet

Als Untersuchungsgebiet wurden die Auwaldgebiete des neuentstehenden UNESCO-Biosphärenparks Mur-Drau-Donau definiert, welcher von Mittel- bis Südosteuropa reicht. Das zukünftige Gebiet beinhaltet die Flussläufe Mur, Drau und Donau und wird sich aus vier räumlich zusammenhängenden Biosphärenreservaten der Länder Österreich, Slowenien, Ungarn, Kroatien und Serbien zusammensetzen (Sallmannshofer et al., 2019).

Seitens Österreichs wird der rund 13.000 ha umfassende und im österreichisch-slowenischen Grenzgebiet befindliche Biosphärenpark „Unteres Murtal“ in das länderübergreifende Biosphären-Projekt eingegliedert. Ab der südsteirischen Stadt Spielfeld bis zur Einmündung in die Drau wird die Mur vollständig im neuen Biosphärenpark integriert sein. Die Drau wird ab der slowenischen Stadt Ormož flussabwärts bis zur Einmündung in die Donau in das Schutzgebiet aufgenommen. Entlang der Donau beginnt der Biosphärenpark ca. 20 Kilometer nördlich der ungarischen Stadt Baja und endet bei der serbischen Stadt Plankenburg (vgl. Abb. 1) (Österreichische UNESCO-Kommission e.V. Wien, 2019).

Insgesamt misst das Gebiet des zukünftigen Biosphärenreservats eine Fläche von 930.000 ha und eine Gesamtlänge von 700 Kilometer (Umweltverband WWF Österreich, 2021). Es wurde eine Kernzone auserkoren, wo Auwälder als ökologischer Korridor dienen sollen und in unterschiedlichen Schutzkategorien unter Naturschutz gestellt werden. Im gesamten Biosphärenpark werden rund 27 % (2250 km²) von Wald bedeckt sein, bei alleiniger Betrachtung der Kernzone liegt der Waldanteil sogar bei 61% der Gesamtfläche (Sallmannshofer et al., 2021).

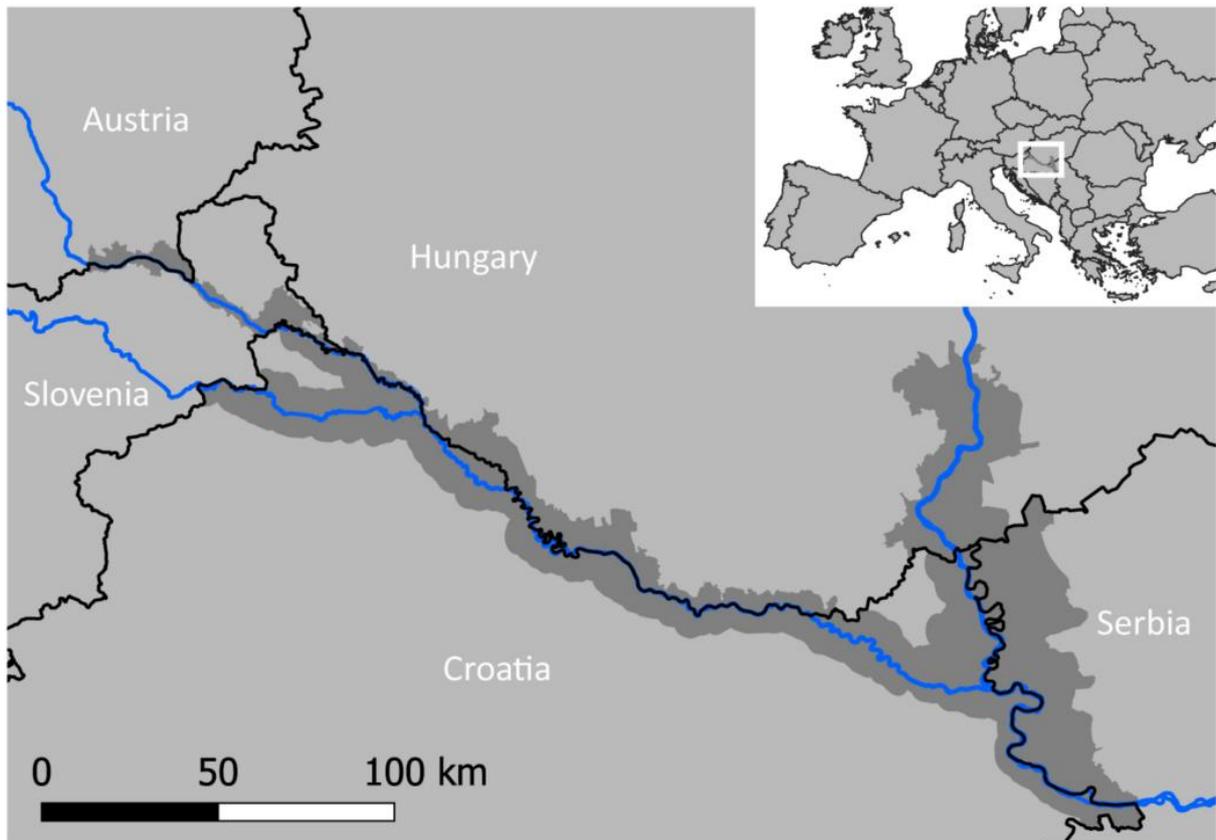


Abb. 1: Geografische Einordnung des Biosphärenparks Mur-Drau-Donau (Sallmannshofer et al., 2021, S.3)

Geologisch zeichnet sich das Gebiet des zukünftigen transnationalen Biosphärenreservats durch besonders fertile Aueböden aus. Dadurch ist der Bereich entlang der Flussläufe auch prädestiniert für die landwirtschaftliche Nutzung und wird in dieser Form intensiv für den Getreideanbau und als Weidefläche genutzt. Andererseits werden weite Teile des Untersuchungsgebiets forstlich bewirtschaftet (Sallmannshofer et al., 2021). Die Flussläufe sind zu in eutrophen Fluvisolen(33%) eingebettet und zumeist von Parabraunerden (14%) bzw. Cambisolen (5%) umgeben. Der häufigste Bodentyp ist der Phaeozem (35%), welcher zu den Humusakkumulationsböden zählt und durch seinen hohen Humusgehalt eine sehr dunkle Färbung aufweist (Sallmannshofer et al., 2021).

Klimatisch erstreckt sich das Untersuchungsgebiet entlang eines Gradienten von illyrischem Klima in der Steiermark und pannonischem Klima in Ungarn, Nordserbien und Kroatien. Daraus ergeben sich auch starke Unterschiede hinsichtlich Temperatur und Niederschlag. Trotz der geringen Distanz reicht die jährliche Durchschnittstemperatur von 9,3° C im Nordwesten des Untersuchungsgebiets bis 11,7° C im Bereich Barcs (Ungarn). Noch extremer zeigen sich die klimatischen Differenzen bei den Jahresdurchschnittswerten des Niederschlags. Im Westen werden bis zu 1000 mm Jahresniederschlag erreicht, während im Nordosten des ungarischen Biosphärenreservats Werte unter 500 mm vorkommen (Sallmannshofer et al., 2021).

2.3 Baumarten

2.3.1 Waldgesellschaften

Im Untersuchungsgebiet sind Auwälder die dominierende Waldgesellschaft. Grundsätzlich unterscheidet man zwischen harter und weicher Au. Diese beiden Ausprägungen des Auwalds sind stark durch die Wasserdynamik bestimmt und von den damit einhergehenden Überflutungsprozessen abhängig. Die Flussläufe und deren Seitenarme werden in der Regel von Schotterbänken und der direkt angrenzenden Weichholzaue begleitet. Mit steigendem Abstand zum Flusspegel wird die weiche von der harten Au abgelöst. Die Zeitspanne zwischen zwei Überflutungsereignissen kontrolliert die Sukzession und stellt folglich den limitierenden Faktor für die Auwaldvegetation dar. Die Überflutungsanfälligkeit kann durch die Höhendifferenz zwischen Auboden und dem mittleren jährlichen Grundwasserspiegel bei Niederwasser definiert werden (Sallmannshofer et al., 2019; vgl. Tab. 1).

Tab. 1: Unterscheidung der Auwaldtypen anhand der Überflutungsintervalle und Abstand zum Grundwasserspiegel (Drescher et al., 2014, angepasst durch Sallmannshofer et al., 2019)

Auwaldtypen	Überflutungsintervalle [Jahre]	Abstand zum mittleren jährlichen Grundwasserspiegel bei Niederwasser [m]
Weiche Au	1 – 5	2,5 - 4
Harte Au	>5	4,2 – 6,7

Drescher et al. (2014) unterteilt die Auwaldvegetationstypen nach der Art der Bodenbildung. Die erste Gruppe von Vegetationstypen wächst auf Aggregationsflächen mit groben Sedimentablagerungen entlang von aktiven Flussarmen. Hier ist die Hartholzaue durch trockene Hainbuchenwälder charakterisiert. Die weiche Au präsentiert sich mit steigendem Sukzessionsfortschritt durch Silberweiden-Schwarzpappelwälder, Weißpappelwäldern und Ulmen-Eichenwäldern (vgl. Tab. 2).

Tab. 2: Historische Auwaldvegetationstypen und Schlüsselarten bei Aggradations- und Sedimentationsabfolgen. Fett gedruckt = dominant. Unterstrichen = Unterscheidende Baumarten (Drescher et al., 2014; angepasst durch Sallmannshofer et al., 2019)

Auwaldtyp	Auwald-Vegetationstypen	Schlüsselarten	Sukzessionsphase
Hartholz	<u>Trockene Hainbuchenwälder</u>	<i>Ulmus minor</i> , <i>Acer campestre</i> , <i>Populus alba</i> , <i>Quercus robur</i> , <i>Carpinus betulus</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> / <i>F. angustifolia</i> , <u><i>Tilia cordata</i></u> , <i>Acer pseudoplatanoides</i>	Reifephase
Weichholz	<u>Ulmen-Eichenwälder</u>	<i>Populus nigra</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Acer campestre</i> , <u><i>Alnus incana</i></u> , <i>Quercus robur</i>	Etablierungsphase
	Silberpappelwälder	<i>Populus alba</i> , <i>Populus nigra</i> , <i>Alnus incana</i> , <i>Ulmus minor</i> , <u><i>U. laevis</i></u> , <u><i>Salix alba</i></u>	Spätsukzessionale Waldphase
	Silberweiden-Schwarzpappelwälder	<i>Salix alba</i> , <i>Populus nigra</i> , <i>Alnus incana</i> , <u><i>Ulmus laevis</i></u>	Frühsukzessionale Waldphase
	Purpurweiden-Buschland	<i>Salix purpurea</i> , <i>Myricaria germanica</i> , <i>Alnus incana</i> , <i>Salix eleagnos</i>	Strauchphase
	Pioniervegetation	<i>Agrostis alba</i> , <i>Phalaris arundinacea</i> , <i>Calamagrostis pseudophramites</i> , <i>Euphorbia gerardiana</i> , <i>Melilotus albus</i> , <i>Hieracium piloselloides</i> , <i>Myricaria germanica</i> (auf Schotter bzw. Sand), <i>Typha minima</i> , <i>Persicaria hydropipe</i> , <i>P. lapathifolia</i> , <i>P. mitis</i> , <i>Bidens tripartite</i> , <i>Limosella aquatic</i> , <i>Chenopodium glaucum</i> (auf Schluff und Feinsand)	Pionierphase
	Schotter- und Sandbänke ohne jeglicher Vegetation	<i>Nacktes Sediment mit geschichteten Sand- und Kieshorizonten</i>	Initialphase

Die zweite Gruppe von Vegetationstypen etabliert sich auf Flächen entlang von abgeschnittenen Seitenärmen, welche durch Verschlammungs- und Verlandungsprozessen charakterisiert sind. Hier finden sich feinkörnige Sedimente, welche von den aktiven Flussärmen stammen, sowie Feuchtbiotope mit stehendem Wasser. Auf dem zumeist nassen Untergrund bilden sich in der weichen Au Silberweiden- und Silberpappelwälder bzw. Silberpappel-Ulmenwälder. Mit steigender

Distanz sowohl in vertikaler, als auch horizontaler Richtung etabliert sich die Hainbuchen-dominierte Hartholzau (vgl. Tab. 3).

Tab. 3: Historische Auwaldvegetationstypen und Schlüsselarten bei organischer und mineralischer Verschlammungsabfolgen. Fett gedruckt = dominant. Unterstrichen = Unterscheidende Baumarten (Drescher et al., 2014; angepasst durch Sallmannshofer et al., 2019)

Auwaldtyp	Auwald-Vegetationstypen	Schlüsselarten (dominant = fett)	Sukzessionsphase
Hartholz	Feuchte Hainbuchenwälder	<i>Ulmus minor</i>, <i>Acer campestre</i> , <i>Populus alba</i> , <i>Quercus robur</i> , <i>Carpinus betulus</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>F. angustifolia</i> , <i>Q. robur</i>	Reifephase
Weichholz	<u>Feuchte Weißpappel-Ulmenwälder</u>	<i>Populus alba</i>, <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <u><i>Viburnum opulus</i></u>	Etablierungsphase
	<u>Nasse</u> Weißpappelwälder	<i>Populus alba</i>	Spätsukzessionale Waldphase
	<u>Nasse</u> Weißpappelwälder	<i>Salix alba</i>	Frühsukzessionale Waldphase
	Schilfgras	<u><i>Phragmites australis</i></u> , <u><i>Schoenoplectus lacustris</i></u> , <u><i>Carex elata</i></u> , <u><i>Glyceria maxima</i></u>	Pionierphase
	Verschiedene Arten von Flachwasserbewohnern	<i>Nuphar lutea</i>, <i>Stratiotes aloidis</i> , <i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	Initialphase

Im Zuge dieser Arbeit fokussieren sich die Analysen auf die harte Au bzw. den für diesen Auwaldtypen charakteristischen Baumarten *Q. robur*, *F. angustifolia* und *F. excelsior*. Diese werden im Folgenden kurz beschrieben.

2.3.2 *Quercus robur*

Die Stieleiche ist ein sommergrüner Laubbaum, welcher ein Alter von bis zu 800 Jahren erreichen kann. Auf guten Standorten erreicht sie Wuchshöhen von 40 Meter und einen Brusthöhendurchmesser von bis zu 2,6 m. *Q. robur* zählt zu den am häufigsten vorkommenden Baumarten in Mitteleuropa und weist eine weite klimatische Amplitude auf. So kommt diese Baumart in annähernd ganz Europa vor, wobei der Verbreitungsschwerpunkt in Mittel- und im gemäßigten Kontinentaleuropa liegt. Die nördlichste Erstreckung findet sich in Südsandinavien und im Osten können Stieleichen bis zum Ural vorkommen. Im Süden reicht diese Baumart bis Süditalien, Südfrankreich, Nordspanien und Zentralportugal. Hinsichtlich ihrer vertikalen Verbreitung besiedelt *Q. robur* Tieflagen nahe der unteren Baumgrenze und gedeiht bis in Seehöhen von 1100 m.

Wie zuvor schon beschrieben, benötigt die Stieleiche keine speziellen Klimate für ihr Wachstum. So kommt sie sowohl in ozeanisch geprägten als auch in kontinentalen Klimaten mit warmen Sommern

gut zurecht. Grundsätzlich wächst die Stieleiche auf kalkreichen Böden. Jedoch stellen auch silikatischer Untergrund und die Nährstoff- und Basenversorgung keinen limitierenden Faktor für ihr Gedeihen dar. Zu beachten gilt, dass *Q. robur* einen hohen Lichtbedarf aufweist, weshalb diese zumeist konkurrenzschwächer als die ebenfalls heimische Rotbuche (*Fagus sylvatica*) ist. Dies ist auch der Grund, weshalb die Stieleiche von Natur aus zumeist auf Extremstandorten zu finden ist. Zum einen sind dies trockene, nährstoffarme Böden, wo die Stieleiche bestandesbildend die Waldgesellschaft des Eichen-Hainbuchenwald dominiert. Das andere Extrem stellen feuchte bis staunasse Lehm- und Tonböden mit hoher Nährstoffversorgung dar, welche vor allem in Auwäldern entlang von größeren Flüssen vorherrschen. Im Auwald toleriert die Stieleiche auch längere Überflutungsphasen von bis zu 100 Tagen und ist mit Ulmen, Pappeln und Eschen vergesellschaftet (Aas, 2014).

2.3.3 *Fraxinus excelsior*

Die gemeine Esche ist ein sommergrüner Laubbaum, welcher ein Alter bis zu 300 Jahre erreicht. Wuchshöhen von 40 m und Stammdurchmesser von bis zu 2 m sind auf guten Standorten möglich (Häne, 2001; Roloff & Pietzarka, 2014). Ebenso wie die Stieleiche, weist *F. excelsior* ein sehr großes natürliches Verbreitungsgebiet auf. Dieses reicht im Nordwesten bis Schottland und wird durch die 12° C-Isotherme für August und September begrenzt. Die östliche Begrenzung stellt das Steppenklima mit den sehr heißen Sommern dar, weshalb die Verbreitungslinie bis zur Krim-Halbinsel und dem Kaukasus reicht. Im Süden werden die Balkanhalbinsel bis Nordgriechenland sowie die Apenninhalbinsel und Nord-Kalabrien auf der Pyrenäenhalbinsel besiedelt. Die gemeine Esche ist dabei in der Ebene bis in Höhenlagen von 1800 m Seehöhe vorzufinden (Roloff & Pietzarka, 2014).

Hinsichtlich ihrer ökologischen Ansprüche ist allem voran das ausgeprägte Anpassungsvermögen bezüglich der Wasserversorgung des Standorts zu nennen. So findet sich *F. excelsior* zum einen auf seichtgründigen Kalkstandorten mit kurzfristigen Trockenphasen zurecht, wie dies beispielsweise auf Kuppenlagen der Fall ist. Andererseits entwickelt sie in Auwäldern besondere Konkurrenzstärke gegenüber anderen schattenertragenden Baumarten, wie zum Beispiel *Fagus sylvatica*. Bei letzterem Standort spielt vor allem die Wasserversorgung eine wichtige Rolle für optimale Wuchsbedingungen, gilt die gemeine Esche doch als eine jener Baumarten mit der höchsten Transpirationsrate in Europa (Roloff & Pietzarka, 2014). Im Wurzelraum verträgt sie zügiges Wasser, jedoch meidet die gemeine Esche staunasse Böden (Knorr, 1987). Weiters sind Böden mit niedrigem PH-Wert ein Ausschlusskriterium für diese Baumart (Roloff & Pietzarka, 2014).

Ideales Wachstum stellt sich auf profunden, gut wasserversorgten und drainierten Böden mit hoher Basensättigung ein (Häne, 2001; Roloff & Pietzarka, 2014), wird hier aber von konkurrenzstärkeren

Baumarten (Rotbuche) verdrängt. Als Sämling zeigt sich *F. excelsior* als ausgesprochen schattentolerant, mit fortschreitendem Alter wird der Baum aber graduell lichtbedürftiger. Im adulten Zustand benötigt diese Baumart daher einen freien Kronenraum, um optimale Wuchsbedingungen vorzufinden. Obwohl die gemeine Esche grundsätzlich auf einem breiten Standortsspektrum vorkommt, zeigt sich, auch nach gesättigter Wasserpeicherkapazität außerhalb der Vegetationsperiode, ein essentieller Bedarf an Niederschlag in den Monaten Mai und Juni (Roloff & Pietzarka, 2014).

Im Hinblick auf ihre Überflutungstoleranz agiert die gemeine Esche abhängig vom Standort. So nimmt die Überflutungstoleranz mit sinkender Fließgeschwindigkeit und den damit einhergehenden anaeroben Bedingungen im Boden ab (Späth, 1988). Grundsätzlich ist die Überflutungstoleranz aber als sehr hoch einzustufen (Weißbrod, Binder, Aas, & Mosandl, 2014).

Häufig bildet *F. excelsior* Waldverbände mit der Sommerlinde (*Tilia platyphyllos*), Bergulme (*Ulmus glabra*), Spitz- (*Acer platanoides*) und Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*). Die gemeine Esche ist auch essentieller Teil der Hartholzau, wo sie in artenreichen Beständen gemeinsam mit der Stieleiche, Feldulme (*Ulmus laevis*) und Bergahorn vergesellschaftet ist (Oberdorfer, 1992).

Neben dem generellen Rückgang von Auwaldflächen (Klimo, 2008) stellt allem voran das Eschentriebsterben (Erreger: *Hymenoscyphus fraxineus*) ein starkes Gefährdungspotenzial für *F. excelsior* dar. Dieser aus Ostasien stammende Schlauchpilz befällt Individuen der gemeinen Esche jeglicher Altersklasse, indem er über die Blätter in die Triebe eindringt und die dort liegenden Leitungsgefäße des Baumes verstopft. Dadurch kommt es zu Welkeerscheinungen oberhalb der Infektionsstelle bzw. zur Nekrosenbildung an den betroffenen Stammbereichen. Dies führt zu Vitalitätsverlust und Anfälligkeit für andere Schaderreger, wie z. B. dem Hallimasch-Pilz (*Armillaria* spp.), welche häufig zum Absterben des Baumes führen. Aktuell sind noch keine direkten Bekämpfungsmethoden gegen das Eschentriebsterben vorhanden, weswegen von einem drastischen Rückgang der Bestände von *F. excelsior* auszugehen ist (Rigling et al., 2016).

2.3.4 *Fraxinus angustifolia*

Die Schmalblättrige Esche ist vor allem in ihrer Jugend eine sehr raschwüchsige Baumart. Unter idealen Wuchsbedingungen erreicht sie Baumhöhen von bis zu 45 m und Brusthöhendurchmesser bis 2 m. Der laufende Volumenzuwachs kulminiert jedoch schon im Alter von 30 bis 40 Jahren. Selten werden Individuen von *F. angustifolia* älter als 170 Jahre. *F. angustifolia* bevorzugt Tieflagen, kann aber auch in höheren Gebieten bis 800 m vorkommen (in Algerien bis zu 2000 m) (Raddi, 2014).

Das natürliche Verbreitungsgebiet der Schmalblättrigen Esche erstreckt sich über beinahe den gesamten Mittelmeerraum. So ist diese Baumart sowohl in Nordafrika (Marokko, Algerien und Tunesien), als auch in Portugal, Spanien und Südfrankreich zu finden. In weiterer Folge führen die Vorkommen von *F. angustifolia* über Italien, Slowenien, Österreich, Ungarn, der Balkanhalbinsel bis zur Halbinsel Krim. Weiters besiedelt die Schmalblättrige Esche die gesamte Küste des Schwarzen Meeres bis zum Kaukasus. Von dort aus erstrecken sich Vorkommen von *F. angustifolia* entlang der gesamten türkischen Küstenlinie (Schwarzes Meer und Mittelmeer) bis nach Zypern. Vereinzelte Bestände finden sich auch noch in Armenien, Iran und in Ägypten (Raddi, 2014).

Die nördliche Verbreitungsgrenze der Schmalblättrigen Esche ist nicht klar definiert und verschwimmt mit dem Vorkommen von *F. excelsior*. Diese beiden Eschenarten sind sehr eng miteinander verwandt und bilden auch Hybride (*Fraxinus x intermedia*) in Gebieten gemeinsamen Vorkommens (Mittel- und Südosteuropa) (Raddi, 2014).

An den Boden setzt diese Baumart keine besonderen Ansprüche. Sie wächst sowohl auf kalkhaltigen als auch tonreichen Böden und verträgt dabei Bodenversauerungen besser als die gemeine Esche. Auch ist *F. angustifolia* toleranter hinsichtlich trockener Böden. Für optimale Wuchsbedingungen sollte der Boden durch hoch anstehendem Ton oder tiefliegende Tonhorizonten charakterisiert sein. Weiters fördern ein PH-Wert im neutralen bis basischen Bereich und ein hoher Kaliumgehalt das Wachstum der Schmalblättrigen Esche. Das klassische Habitat von *F. angustifolia* stellen Auböden entlang von Gewässern dar, seltener kommt die Baumart in Sumpfgebieten vor (Raddi, 2014).

Klimatisch ist die schmalblättrige Esche dem mediterranen bis sub-ozeanischen Klima zuzuordnen, wobei das Wuchsoptimum in humiden Klimaten liegt. Der jährliche Niederschlag sollte zwischen 400 und 800 mm betragen. In ihrem Verbreitungsgebiet reichen die Jahresniederschläge von 500 bis 2000 mm und die Jahresmitteltemperatur von 10 bis 23°C. *F. angustifolia* zählt zu den wärmeliebenden Baumarten, so treten in kühleren Klimazonen häufig Spätfrostschäden auf, welche zu verstärkter Zwieselbildung führt. Temperaturen unter -10°C bedeuten für diese Baumart meist hohe Mortalitätsraten (Raddi, 2014).

Hinsichtlich ihrem Lichtbedarf entwickelt sich die Schmalblättrige Esche von einer Halbschattenbaumart in der Jugend zu einer ausgesprochenen Lichtbaumart im adulten Zustand (Raddi, 2014).

In Zentraleuropa ist die Schmalblättrige Esche mit Schwarzerle (*Alnus glutinosa*), Ulmen, Weiß- und Schwarzpappel (*Populus alba*, *P. nigra*), aber auch mit der Stieleiche, Hainbuche und Feldahorn vergesellschaftet (Raddi, 2014).

Ebenso wie die nahverwandte gemeine Esche ist *F. angustifolia* höchst anfällig gegenüber dem Eschentriebsterben und ist folglich genauso mit Vitalitätsverlust und hoher Mortalität auf Bestandesebene konfrontiert (Heinze, Tiefenbacher, Litschauer, & Kirisits, 2017).

2.4 Probenahmestrategie

Im Jahr 2018 erfolgten die Vegetationsaufnahmen für das REFOCuS Projekt im Untersuchungsgebiet. Die regionale Anordnung von Transekten über das Untersuchungsgebiet wurde aufgrund von Landesgrenzen und dem Vorhandensein von ausreichend großen Auwaldbeständen definiert. Ein Transekt musste direkt an einem Flusslauf angrenzen und bei orthogonaler Anlage mindestens 300 m durch geschlossenem Auwald führen. Das Ende eines Transekts ergab sich entweder durch Erreichen eines Waldrandes oder nach Zurücklegen einer Transektlänge von 600 Metern. Dabei verläuft die Transektachse mindestens 20 Meter von einem Bestandesrand entfernt. Entlang der so definierten Transekte wurden Stichprobenpunkte in regelmäßigen Abständen eingerichtet. Der erste Stichprobenpunkt weist immer einen Abstand von 37,5 m zum Gewässer auf und alle darauffolgenden Probepunkte wurden in einem 75 Meter Abstand angelegt (vgl. Abb. 2).

Die Transekte wurden also nicht über das Untersuchungsgebiet gleichverteilt platziert, sondern solange verschoben, bis die vordefinierten Kriterien zutrafen. Im gesamten Untersuchungsgebiet wurden 48 Transekte mit insgesamt 347 Transekten angelegt (siehe Tab. 4).

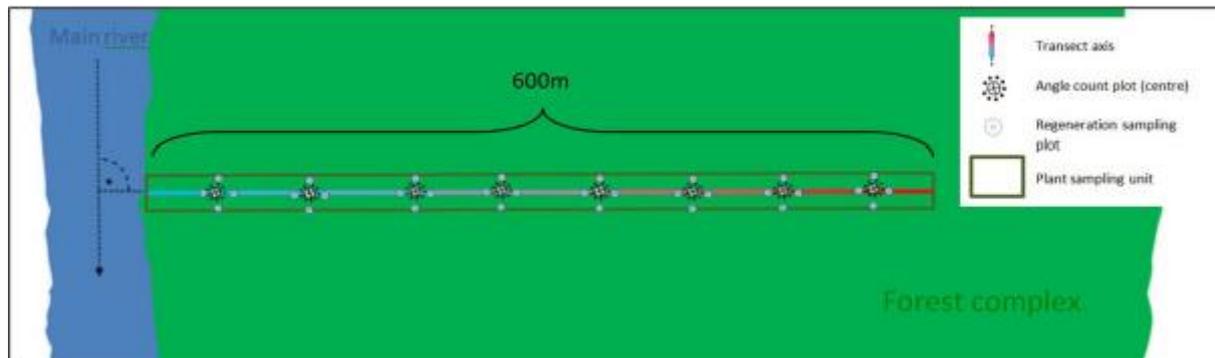


Abb. 2: Beispiel für Anordnung eines flussnahen Transekts und dessen Stichprobenpunkte

Tab. 4: Anzahl an Transekten und Stichprobenpunkten je Land sowie jeweilige Gesamtanzahl für das Untersuchungsgebiet.

Land	Anzahl Transekte	Anzahl Stichprobenpunkte
Österreich	7	48
Slowenien	6	48
Ungarn	11	81
Kroatien	14	94
Serbien	10	76
Summe	48	347

2.5 Felddata

Im Zuge der Felddata des REFOCUS-Projekts wurde eine Vielzahl an Variablen erhoben. Da für diese Masterarbeit nur ein Bruchteil der aufgenommenen Parameter von Relevanz ist, wird im Folgenden nur auf jene Teile der Felddata eingegangen, welche die essentiellen Variablen berücksichtigten.

2.5.1 Winkelzählprobe

Auf jedem Stichprobenpunkt wurde eine Winkelzählprobe mit der Zählbreite 4 durchgeführt. Dabei musste der Stichprobenmittelpunkt mindestens 25 Meter von Waldrändern entfernt sein. Um keinen Verzerrungseffekt durch Bestandesgrenzen (=Übergangsbereich zwischen zwei unterschiedlichen Waldbeständen) zu erhalten, wurde ein Mindestabstand der Stichprobenmittelpunkte zum Bestandesrand von mindestens 15 m definiert. Die Kluppschwelle für relevante Bäume betrug 5 cm und die Auswahl der Stichprobenbäume erfolgte mittels Bitterlich-Relaskop. Wenn sich ein Baum im Grenzbereich befand, wurde mittels der Basal Area Function (BAF) des Vertex IV der Marke Haglöf eine Grenzstammkontrolle durchgeführt. Die BAF gibt für eine gemessene Distanz, zwischen Probekreismittelpunkt und Vertikalachse des Baumes, einen Mindestdurchmesser an, welche ein Baum jedenfalls aufweisen muss, um in den Aufnahmen erfasst zu werden (vgl. Abb. 3).

$$R [m] = \frac{BHD [cm]}{2 * \sqrt{k}}$$

$$D [m] \leq R[m]$$

R ... Grenzkreisradius in m

BHD [cm] ... Brusthöhendurchmesser in cm

k ... Zählbreite

D ... Distanz der Stammachse zum Stichprobenmittelpunkt in m

Abb. 3: Formel für die Grenzstammkontrolle eines Probebaumes

2.5.1.1 Brusthöhendurchmesser

Der Brusthöhendurchmesser wurde mittels Messkluppe in 1,3 m Höhe in Richtung Probekreismitelpunkt gemessen. Falls der Durchmesser eines Baumes mit der Messkluppe nicht mehr erfassbar war, wurde er mittels Durchmessermaßband erhoben.

2.5.1.2 Distanzmessungen

Distanzen wurden mit einem Leica DISTO Distanzmessungslaser gemessen. Falls dies aufgrund von dichtem Bewuchs nicht möglich war, wurde ein Vertex IV oder ein 20 Meter Maßband für die Distanzmessung verwendet.

2.5.1.3 Konkurrenzstatus

Um die Konkurrenz innerhalb eines Waldbestandes einzuteilen, wurden die erhobenen Bäumen gemäß den Kraft'schen Stammklassen nach ihrer sozialen Stellung eingeteilt. Die Klassen „Herrschend“ und „gering mitherrschend“ wurden für die einfachere Ansprache im Feld zu einer Klasse zusammengefasst (siehe Tab. 5 und Abb. 4). In ungleichaltrigen Beständen wurden Bäume mit Individuen derselben Schicht verglichen.

Tab. 5: Klassifikation der sozialen Stellung nach den Kraft'schen Stammklassen (angepasst aus Pretzsch, 2019, S. 64)

Stammklasse	Soziale Stellung	Definition
1	Vorherrschend	Vorherrschende Stämme mit ausnahmslos kräftig entwickelten Kronen.
2	Herrschend/ gering mitherrschend	Herrschende bis gering mitherrschende Stämme, welche i. d. R. den Hauptbestand bilden und eine gut entwickelte bis leicht eingeeengte Krone aufweisen. Kronen sind jedenfalls normal geformt, können aber schon beginnende Degeneration aufweisen (z. B. mit etwas trockenspitzigen Kronenrändern, bei der Eiche auch oft mit den Anfängen eines knickigen Wuchses der Kronenzweige).
3	Beherrscht	Die Kronen beherrschter Stämme sind meist mehr oder weniger verkümmert, entweder von allen Seiten, oder nur von zwei Seiten zusammengedrückt oder einseitig (fahnenförmig) entwickelt. Bei der Eiche mit sehr knickigem Zweigwuchs. Es handelt sich hier um zwischenständige, im Wesentlichen schirmfreie, meist eingeklemmte oder teilweise unterständige Kronen. Der obere Teil der Krone frei, der untere Teil überschirmt, oder in Folge von Überschirmung abgestorben.
4	Unterdrückt	Ganz unterständige Stämme mit lebensfähigen (nur bei Schattenholzarten), absterbenden oder abgestorbenen Kronen.

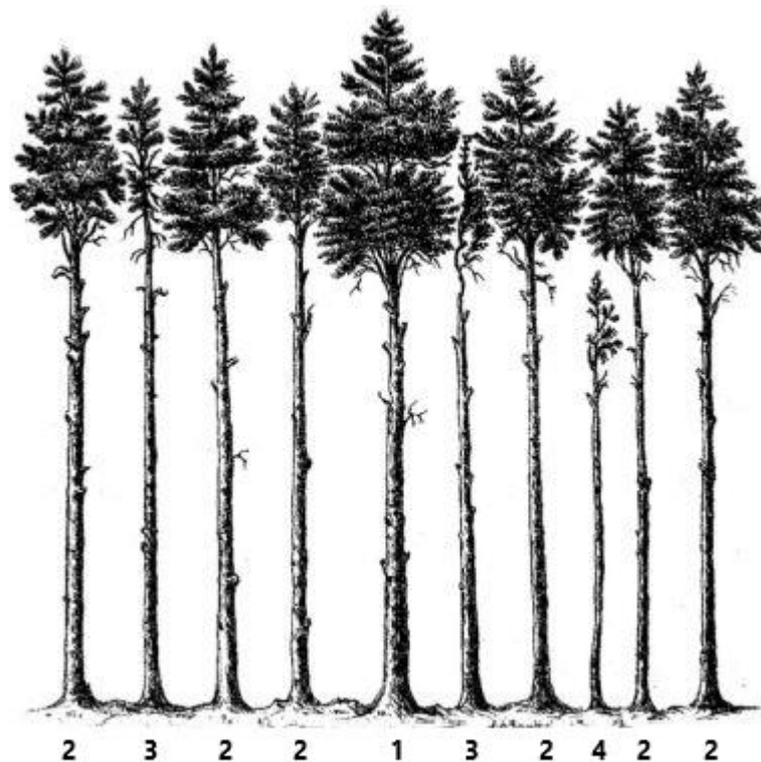


Abb. 4: Darstellung der Kraft'schen Stammklassen (angepasst nach Pretzsch, 2019, S. 64)

2.5.2 GPS-Koordinaten

Für jeden Stichprobenpunkt wurden die GPS-Koordinaten in Dezimalgrad mittels eines GARMIN GPS-Geräts erhoben. Die Benennung der Stichprobenpunkte erfolgte systematisch gemäß folgender Codierung:

Länderkürzel (2 Buchstaben) + Transektnummer + AC (=Angle count) + Plotnummer (in 2 Ziffern)

Beispiel: AT01AC04 (= Österreich, 1. Transekt, 4. Stichprobenpunkt)

2.6 Jahrringdaten

2.6.1 Jahrringbohrung

Für jeden Aufnahmeplot wurde je Baumart der Kreisflächenzentralstamm als repräsentativer Baum ausgewählt und mittels Zuwachsbohrers beprobt. Die Auswahl des Repräsentanten je Baumart erfolgte durch abwechselndes Streichen der nach sinkenden BHD geordneten Probestämme, wobei mit dem Streichen beim schwächsten BHD begonnen wurde. Beispiel: 4 Bäume einer Baumart à 44, 42, 41 und 39 cm BHD: Begonnen wird mit dem Streichen bei jenem Baum mit 39 cm, gefolgt von jenen mit 44 und 41 cm BHD. In diesem Fall wäre der Baum mit 42 cm BHD zu bohren.

Der Bohrer wurde jeweils in der Flucht der Verbindungslinie Probekreiszentrum - Probebaum angesetzt, wobei die durchführende Person mit dem Rücken zum Probekreiszentrum stand. Gebohrt wurde in einer Stammhöhe von 1,3 m in radialer Richtung. Aufgrund von zeitlichen Einschränkungen wurde je Baum nur ein Bohrkern gewonnen.

Sofern ein gebohrter Baum Kernfäule aufwies, wurde der zuletzt gestrichene Baum als repräsentativer Baum auserkoren. Im Falle des zuvorigen Beispiels: Baum mit 42 cm ist faul. Jener Probebaum mit 41 cm BHD wurde zuletzt gestrichen und wird für die Jahrringbohrung als Alternative ausgewählt.

2.6.2 Jahrringmessung

Die Vermessung der Jahrringweiten erfolgten im Frühjahr 2020. Für die Messungen der Jahrringweiten wurden die gewonnenen Bohrkern zuvor für mindestens 10 Minuten in Wasser eingeweicht. Dies erhöhte den Kontrast, wodurch die Übergänge zwischen Früh- und Spätholz besser ersichtlich waren. Anschließend erfolgte am Bohrkern ein Längsschnitt mittels Mikrotom, wodurch sich eine glatte, saubere Oberfläche für den folgenden Messvorgang ergab. In weiterer Folge wurden die Bohrkern jeweils in ein Digitalpositionimeter des Herstellers L. Kutschenreiter eingespannt und die Jahrringweiten in hundertstel Millimeter genau gemessen. Die Erfassung der Jahrringweiten sowie das Zusammenfügen zu einer Chronologie bzw. deren Datierung erfolgte durch das Programm TSAP-Win™ (Rinntech-Metriwerk GmbH & Co. KG, 2021).

2.6.3 Alterseffekt

Für die weitere Analyse der Jahrringdaten wurde das Statistikprogramm R verwendet (RStudio Team, 2021). Ein Detrending-Versuch mittels der Spline-Methode des R-Pakets „dplr“ führte zu einem starken Verlust an Variation der Daten. Deshalb wurde vom klassischen Detrending-Ansatz abgesehen und mit den Radialzuwächsen in 1/100 mm fortgefahren. Hier ist jedoch der Alterseffekt, welcher bei Bäumen mit fortschreitendem Alter zu einem abfallenden Radialzuwachs führt, noch nicht berücksichtigt. Das tatsächliche Alter des jeweiligen Baumindividuums konnte nicht bestimmt werden, da zum einen keine Altersangaben über die untersuchten Bestände vorhanden waren. Zum anderen stellte sich die Jahrringszählung als keine geeignete Methode für die Alterserhebung dar, weil die Jahrringsverläufe nur selten in konzentrischer Form vorlagen und somit die meist dezentral liegende Stammmitte häufig verfehlt wurde. Als Referenz für den Alterseffekt bzw. als Proxy für das Alter wurde daher der BHD in 1/100 mm für jedes Messjahr rekonstruiert. Hierfür wurde jeweils die kumulative Summe der Durchmesserzuwächse vom gemessenen BHD aus dem Jahr 2018 subtrahiert:

$$BHD_{rek_{n-i}} = BHD * 1000 - (rw_n + rw_{n-1} + \dots + rw_{n-i}) * 2$$

$BHD_{rek_{n-i}}$... rekonstruierter Brusthöhendurchmesser im Jahr n-i in 1/100 mm

BHD ... gemessener Brusthöhendurchmesser in cm aus der Winkelzählprobe

rw ... Radialzuwachs im Messjahr in 1/100 mm

n ... Höchstes Messjahr

i ... Anzahl der Jahrringe eines Baumes

2.7 Hydrologische Daten

2.7.1 Datenbeschaffung

Die Beschaffung von geeigneten hydrologischen Daten gestaltete sich schwierig, da für das Untersuchungsgebiet kaum Gitternetzdaten mit zufriedenstellender Messstationsdichte vorhanden waren. Aufgrund dieser schlechten Datenlage, wurde von Gitternetzdaten abgesehen und stattdessen die hydrologischen Dienste bzw. Interreg-Projektpartner der jeweiligen Länder direkt konsultiert (vgl. Anhang A).

Da für diese Masterarbeit ein Beobachtungszeitraum von mindestens 40 Jahren analysiert werden sollte, wurden nur jene Messstationen ausgewählt, welche über eine entsprechend lange Messreihe verfügten. Messlücken stellten hierbei kein primäres Ausschlusskriterium dar, sofern diese nicht mehr als 10 Jahre ausmachten.

Ergebnis dieser Datenerhebung waren monatsweise Wasserstandsdaten in cm für Mur, Drau und Donau, welche durch 7 Messtationen aus 5 Ländern abgedeckt wurden (vgl. Tab. 6 und Abb.).

Tab. 6: Koordinaten, Gewässerbezeichnung, Zeithorizont & Nationalität der hydrologischen Messtationen.

Stationsname	Koordinaten		Flusslauf	Zeithorizont		Land
	Lat.	Long.				
Donji Miholjac	45.76625	18.16750	Drau	Jan 1946	Dez 2019	Kroatien
Borl	46.37100	15.99620	Drau	Jan 1950	Dez 2018	Slowenien
Mohács	46.00272	18.68561	Donau	Jan 1950	Apr 2020	Ungarn
Bezdan	45.84984	18.85944	Donau	Jan 1950	Dez 2018	Serbien
Bogojevo	45.52960	19.07999	Donau	Jan 1950	Dez 2018	Serbien
Spielberg	46.71060	15.63560	Mur	Jan 1976	Dez 2017	Österreich
Gornja Radgona	46.68110	15.99560	Mur	Jan 1946	Dez 2018	Slowenien

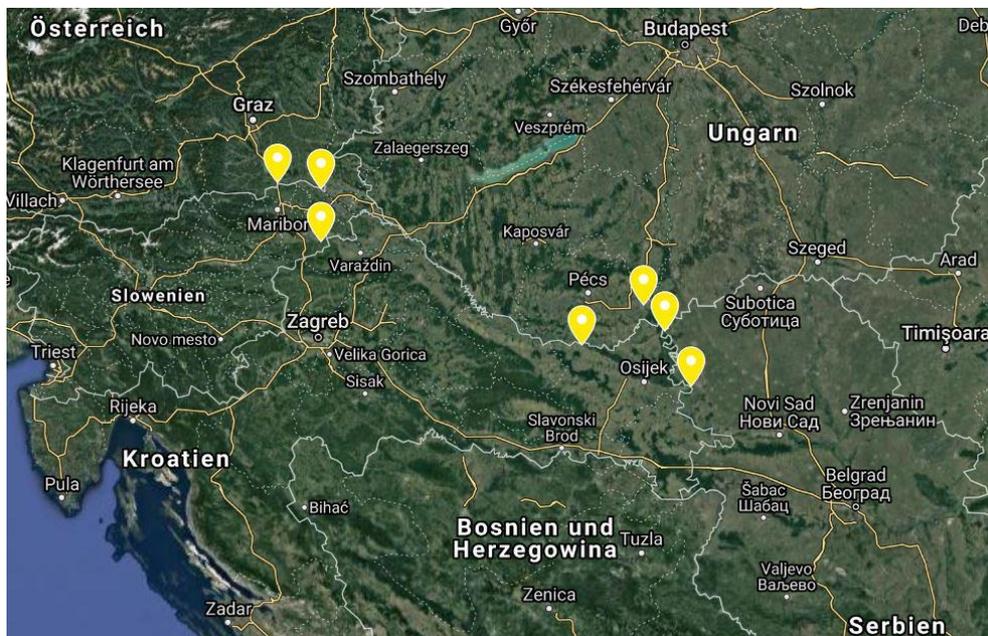


Abb. 5: Lage der hydrologischen Messtationen

2.7.2 Datenaufbereitung

Die Datensätze der verschiedenen Messtationen wiesen sehr unterschiedliche Ausgangsniveaus für die Wasserstandsmessung auf. Teilweise führte dieser Umstand dazu, dass negative Wasserstände in den Datensätzen vorhanden waren. Deshalb wurden in einem ersten Schritt alle Datenwerte in den positiven Wertebereich transformiert. Hierfür wurde für jede Messtation mit Negativwerten, der Betrag des Minimums (negativste Wert) addiert. Dadurch ergibt sich für diese Messtationen ein Mindestwasserstand von 0 cm.

In weiterer Folge wurden vorhandene Datenlücken rechnerisch ergänzt. Zuerst wurde jeder lückenhaften Datenreihe jene vollständige Messreihe zugeordnet, welche den höchsten

Korrelationskoeffizienten aufwies. Anschließend wurde für jeden Monat und jedes Jahr das Verhältnis der Wasserstandsdaten errechnet und der Mittelwert dieses Verhältnisses für jeden Monat erhoben. Abschließend wurde dieser Faktor mit den Werten der höchstkorrelierten Messstationsreihe multipliziert, wodurch sich fehlende Messwerte rekonstruieren ließen (vgl. Anhang B).

Für eine bessere Vergleichbarkeit der Wasserstandsdaten wurden die Werte noch standardisiert. Hierfür wurden die Daten jeweils durch den Mittelwert und anschließend durch die Standardabweichung der Messreihe dividiert.

2.7.3 Datenzuordnung

Da die Messstationsdichte im Vergleich zur Größe des Untersuchungsgebietes relativ gering ist, wurden in einem ersten Versuch die Wasserstandsdaten für jedes Erhebungstransect durch eine gewichtete Interpolation aus den zwei jeweils nächst gelegenen Messstationen ermittelt. Dieser Ansatz führte jedoch, aufgrund von zahlreichen Einmündungen von Seitenflüssen und -bächen, zu einer starken Verzerrung der Daten. Daher wurde auf eine gewichtete Interpolation gänzlich verzichtet. Die Zuordnung der Wasserstandsdaten der Messstationen erfolgte nach dem „Kürzeste Distanz“-Prinzip. Dementsprechend wurde die Zuteilung anhand der lokalen Nähe von Transect und Messstation getroffen (vgl. Anhang C).

Für das Generieren einer optimalen Modellgüte wurden schließlich noch starke Ausreißer entfernt. Das Detektieren der Ausreißer erfolgte hierbei durch den R-Befehl „Outlier()“ bzw. durch visuelle Kontrolle anhand von Scatterplots. Die hierdurch entstandenen Fehlwerte wurden im Datensatz nicht mehr ergänzt.

2.8 Klimadaten (Temperatur, Niederschlag)

Für die Beschreibung der Klimafaktoren wurden die Temperatur- und Niederschlagswerte aus dem Grid mode 2- Datensatz des frei erhältlichen HISTALP-Datensatzes der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik verwendet (Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik [ZAMG], 2021). Dieser Datensatz weist im Vergleich zu anderen unentgeltlich erhältlichen Klimadatensätzen eine ausreichend hohe Messstationsdichte für das Untersuchungsgebiet auf (vgl. Abb. 6).

Die Grid mode 2 Gitterdatenreihe stellt Absolutwerte für Temperatur in °C und Gesamtniederschlagsmenge in mm mit einem Gitterabstand von 5 Gradminuten bereit. Mit einer Ausdehnung von von 4° bis 19°E und von 43° bis 46°N deckt dieser Datensatz den kompletten Alpenraum und dessen Umgebung ab. Die Rasterdaten verfügen über eine zeitliche Auflösung auf Monatsbasis, wobei der Gitterdatensatz für die Temperatur von 1780 bis 2014 und jener für den

Gesamtniederschlag von 1801 bis 2014 reicht (Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik [ZAMG], 2021).

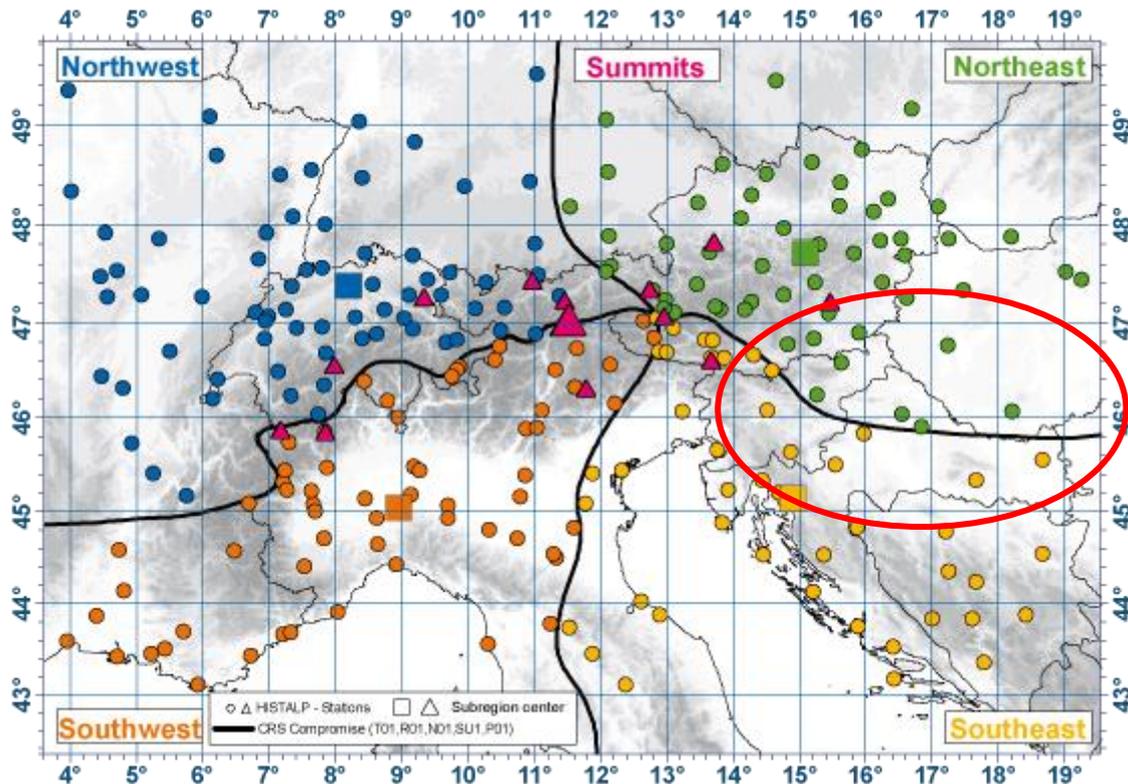


Abb. 6: Messstationsnetz des HISTALP-Datensatzes der ZAMG; rot markiert: Untersuchungsgebiet. Angepasst nach (Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik [ZAMG], 2021)

Die Zuordnung der Wetterparameter Temperatur und Niederschlag zu jedem Transekt erfolgte mittels Python Version 3.7. Hierfür wurden aus dem Histalp Datensatz jene Koordinatenpunkte ausgewählt, welche am nächsten zum jeweiligen Messpunkt (Anfangspunkte der Transekte) liegen.

Für die weitere Analyse wurden die monatlichen Absolutwerte für Temperatur in °C und Gesamtniederschlag in mm verwendet.

2.9 Sonstige Daten

2.9.1 Distanz zur Flussmündung

Die Distanz zur Flussmündung stellt jenen Direktabstand dar, welcher zwischen einem bestimmten Transekt und dem am weitesten flussabwärts liegenden Transekt liegt. Als Referenztransekt wurde das Transekt mit der Bezeichnung RS08 (Serbien) definiert. Der Abstand von diesem zu den anderen Transekten erfolgte über die vorhandenen GPS-Daten bzw. über einen Online-Entfernungsrechner und wird in der Einheit Meter geführt (Internetservice Kummer + Oster, 2021).

2.9.2 Orthogonalabstand

Der Orthogonalabstand stellt die horizontale Mindestdistanz in Meter zwischen einem Stichprobenpunkt und dem nächstgelegenen Flusslauf bzw. Seitenarm mit Verbindung zu einem größeren Fließgewässer dar. Die hierfür notwendigen Vektordaten der großen Flussläufe stammen aus der EU-Hydro River Network Database Version 1.2 (Europäische Umweltagentur [EEA], 2021b). Dieser Datensatz bietet genaue Konturlinien von Flüssen und Gewässern, die aus der Fotointerpretation von Bilddaten der Jahre 2011-2013 stammen und eine hohe räumliche Auflösung von 2,5 m aufweisen. Die Berechnung des Orthogonalabstandes je Stichprobenpunkt erfolgte über das Geoinformationssystem QGIS (Version 3.16.11 LTR) (QGIS Development Team, 2021).

2.9.3 Höhendifferenz

Die Höhendifferenz beschreibt den vertikalen Abstand zwischen Stichprobenpunkt und nächstgelegenen Flusskörper. Für die Berechnung der Höhendifferenz wurden die Höhenlagen der Stichprobenpunkte und der Gewässer aus dem europäischen digitalen Höhenmodell (DEM) Version 1.1 des Copernicus-Programms der Europäischen Union abgegriffen. Die horizontale räumliche Auflösung des digitalen Höhenmodells liegt bei 25 m (EEA, 2021a). Die Datenbearbeitung erfolgte wiederum mit dem Geoinformationssystem QGIS (QGIS Development Team, 2021).

2.9.4 Timelags

In den späteren Zuwachsmodeellen sollten die Jahreszuwächse nicht nur mit den Klima- und hydrologischen Daten des aktuellen Jahres erklärt werden, sondern auch mit jenen monatlichen Temperatur-, Niederschlags- und Wasserstanddaten der Vorjahre. Deshalb wurden auch die Umweltdaten der letzten drei Jahre, sogenannte Timelags, im Datensatz erfasst.

2.9.5 Flussverbauung

Längsverbauungen, wie z. B. Dämme und Deiche, wirken sich negativ auf die Hochwasserdynamik von Auwäldern aus (Nilsson & Berggren, 2000). Damit die spätere Modellierung nicht durch Flussverbauungen beeinflusst wird, wurden alle Transekte, die durch Verbauung betroffen sind, aus dem Datensatz ausgeschlossen. Die Feststellung, ob eine Verbauung eines Transekts vorlag, erfolgte anhand von Absprachen mit dem Feldaufnahmeteam und anhand der Interpretation von Satellitenbildern via QGIS (QGIS Development Team, 2021).

2.10 Linear gemischtes Modell

Für die Analyse der Daten wurde ein linear gemischtes Modell (LMER) aufgestellt. In einem derartigen Modell werden die erhobenen Variablen als feste Effekte in das Modell aufgenommen. Weiters werden durch diesen Modelltyp auch Zufallseffekte, die sich aus dem Versuchsdesign ergeben können, beschrieben. Somit werden bei einem LMER neben Mittelwerten auch die

Varianzen und Kovarianzen analysiert. Zusätzlich können Korrelationen, die zwischen Beobachtungseinheiten einer Gruppe bestehen, detektiert werden (IBM Deutschland GmbH, 2021). Ziel der Modellierung war es, den Zuwachs separat für *F. angustifolia*, *F. excelsior*. und *Q. robur* bestmöglich zu erklären.

2.10.1 Überprüfung der Modellvoraussetzungen

In einem ersten Schritt wurde die Struktur des Datensatzes überprüft. Hierfür wurde jede einzelne Variable mittels Scatterplots und Histogramme auf die Voraussetzung eines LM analysiert. Falls sich eine Variable nicht annähernd normalverteilt zeigte, wurden Transformationsoptionen (z.B. Wurzel-, log()-Transformation) in Erwägung gezogen. Nachdem die Struktur der Daten bestimmt war, wurden die erklärenden Effekte für die Modellformulierung definiert.

2.10.1.1 Definition der Vorvariablen

Zuerst wurden sogenannte „Vorvariablen“ gesucht. Hierfür kamen alle Einflüsse in Frage, welche nicht klimatischer bzw. hydrologischer Natur sind. Als endgültige Vorvariable wurden jene Effekte ausgewählt, welche in einem LM einen signifikanten Einfluss ($p < 0.05$) auf den Radialzuwachs hatten. Folgende Vorvariablen wurden in diesem Schritt berücksichtigt:

- Distanz zur Flussmündung (Dist_last_point)
- Konkurrenzstatus (Competition)
- Höhendifferenz (Diff_level)
- Orthogonalabstand (Orthabst)

Auf Basis der so formulierten Vorvariablen wurden jeweils für Temperatur, Niederschlag und Wasserstand separate Wachstumsmodelle aufgestellt.

2.10.1.2 Vorauswahl der Umweltvariablen

Die erste Vorauswahl der Klima- bzw. Wasserstandsvariablen erfolgte getrennt nach Wasserstand, Temperatur und Niederschlag bzw. für deren Timelags. Hierfür wurden alle 12 Monatswerte eines Timelags jeweils gesondert in einem LM mit den zuvor festgelegten Vorvariablen und dem rekonstruierten Brusthöhendurchmesser (Alterseffekt) kombiniert. Anschließend wurden nicht signifikante Werte ($p < 0.05$) mittels der Step()-Funktion bzw. manuell aussortiert. Die resultierenden signifikanten Variablen aller 4 Timelags einer Umweltvariable wurden dann in ein gemeinsames LM zusammengeführt und wiederum nach ihrer Signifikanz aussortiert. Es resultierte also jeweils ein beschreibendes LM für den Radialzuwachs für Niederschlag, Temperatur und Wasserstand.

Für die Variablen Niederschlag und Wasserstand wurden je Modell die enthaltenen festen Effekte auf korrespondierende Interaktionseffekte (z.B. Interaktion zwischen Wasserstand im Mai und

Niederschlag im Mai) abgetestet. Hierfür wurden alle Varianten an Interaktionseffekten den bestehenden Modellen hinzugefügt und die so generierten Modelle erneut anhand der Signifikanz ($p < 0.05$) der Einzeleffekte verschlankt.

Nachdem die Modelle für Temperatur, Niederschlag und Wasserstand aufgestellt waren, wurden deren Variablen auf Interkorrelationen mittels `vif()`-Befehl überprüft. Der Variance Inflation Factor eines Prädiktors ist ein Maß dafür, wie gut dieser Prädiktor durch einen anderen Prädiktor erklärt werden kann. Dementsprechend soll der erhaltene VIF für jede Variable eines Modells möglichst niedrig sein (Fox & Weisberg, 2018). Für die Modellierung wurde der Grenzwert für den Variance Inflation Factor mit 5 definiert. Alle Variablen mit einem VIF größer oder gleich fünf wurden aus dem Modell entfernt.

Nun wurden die LMs zu LMERS transformiert, die Modelle blieben aber vorerst getrennt nach Niederschlag, Temperatur und Wasserstand. Für diesen Modellierungsschritt wurde das R-Paket „lme4“ und der Funktion „lmer()“ verwendet (Bates, Mächler, Bolker, & Walker, 2015). Zuerst wurde die Struktur der Zufallseffekte festgelegt. Für deren Bestimmung wurden im Statistikprogramm R verschiedene Scatterplots für mögliche Gruppierungsvariablen, wie z.B. Flusslauf, Transekt, Stichprobenpunkt und Probebaum, erstellt. Nachdem die Struktur der Zufallseffekte bestimmt war, wurden die erklärenden Effekte der bestehenden LMs dem LMER hinzugefügt.

Anschließend wurden aus jedem Modell (Temperatur, Niederschlag, Wasserstand) die jeweils 5 stärksten Effekte sowie je Modell maximal 2 Interaktionseffekte ausgewählt, um in einem linear gemischten Modell zusammengeführt zu werden. Die Auswahl erfolgte hierbei anhand des partiellen R^2 , welches mit dem Befehl „R2beta“ für jeden festen Effekt eines LMER's ausgegeben wird. Dies ist möglich, weil durch das Tätigen des „R2beta“-Befehls je Einzeleffekt das bestehende LMER mit einem Nullmodell (ohne des zu überprüfenden Einzeleffekts) verglichen wird. Schließlich kann durch das partielle R^2 auf die Einflussstärke jedes festen Effekts auf das Gesamtmodell geschlossen werden (Edwards, Muller, Wolfinger, Qaqish, & Schabenberger, 2008; Jaeger, Edwards, Das, & Sen, 2016).

Finalisiert wurde das LMER durch erneute Auslese von nicht signifikanten Werten ($p > 0.05$). Eine entsprechende Ausgabe erhält man durch die `summary()`-Funktion bei zusätzlicher Verwendung des R-Pakets „lmerTest“, welches Signifikanzen anhand des Satterthwaite's Freiheitsgrad-Methode berechnet (Kuznetsova, Brockhoff, & Christensen, 2017).

2.10.1.3 Modellgüte und Einfluss der Variablen

Grundsätzlich wird die Modellgüte eines LMER in der Standardausgabe nur anhand des Akaike Informations Criterion (AIC) gemessen. Dieser Wert sollte für ein LMER möglichst niedrig ausfallen, da der AIC den Vorhersagefehler eines Modells schätzt (Vaida & Blanchard, 2005).

3. Ergebnisse

Der resultierende Datensatz deckt insgesamt einen Zeitraum von Jänner 1957 bis Dezember 2013 ab.

3.1 Klima- und hydrologische Daten

In Anhang J ist die Entwicklung der monatlichen Durchschnittstemperaturen im Untersuchungsgebiet von 1957 bis 2013 dargestellt. Für den beobachteten Zeitraum ist ersichtlich, dass die Temperaturen von Beginn an einen signifikanten Anstieg (14.21 ± 1.75 , p-Wert < 0.05) verzeichnen (vgl. Anhang O). Aus dem direkten Vergleich der Jahresdurchschnittstemperaturen von 1957 ($9,86^\circ\text{C}$) und 2013 ($11,87^\circ\text{C}$) ergibt sich eine Temperaturdifferenz von rund 2°C .

In Abbildung 7 ist die Häufigkeitsverteilung der Temperatur in $^\circ\text{C}$ nach Monaten getrennt ersichtlich. Die schwarze Vertikallinie markiert jeweils den Mittelwert der Monatstemperatur über den gesamten Untersuchungszeitraum. Es lässt sich erkennen, dass die mittlere Temperatur im Juli mit $20,5^\circ\text{C}$ den höchsten Wert aufweist. Außerdem ist es ebenfalls der Monat Juli, an dem die höchsten Temperaturen des Untersuchungszeitraums (Monatsmittel $25,7^\circ\text{C}$) gemessen wurden. Die durchschnittlich niedrigste Temperatur weist hingegen der Jänner mit $-0,7^\circ\text{C}$ (min= $-6,5^\circ\text{C}$) auf (vgl. Anhang D).

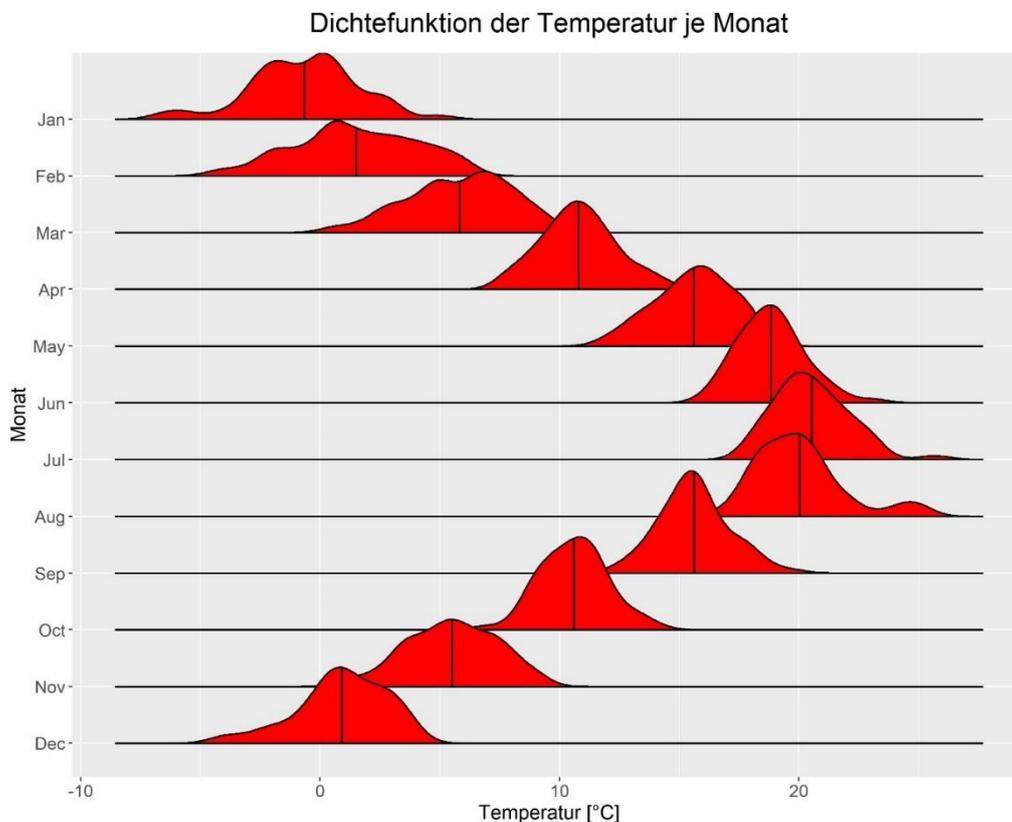


Abb. 7: Häufigkeitsverteilung der Temperaturwerte in $^\circ\text{C}$ je Monat. Schwarze Vertikallinien = Mittelwert der monatsweisen Häufigkeitsverteilungen.

In Anhang K ist die Entwicklung der monatlichen Niederschlagssummen im Untersuchungsgebiet von 1957 bis 2013 dargestellt. Für den beobachteten Zeitraum ist ersichtlich, dass die monatlichen Niederschlagssummen immer wieder Schwankungen unterworfen sind und monatspezifische Trends aufweisen. So zeigen die Monate Februar bis Juni, sowie der Monat August einen sinkenden Trend der monatlichen Niederschlagssumme. Für die Monate Jänner, Juli, sowie September bis Dezember konnten positive Trends für die monatliche Niederschlagssumme ermittelt werden. Auf langfristige Sicht ergibt sich hingegen ein annähernd gleichbleibender Jahresniederschlag, wobei dieser Trend nicht signifikant ist (vgl. Anhang K).

Die Häufigkeitsverteilung des monatlichen Niederschlags in mm kann in Abbildung 8 betrachtet werden. Zu sehen ist eine wesentlich geringere Schwankung der Mittelwerte im Vergleich zur Temperatur. Die höchsten Niederschläge fallen in den Monaten Juni, Juli und August. Im Median ist der Juni jener Monat mit den höchsten Niederschlagssummen. Im Vergleich der monatlichen Niederschlagsmittelwerte, ist jedoch der Juli mit durchschnittlich 97 mm der niederschlagsreichste Monat. Dies ergibt sich durch die in diesem Monat häufiger auftretenden Extremniederschläge, so wurde unter anderem im Juli die höchste Niederschlagsaufzeichnung mit 246 mm erfasst. Durchschnittlich am geringsten fällt der Niederschlag im Februar ($\mu=41$ mm) aus. Die absolut niedrigste Einzelaufzeichnung wurde im Oktober erfasst, hier fiel überhaupt kein Niederschlag ($\mu=0$ mm) (vgl. Anhang D).

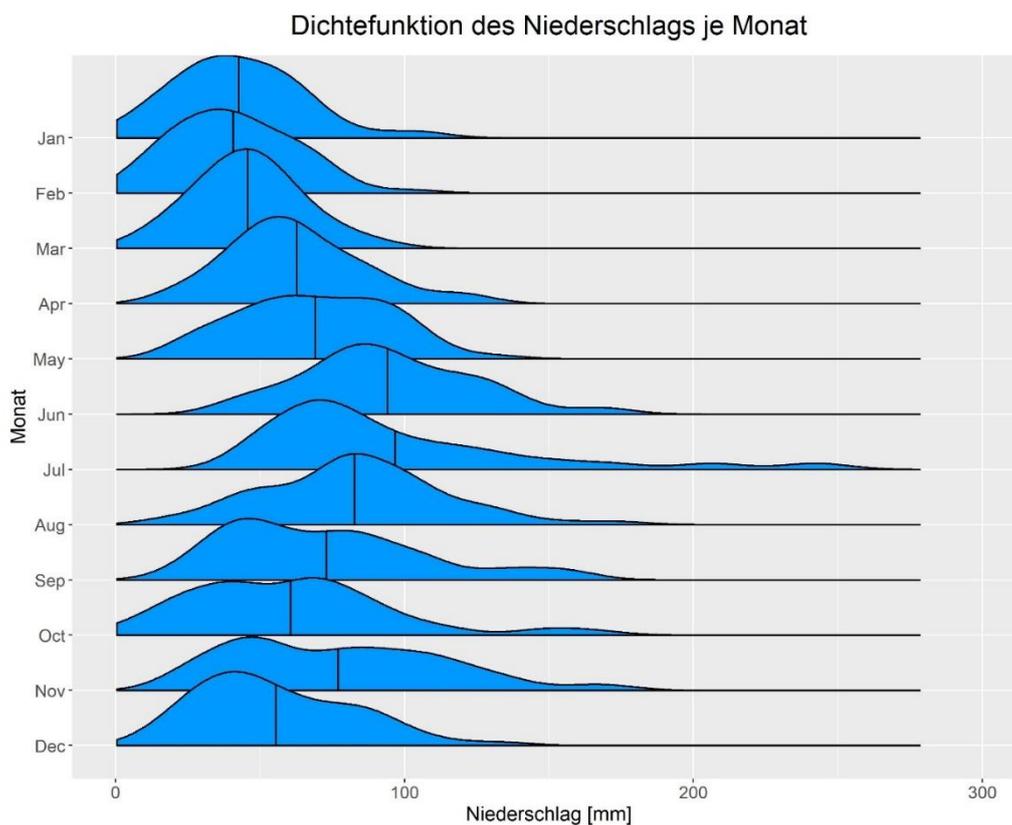


Abb. 8: Häufigkeitsverteilung des Niederschlags in mm je Monat. Schwarze Vertikallinien = Mittelwert der monatsweisen Häufigkeitsverteilungen.

In den Anhängen L, M und N ist jeweils die Entwicklung der monatlichen Wasserstandsmittel der Flussläufe Mur (Gornja Radgona), Drau (Donji Miholjac) und Donau (Bezdan) von 1957 bis 2013 dargestellt. Für den beobachteten Zeitraum ist ersichtlich, dass die jährlichen Wasserstandsmittel bei jedem Flusslauf einer signifikanten Abnahme ($p < 0.05$) unterworfen sind (vgl. Anhang O). Bei der separaten Betrachtung der Entwicklung der einzelnen Monate konnte ebenfalls ein durchwegs negativer Trend der monatlichen Wasserstandsmittel von 1957 bis 2013 festgestellt werden.

Abbildung 9 beinhaltet die Häufigkeitsverteilung des standardisierten Wasserstandes getrennt nach Monaten. Es zeigen sich relativ flache Verteilungen des Wasserstandes, mit den Höchstwerten zu Beginn der Vegetationsperiode und den niedrigsten Werten in den Wintermonaten. Im Durchschnitt ist der Wasserstand im Mai am höchsten ($\mu = 0,023$) und der absolut höchste Monatsmesswert (0,0378) wurde in einem Junimonat erfasst. Der durchschnittlich niedrigste Wasserstand ist im Jänner vorzufinden, der absolut niedrigste Monatswert für den Wasserstand wurde im Februar und September (0,005) gemessen (vgl. Anhang D).

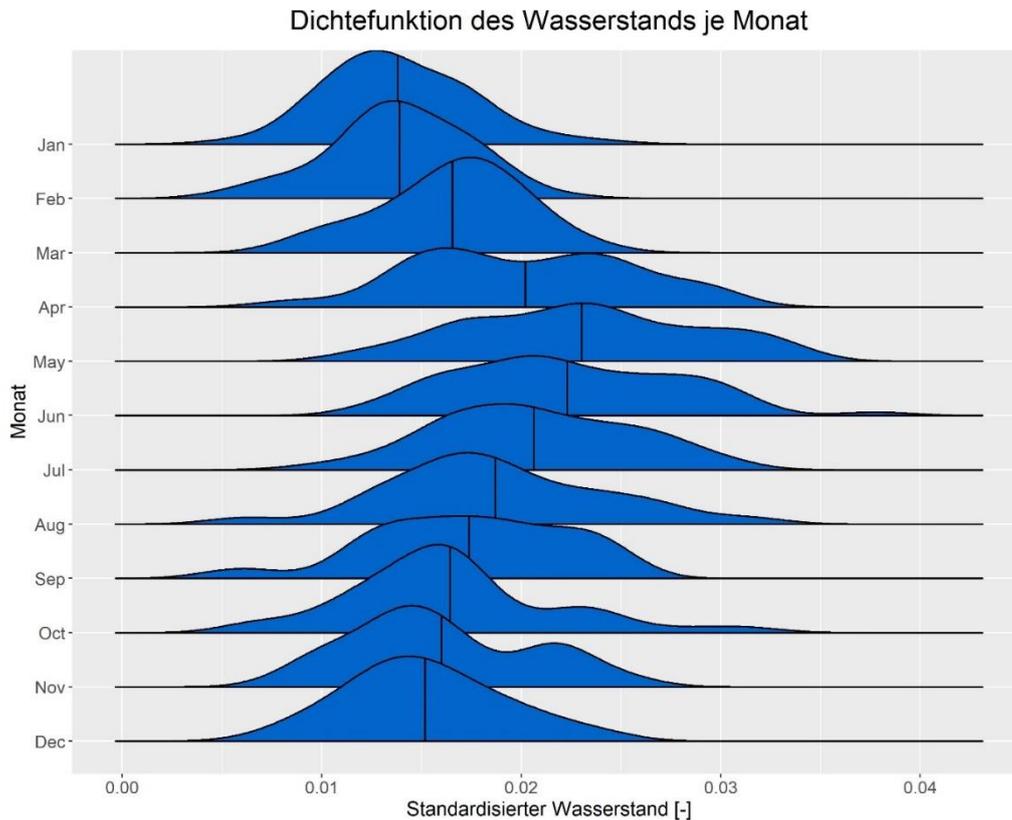


Abb. 9: Häufigkeitsverteilung des standardisierten Wasserstandes [dimensionslos] je Monat. Schwarze Vertikallinien = Mittelwert der monatsweisen Häufigkeitsverteilungen.

3.2 Zuwachsdaten

In Tabelle 7 ist die Statistik der gemessenen Bohrkerne von *Q. robur*, *F. excelsior* und *F. angustifolia* zu sehen. Die angegebenen Werte beziehen sich hierbei lediglich auf jene Teile der Bohrkerne, welche den Beobachtungszeitraum der Analysen abdecken.

Tab. 7: Bohrkernstatistik für *Q. robur*, *F. angustifolia* und *F. excelsior*. n_BK = Anzahl der gemessenen Bohrkerne; n_JR = Gesamtanzahl an gemessenen Jahrringen; mean_BKL = Durchschnittliche Bohrkernlänge in mm; sd_BKL = Standardabweichung der Bohrkernlänge in mm; mean_JRAZ = Durchschnittliche Jahrringsanzahl je Bohrkern; sd_JRAZ = Standardabweichung der durchschnittlichen Jahrringsanzahl je Bohrkern; mean_rw = Mittlere Jahrringweite in mm; sd_rw = Standardabweichung der mittleren Jahrringweite in mm.

Baumart	n_BK	n_JR	mean_BKL [mm]	sd_BKL [mm]	mean_JRAZ	sd_JRAZ	mean_rw [mm]	sd_rw [mm]
<i>Q. robur</i>	33	1548	153	67	44	13	3.44	1.92
<i>F. excelsior</i>	11	483	161	47	47	11	3.48	1.73
<i>F. angustifolia</i>	29	1075	160	54	37	14	4.32	2.88

Q. robur wird durch 33 Bohrkerne und insgesamt 1548 Jahrringen repräsentiert. Der durchschnittliche Bohrkern misst eine Länge von 153 ± 67 mm und zählt 44 ± 13 Jahrringe. Daraus ergibt sich für die Stieleiche eine mittlere Jahrringweite von 3.44 ± 1.92 mm (vgl. Tab. 7). In Abbildung 10A ist der Verlauf des mittleren Radialzuwachses in 1/100 mm über den

Untersuchungszeitraum für *Q. robur* ersichtlich. Darunter stellt Abbildung 10B den repräsentierten Stichprobenumfang an Bohrkernen pro Jahr dar. Die Jahrringserien jedes einzelnen Baumes sowie den sich daraus ergebenden mittleren Jahrringzuwachs der Stieleiche sind im Anhang G veranschaulicht.

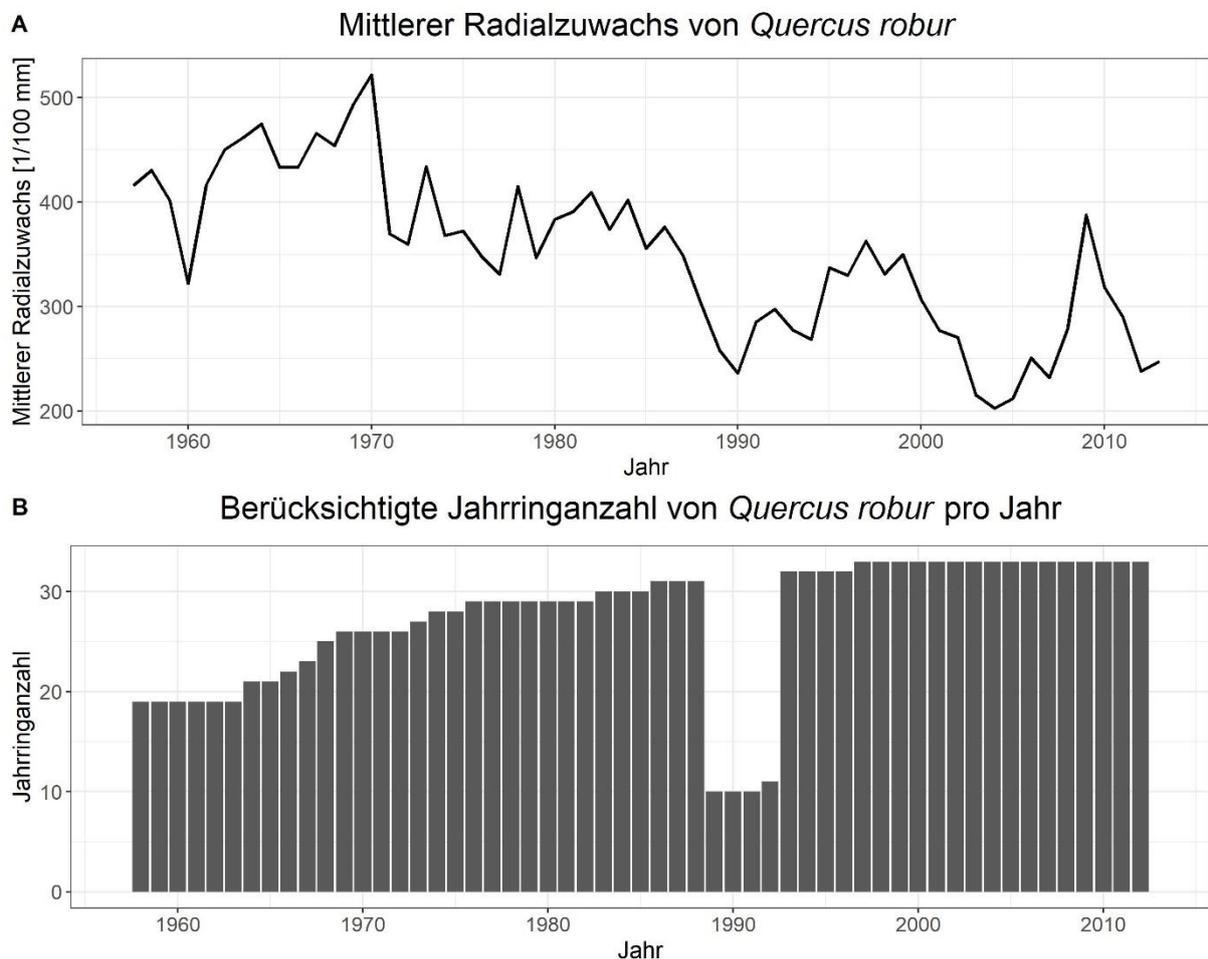


Abb. 10: A - Verlauf des mittleren Radialzuwachses in 1/100 mm über den Beobachtungszeitraum 1957 – 2013 für *Q. robur*. B - Anzahl der in das Modell eingegangenen Jahrringe pro Jahr über den Beobachtungszeitraum für *Q. robur*. Die starke Reduktion der repräsentierten Jahrringanzahl in den Jahren 1989 bis 1992 ist durch die Eliminierung von Ausreißern bei den Wasserstandswerten bedingt.

Für *F. excelsior* beträgt der Stichprobenumfang 11 Bohrkern mit insgesamt 483 Jahrringen. Die durchschnittliche Bohrkernlänge beläuft sich auf 161 ± 47 mm und die durchschnittliche Jahrringanzahl je Bohrkern liegt bei 47 ± 11 . Im Durchschnitt wächst die gemeine Esche radial um 3.48 ± 1.72 mm pro Jahr (vgl. Tab. 7).

In Abbildung 11A ist der Verlauf des mittleren Radialzuwachses in 1/100 mm über den Untersuchungszeitraum für *F. excelsior* ersichtlich. Darunter stellt Abbildung 11B den repräsentierten Stichprobenumfang an Bohrkernen pro Jahr dar. Die Jahrringserien jedes einzelnen Baumes sowie

den sich daraus ergebenden mittleren Jahrringzuwachs der gemeinen Esche sind im Anhang H veranschaulicht.

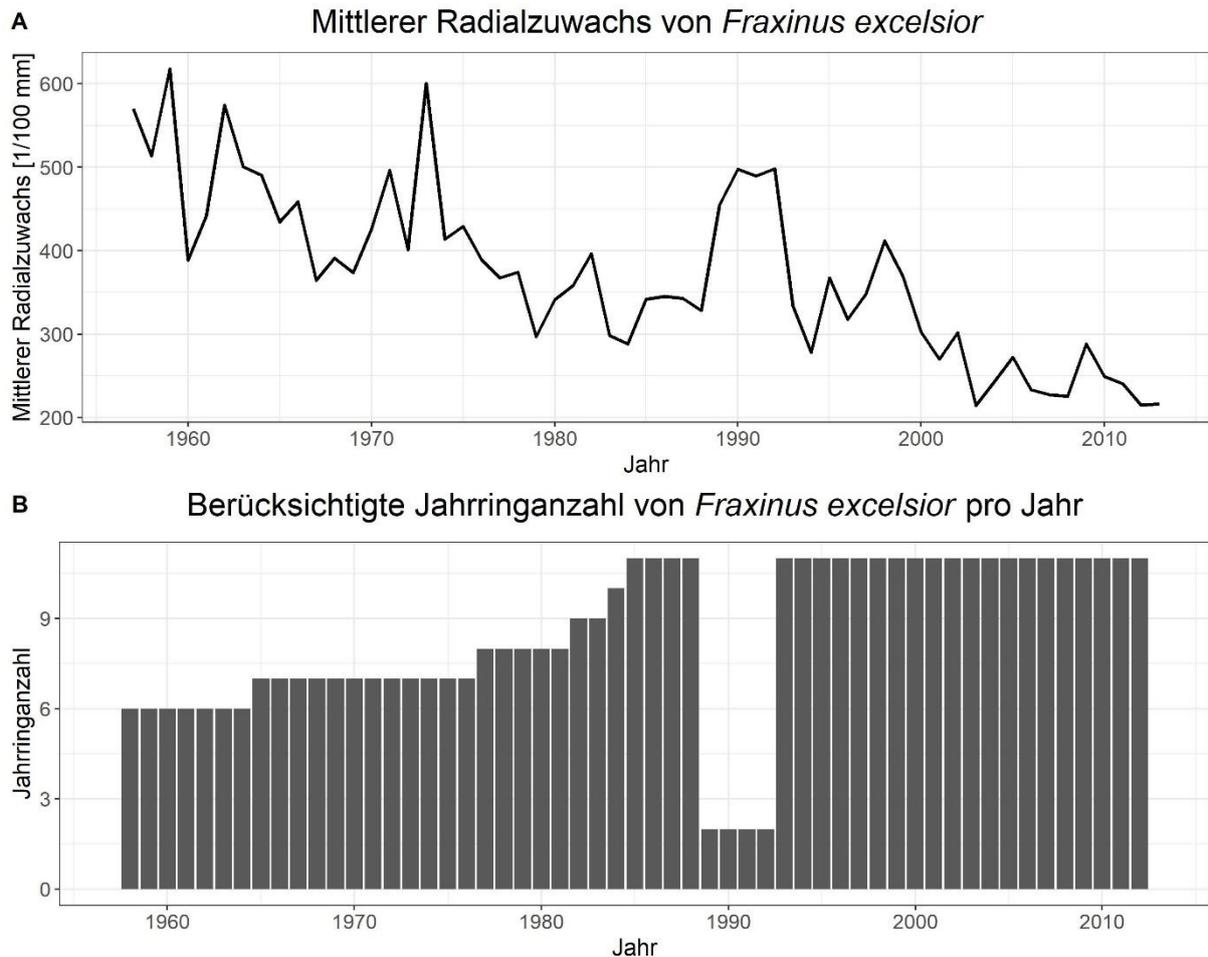


Abb. 11: A - Verlauf des mittleren Radialzuwachses in 1/100 mm über den Beobachtungszeitraum 1957 – 2013 für *F. excelsior*. B - Anzahl der in das Modell eingegangenen Jahrringe pro Jahr über den Beobachtungszeitraum für *F. excelsior*. Die starke Reduktion der repräsentierten Jahrringanzahl in den Jahren 1989 bis 1992 ist durch die Eliminierung von Ausreißern bei den Wasserstandswerten bedingt.

Die Schmalblättrige Esche wird von 29 Bohrkernen mit insgesamt 1075 Jahrringen vertreten. Im Durchschnitt beträgt die Bohrkernlänge 160 ± 54 mm, bei einer durchschnittlichen Jahrringanzahl von 37 ± 14 und einem durchschnittlichen Radialzuwachs von 4.32 ± 2.88 mm (vgl. Tab. 7).

In Abbildung 12A ist der Verlauf des mittleren Radialzuwachses in 1/100 mm über den Untersuchungszeitraum für *F. angustifolia* ersichtlich. Darunter stellt Abbildung 12B den repräsentierten Stichprobenumfang an Bohrkernen pro Jahr dar. Die Jahrringserien jedes einzelnen Baumes sowie den sich daraus ergebenden mittleren Jahrringzuwachs der schmalblättrigen Esche sind im Anhang I veranschaulicht.

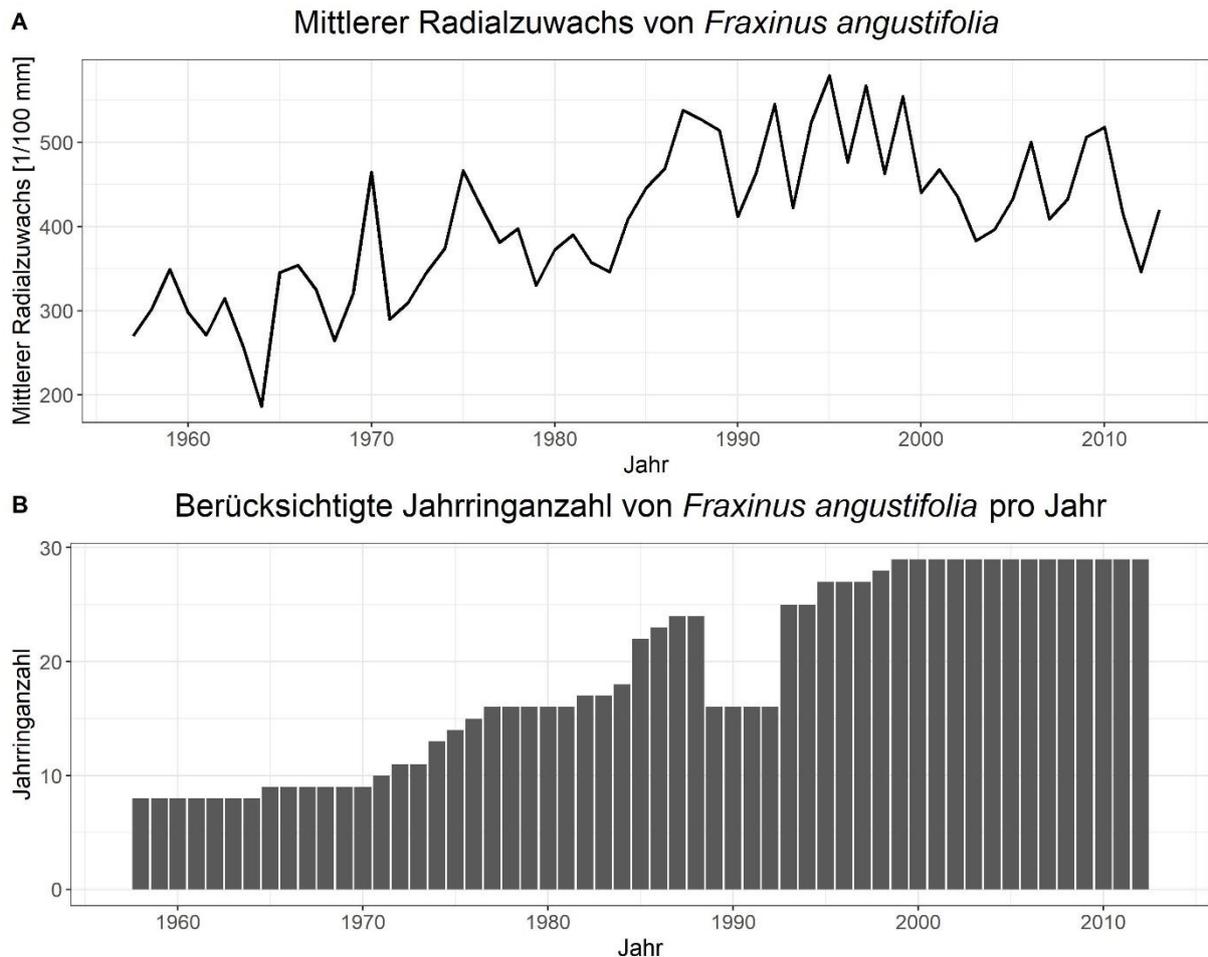


Abb. 12: A - Verlauf des mittleren Radialzuwachses in 1/100 mm über den Beobachtungszeitraum 1957 – 2013 für *F. angustifolia*. B - Anzahl der in das Modell eingegangenen Jahrringe pro Jahr über den Beobachtungszeitraum für *F. angustifolia*. Die starke Reduktion der repräsentierten Jahrringanzahl in den Jahren 1989 bis 1992 ist durch die Eliminierung von Ausreißern bei den Wasserstandswerten bedingt.

3.3 Modellergebnisse

Um die Zusammenhänge zwischen den Zuwächsen von *Q. robur*, *F. angustifolia* und *F. excelsior* und den Klimavariablen bzw. dem Wasserstand zu untersuchen, wurden LMER aufgestellt. Weiters wurde für jeden signifikanten Effekt das partielle Bestimmtheitsmaß berechnet, um Aussagen über die Effektstärke treffen zu können. Im Folgenden werden die Ergebnisse der baumartenweisen Modellierung, sowie deren Güte besprochen.

3.3.1 *Quercus robur*

Die Modellierung für die Stieleiche ergab ein umfangreiches Modell mit zahlreichen signifikanten (p -Wert < 0.05) Parametern. In Tabelle 8 können die Modellergebnisse der festen Effekte für *Q. robur*, sowie deren partielles R^2 betrachtet werden. Für das gesamte LMER ergibt sich ein Pseudo-Bestimmtheitsmaß von 0.318. Es zeigte sich, dass der Wasserstand im Mai vor 3 Jahren einen signifikant negativen Einfluss ($-6.76e+03 \pm 1.97e+06$, p -Wert < 0.05) auf den Radialzuwachs der Stieleiche hat. Diese Variable markiert unter allen betrachteten Umweltvariablen jenen festen Effekt,

mit der höchsten Effektstärke ($R^2 = 0.033$). Die nächsthöchste Umweltvariable stellt die Temperatur im Juni des aktuellen Jahres (T_{Jun}) mit einem partiellen R^2 von 0.029 dar, welche einen ebenfalls signifikant negativen Einfluss ($-7.19e+01 \pm 1.08e+01$, $p\text{-Wert} < 0.05$) auf den Radialzuwachs aufweist. Auch der Wasserstand im März (WL_{Mar}) hat einen signifikant negativen Einfluss ($-2.82e+04 \pm 4.58e+04$, $p\text{-Wert} < 0.05$) auf den Radialzuwachs der Stieleiche und repräsentiert im Modell mit einem partiellen R^2 von 0.028 den dritt wichtigsten Umweltparameter dar. Der Niederschlag im Mai des Vorjahres wirkt sich signifikant positiv (3.44 ± 0.35 , $p\text{-Wert} < 0.05$) auf den Zuwachs von *Q. robur* aus (vgl. Abb. 13).

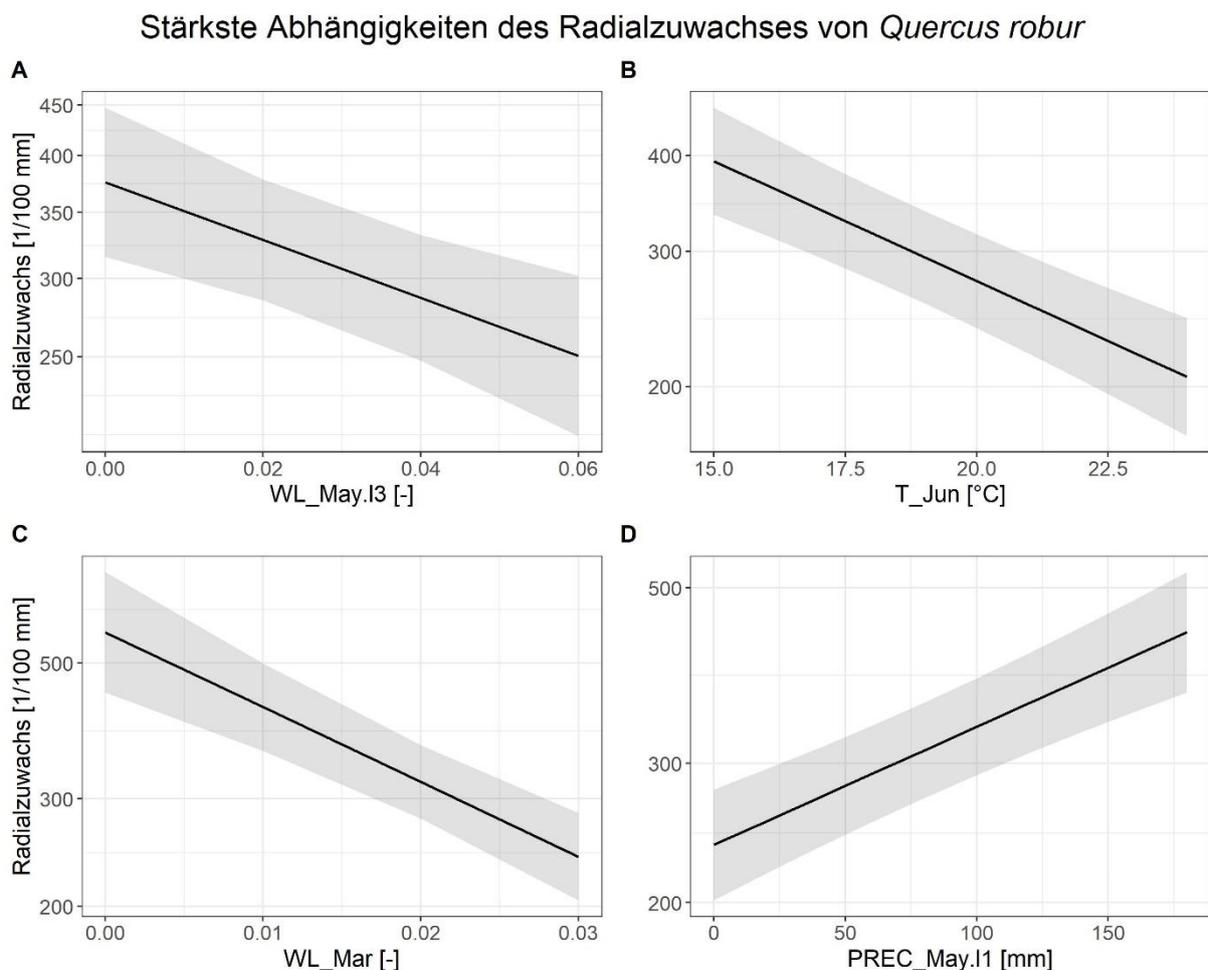


Abb. 13: Illustration jener Abhängigkeiten des Radialzuwachses in 1/100 mm von *Q. robur* mit der höchsten Effektstärke (partiell R^2): A – Einfluss des standardisierten Wasserstandes im Mai vor 3 Jahren [dimensionslos]; B – Einfluss der Temperatur im Juni des aktuellen Jahres in °C ; C – Einfluss des standardisierten Wasserstandes im März des aktuellen Jahres [dimensionslos]; D – Einfluss des Niederschlags im Mai des Vorjahres in mm.

Weiters zeigten sich sowohl für die Temperatur im Jänner ($R^2=0.021$) des aktuellen Jahres, als auch für die Temperaturwerte von März und Mai vor drei Jahren ($R^2=0.004$ bzw. $R^2=0.008$) jeweils ein signifikant negativer Einfluss ($p\text{-Wert} < 0.05$). Außerdem konnte für den Wasserstand im Juli des Vorjahres ein signifikant negativer und für den Wasserstand im April des aktuellen Jahres ein signifikant positiver Einfluss ($p\text{-Wert} < 0.05$) auf den Zuwachs der Stieleiche bestimmt werden. Bei

den weiteren im Modell enthaltenen Niederschlagsvariablen zeigt sich ein signifikant positiver Effekt auf den Zuwachs während der frühen Vegetationsperiode (Mai, Juni des Vorjahres, Mai vor zwei Jahren) (siehe Tab. 8).

Es ergaben sich auch signifikante Interaktionen zwischen Wasserstand und Niederschlag, einerseits im Juni des Vorjahres und andererseits im Mai vor zwei Jahren. Für beide festen Effekte ergibt sich ein signifikant negativer Effekt (p -Wert < 0.05) auf den Zuwachs der Stieleiche. Das bedeutet, dass die Niederschläge in den betreffenden Monaten einen gegebenenfalls angestiegenen Wasserstand zusätzlich erhöhen und damit den Zuwachs negativ beeinflussen (siehe. Tab. 8).

Tab. 8: Modellergebnisse sowie partielles Bestimmtheitsmaß der festen Effekte, sowie das Bestimmtheitsmaß des Gesamtmodells für *Q. robur*.

Fixed Effects						
Variable	Partial R ²	Estimate	Std. Error	df	t-value	p-value
(Intercept)		8.73e+03	2.82e+02	6.14e+05	30.977	2.00e-16 ***
Diff_level	0.069	-4.75e+01	1.10e+01	1.06e+05	-4.327	3.42e-05 ***
WL_May.l3	0.033	-6.76e+03	1.97e+03	1.39e+06	-3.437	0.000605 ***
Orthabst	0.032	7.79e-01	1.41e-01	9.20e+05	5.537	4.01e-08 ***
T_Jun	0.029	-7.19e+01	1.08e+01	1.54e+06	-6.659	3.82e-11 ***
WL_Mar	0.028	-2.82e+04	4.58e+03	1.17e+06	-6.157	1.02e-09 ***
PREC_May.l1	0.028	3.44e+00	5.35e-01	1.54e+06	6.424	1.77e-10 ***
Competition	0.026	-1.53e+02	2.54e+01	1.49e+06	-6.040	1.94e-09 ***
T_Jan	0.021	-3.52e+01	6.39e+00	1.44e+06	-5.514	4.16e-08 ***
PREC_May.l2	0.02	4.99e+00	8.98e-01	1.55e+06	5.554	3.28e-08 ***
WL_Jul.l1	0.012	-1.08e+04	2.71e+03	1.38e+06	-3.992	6.90e-05 ***
PREC_May.l2:WL_May.l2	0.011	-8.70e+01	2.09e+01	1.55e+06	-4.164	3.30e-05 ***
T_May.l3	0.008	-7.01e+01	9.97e+00	1.50e+06	-7.026	3.22e-12 ***
PREC_Jun.l1	0.007	2.29e+00	6.80e-01	1.55e+06	3.369	0.000772 ***
WL_Apr	0.005	9.18e+03	3.53e+03	1.52e+06	2.598	0.009457 **
BHD_rek	0.004	2.48e-03	1.05e-03	1.53e+06	2.364	0.018206 *
PREC_May	0.004	1.38e+00	5.56e-01	1.55e+06	2.470	0.013602 *
T_Mar.l3	0.004	-1.82e+01	7.49e+00	1.55e+06	-2.432	0.015111 *
PREC_Jun.l1:WL_Jun.l1	0.004	-4.83e+01	1.99e+01	1.55e+06	-2.429	0.015266 *
Model	0.318					

Insgesamt weist die Höhendifferenz zwischen Stichprobenpunkt und Flusslauf den stärksten Einfluss ($R^2= 0.069$) auf den Radialzuwachs von *Q. robur* auf. Der Effekt ist dabei signifikant negativer Natur ($-4.75e+01 \pm 1.1e+01$, p -Wert < 0.05). Hingegen zeigt sich für *Q. robur* ein signifikant steigender Radialzuwachs mit anwachsendem Orthogonalabstand vom Fließgewässer ($7.79e+01 \pm 1.41e-01$, p -Wert < 0.05). Auch der Konkurrenzstatus ist im Verlauf der Modellierung erhalten geblieben und zeigt einen signifikant negativen Effekt ($-1.53e+04 \pm 2.54e+01$, p -Wert < 0.05) bei steigender

Konkurrenz (Anm.: hoher Wert für „Competition“ bedeutet niedrige soziale Stellung des Baumindividuums). Der Alterseffekt (BHD_rek) wirkt sich im LMER für die *Q. robur* schwach positiv ($2.48e-03 \pm 1.05e-03$) auf den Radialzuwachs aus. Die Distanz zur Flussmündung hatte für das Modell der Stieleiche keinen signifikanten Einfluss und wurde nicht im Modell beibehalten (siehe Tab. 8).

Tab. 9: Variation des definierten Zufallseffekts und der Residuen des linear gemischten Modells für *Q. robur*.

Random effects			
Groups	Variance	Std.Dev.	Variation explained [%]
Transekt	0.03608	0.1899	12.69
Residuals	0.24822	0.4982	

Zufallseffekte wurden für die Stieleiche auf Transektebene festgestellt. Die hierdurch erklärte Varianz beträgt 0.03608 ± 0.1899 und erklärt rund 13 % der Gesamtvarianz (siehe Tab. 9). In Abbildung 14 sind die Schätzwerte sowie deren Standardabweichung des Zufallseffekts „Transekt“ ersichtlich. Positive Effekte auf den Radialzuwachs der Stieleiche ergeben sich für die Transekte, welche in Ungarn gelegen sind, während das österreichische Transekt einen ausgesprochen negativen Effekt auf den Zuwachs der Stieleiche aufweist. Auf Ebene der Winkelzählprobenplots sowie auf Einzelbaumebene konnten keine Varianzen nachgewiesen werden.

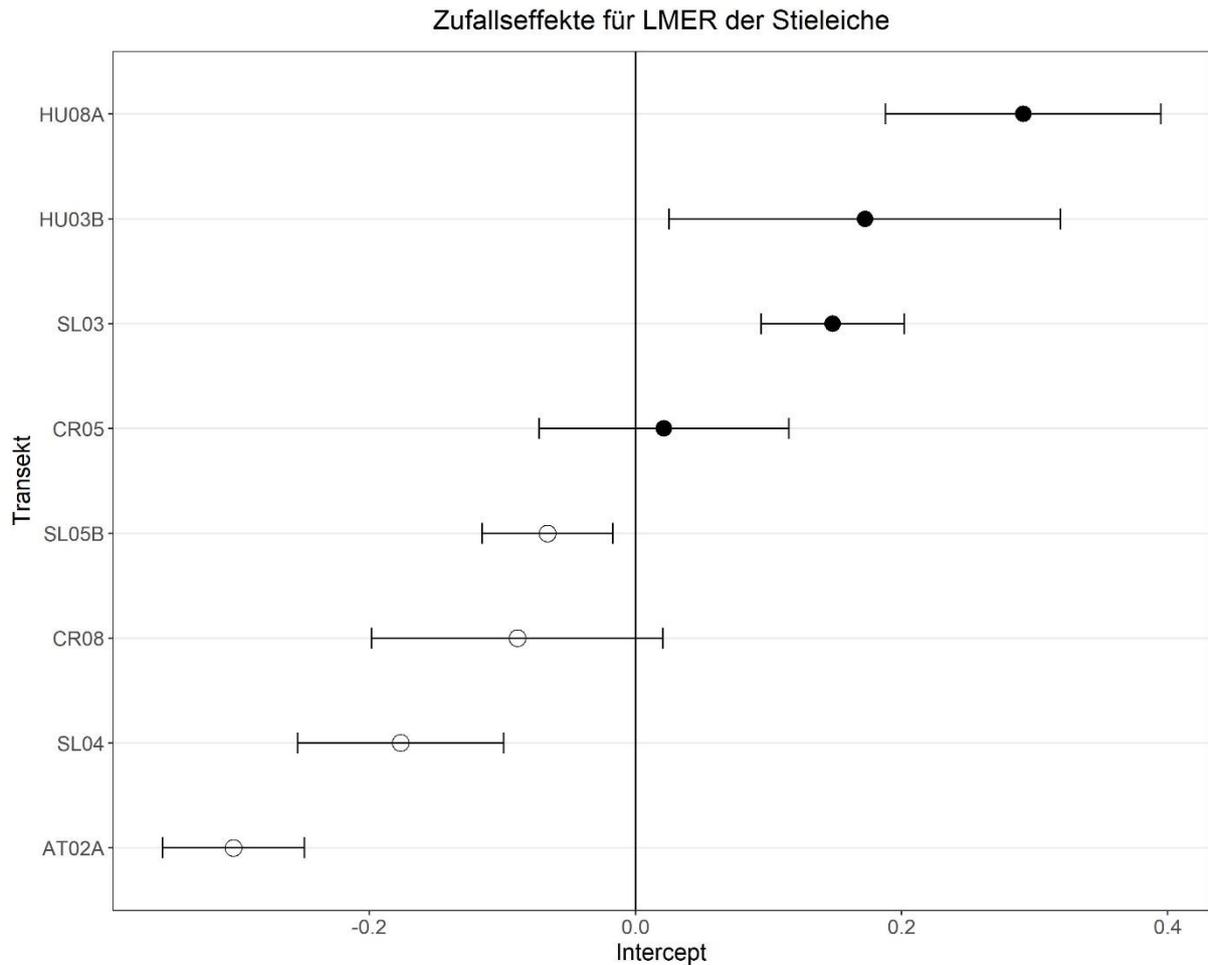


Abb. 14: Variation des Intercepts auf Transektebene (=Zufallseffekt) für *Q. robur*. Transekte mit schwarz-gefülltem Kreis = Positiver Schätzwert; Transekte mit transparent gefülltem Kreis = negativer Schätzwert.

Die Güte des aufgestellten linear gemischten Modells, hinsichtlich der angestrebten Normalverteilung der Daten, lässt sich anhand der Residuenverteilung sowie dem QQ-Plot, welche in Abbildung 15A und Abbildung 15B dargestellt sind, einordnen. Die realen Residuen bilden eine annähernd perfekte Linie mit den theoretischen Residuen eines idealen Modells. Lediglich im unteren Wertebereich zeigt sich der QQ-Plot etwas linksschief.

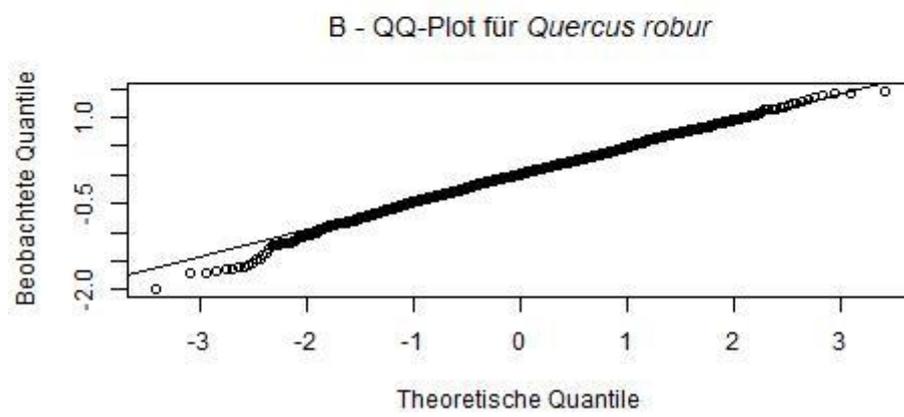
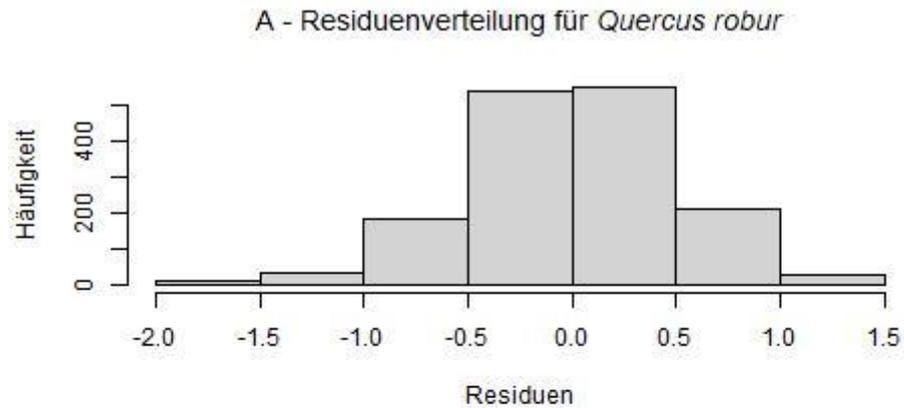


Abb. 15: A - Illustration der Residuenverteilung in Histogrammform für das LMER von *Q. robur*. B – Vergleich der theoretischen Quantile mit den beobachteten Quantilen für das LMER von *Q. robur*.

3.3.2 *Fraxinus excelsior*

In Tabelle 10 können die Modellergebnisse der festen Effekte für *F. excelsior*, sowie deren partielles R^2 betrachtet werden. Für das gesamte LMER ergibt sich ein Pseudo-Bestimmtheitsmaß von 0.258. Die größte Einflussstärke aller festen Effekte weist die diesjährige Juni-Temperatur mit einem partiellen R^2 von 0.072 auf. Je höher das Monatsmittel der Temperatur im Juni steigt, desto negativer ($-8.37e+03 \pm 1.52e+01$, p-Wert < 0.05) wirkt sich die Variable auf den Radialzuwachs der gemeinen Esche aus. Die nächst einflussreichsten Variablen des Modells für *F. excelsior* sind die Dezember-Temperatur des Vorjahres ($-4.08e+01 \pm 1.11e+01$, p-Wert < 0.05) und die Temperatur im September vor zwei Jahren ($-4.89e+01 \pm 1.46e+01$, p-Wert < 0.05), welche beide signifikant negative Auswirkungen auf den Radialzuwachs haben. Weiters wirken sich hohe Niederschläge im Jänner des aktuellen Jahres signifikant negativ ($-2.49e+01 \pm 9.56e+00$, p-Wert < 0.05) auf den Radialzuwachs aus (vgl. Abb. 16). Hinsichtlich des Wasserstandes verblieb lediglich der Wasserstand im Juni vor zwei Jahren, welcher ebenfalls einen negativen Einfluss ($-5.57e+03 \pm 2.52e+03$) auf den Radialzuwachs der gemeinen Esche hat. Der rekonstruierte Brusthöhendurchmesser wird in diesem Modell seiner

stellvertretenden Rolle als Alterseffekt gerecht und wirkt sich mit steigendem Wert negativ ($-6.87e-03 \pm 1.63e-03$) auf den Radialzuwachs aus.

Tab. 10: Modellergebnisse sowie partielles Bestimmtheitsmaß der festen Effekte, sowie das Bestimmtheitsmaß des Gesamtmodells für *F. excelsior*.

Fixed Effects						
Variable	Partial R²	Estimate	Std. Error	df	t value	P value
(Intercept)		8.59e+03	3.72e+02	3.11e+05	23.089	2.00e-16 ***
T_Jun	0.072	-8.37e+01	1.52e+01	4.83e+05	-5.513	5.76e-08 ***
BHD_rek	0.066	-6.87e-03	1.63e-03	4.63e+05	-4.210	3.07e-05 ***
T_Dec.l1	0.028	-4.08e+01	1.11e+01	4.80e+05	-3.669	0.000271 ***
T_Sep.l2	0.023	-4.89e+01	1.46e+01	4.78e+05	-3.343	0.000893 ***
sqrt(PREC_Jan)	0.013	-2.49e+01	9.56e+00	4.77e+05	-2.607	0.009432 **
WL_Jun.l2	0.011	-5.57e+03	2.52e+03	4.83e+05	-2.213	0.02734 *
Model	0.257					

Von allen Vorvariablen wies keine einzige eine ausreichend hohe Signifikanz auf, weshalb im endgültigen Modell der gemeinen Esche keine dieser Variablen zu finden ist.

Tab. 11: Variation des definierten Zufallseffekts und der Residuen des LMER für *F. excelsior*.

Random effects			
Groups	Variance	Std.Dev.	Variation explained [%]
Transekt	0.06399	0.253	28.40
Residual	0.16132	0.4017	

Für das LMER der gemeinen Esche ergab sich eine Varianz auf Transektebene in Höhe von 0.06399. Durch die Aufnahme der Transektbezeichnung als Zufallseffekt konnten 28.4 % der Variation erklärt werden. Auf Ebene der Winkelzählprobenplots sowie auf Einzelbaumebene konnten keine Varianzen nachgewiesen werden (siehe Tab. 11).

Stärkste Abhängigkeiten des Radialzuwachses von *Fraxinus excelsior*

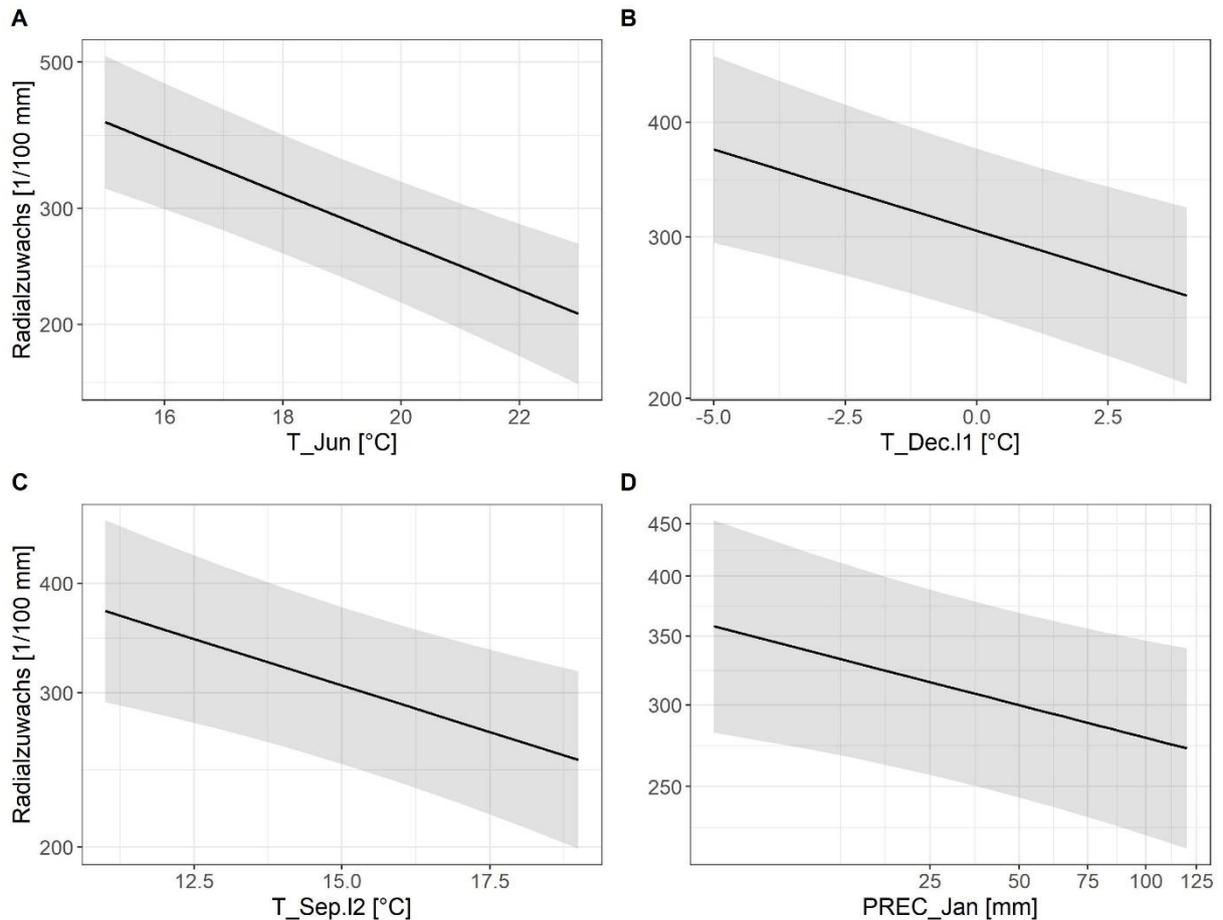


Abb. 16: Illustration des Einflusses auf den Radialzuwachs von *F. excelsior* in mm durch jene 4 Umweltvariablen mit der höchsten Effektstärke: A – Einfluss der Temperatur im Juni des aktuellen Jahres in °C; B - Einfluss der Temperatur im Dezember des Vorjahres in °C; C - Einfluss der Temperatur im Juni in °C; D – Einfluss des Niederschlags im Jänner des aktuellen Jahres in mm (wurzel-transformiert).

In Abbildung 17 sind die Schätzwerte sowie deren Standardabweichung des Zufallseffekts „Transect“ ersichtlich. Positive Effekte auf den Radialzuwachs der gemeinen Esche ergeben sich für die Transekte, welche unter anderem in Österreich gelegen sind, während sich für den Zufallseffekt der slowenischen Transekte kein eindeutiger Effekt auf den Zuwachs der gemeinen Esche ableiten lässt.

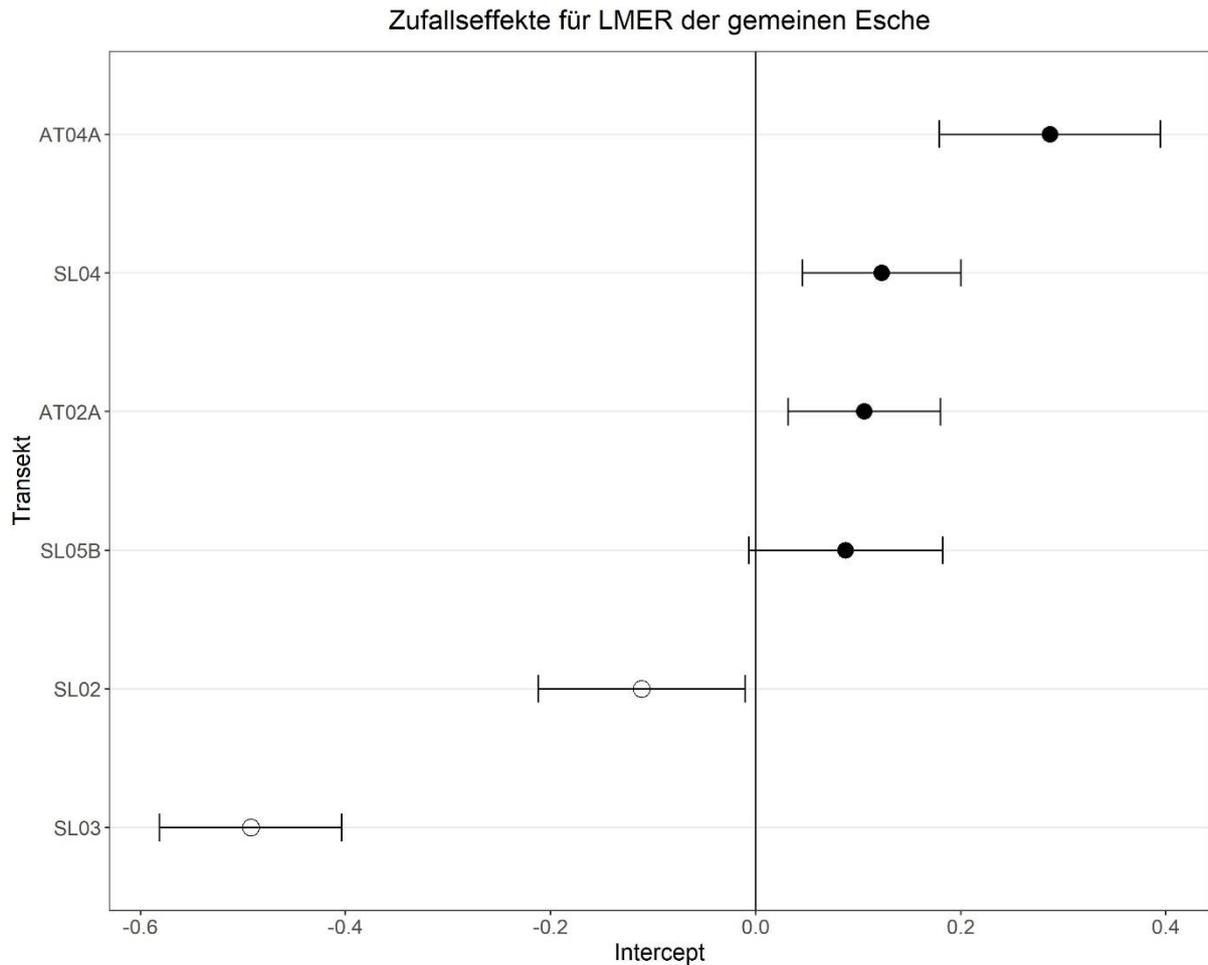


Abb. 17: Variation des Intercepts auf Transektebene (= Zufallseffekt) für *F. excelsior*. Transekte mit schwarz-gefülltem Kreis = Positiver Schätzwert; Transekte mit transparent gefülltem Kreis = negativer Schätzwert.

Das LMER für *F. excelsior* zeigt eine gute Erklärungskraft in den zentralen Quantilen, wo die Residuen relativ gleichverteilt erscheinen. In Richtung der äußeren Quantile weicht das aufgestellte Modell vom idealen Modell ab. Das bedeutet, dass Extremwerte sowohl im hohen als auch im niedrigen Wertebereich relativ schlecht vorhergesagt werden können (vgl. Abb. 18A und Abb. 18B).

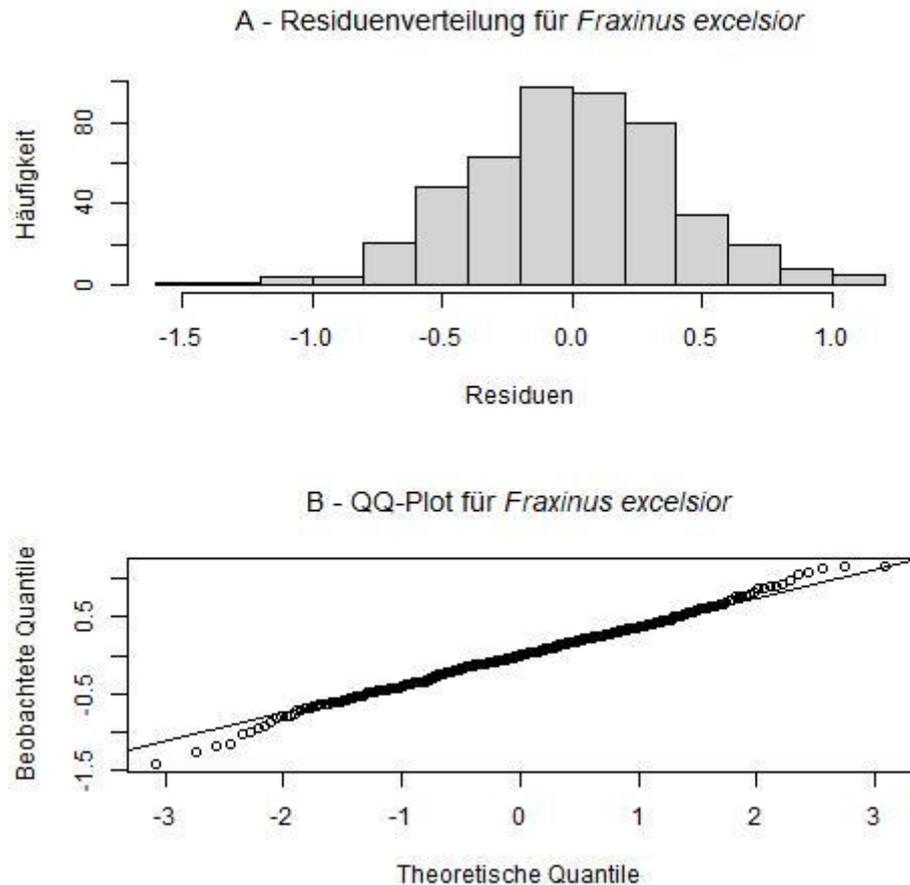


Abb. 18: A - Illustration der Residuenverteilung in Histogrammform für das LMER von *F. excelsior*. B – Vergleich der theoretischen Quantile mit den beobachteten Quantilen für das LMER von *F. excelsior*.

3.3.3 *Fraxinus angustifolia*

Für *F. angustifolia* ergab sich ein LMER mit zahlreichen Parametern, welche in Tabelle 10 ersichtlich sind. Das Bestimmtheitsmaß des erstellten Modells beläuft sich auf 0.451, wobei ein Großteil der Variation des Radialzuwachses durch den Konkurrenzgrad ($R^2 = 0.368$) erklärt wird. Eine steigende Konkurrenz führt laut dem Modell zu einer Abschwächung des Zuwachses ($-5.47e+03 \pm 3.94e+01$). Eine weitere Vorvariable, welche im Modell enthalten ist und einen starken Effekt auf den Zuwachs der Schmalblättrigen Esche hat, ist der Orthogonalabstand ($R^2=0.143$). Der rekonstruierte Brusthöhendurchmesser steht, wie in den vorigen Modellen, repräsentativ für den Alterseffekt. So nimmt der Radialzuwachs von *F. angustifolia* mit steigendem Brusthöhendurchmesser signifikant ab ($-1.18e-02 \pm 1.34e-03$). Die Distanz zur Flussmündung sowie die Vertikaldistanz hatten für das Modell der Schmalblättrigen Esche keinen signifikanten Einfluss und wurden nicht im Modell beibehalten.

Tab. 12: Modellergebnisse sowie partielles Bestimmtheitsmaß der festen Effekte, sowie das Bestimmtheitsmaß des Gesamtmodells für *F. angustifolia*.

Fixed Effects						
Variable	Partial R ²	Estimate	Std. Error	df	t value	P value
Intercept		6.29e+03	3.18e+02	5.41e+04	19.778	2.00e-16 ***
Competition	0.368	-5.47e+02	3.94e+01	9.50e+05	-13.884	2.00e-16 ***
Orthabst	0.143	1.16e+00	4.96e-01	1.20e+04	2.346	0.036929 *
BHD_rek	0.13	-1.18e-02	1.34e-03	1.07e+06	-8.846	2.00e-16 ***
WL_Apr	0.012	1.71e+04	4.65e+03	1.06e+06	3.689	0.000236 ***
WL_Nov.l2	0.012	-1.08e+04	3.49e+03	1.01e+06	-3.090	0.002056 **
T_Jul.l3	0.009	3.52e+01	1.22e+01	1.07e+06	2.878	0.004084 **
T_Jan.l1	0.006	2.00e+01	7.49e+00	1.06e+06	2.670	0.007702 **
WL_Apr:sqrt(PREC_Apr)	0.006	-1.04e+03	4.02e+02	1.06e+06	-2.578	0.010058 *
WL_Aug.l1	0.005	-6.69e+03	3.25e+03	1.04e+06	-2.061	0.039546 *
T_Mar.l1	0.004	-1.60e+01	7.75e+00	1.06e+06	-2.069	0.038777 *
Model	0.451					

Der Wasserstand im April des aktuellen Jahres sowie jener im November vor 2 Jahren resultierten als stärkste Einzeleffekte unter den Umweltvariablen (jeweils $R^2=0.012$). Dabei wirkt sich der Wasserstand im April signifikant positiv ($1.71e+04 \pm 4.65e+03$, p-Wert < 0.05) auf den Zuwachs von *F. angustifolia* aus. Für den Wasserstand im November vor 2 Jahren ergab sich ein signifikant negativer Einfluss auf den Radialzuwachs ($-1.08e+04 \pm 3.49e+03$, p-Wert < 0.05). Seitens der Temperatur zeigen jene Werte des Julis vor drei Jahren ($3.52e+01 \pm 1.22e+01$, p-Wert < 0.05) sowie die Temperatur im Jänner des Vorjahres ($2.00e+01 \pm 7.49e+00$, p-Wert < 0.05) einen signifikant positiven Effekt auf den Radialzuwachs (vgl. Tab.12 bzw. Abb. 19).

Stärkste Abhängigkeiten des Radialzuwachses von *Fraxinus angustifolia*

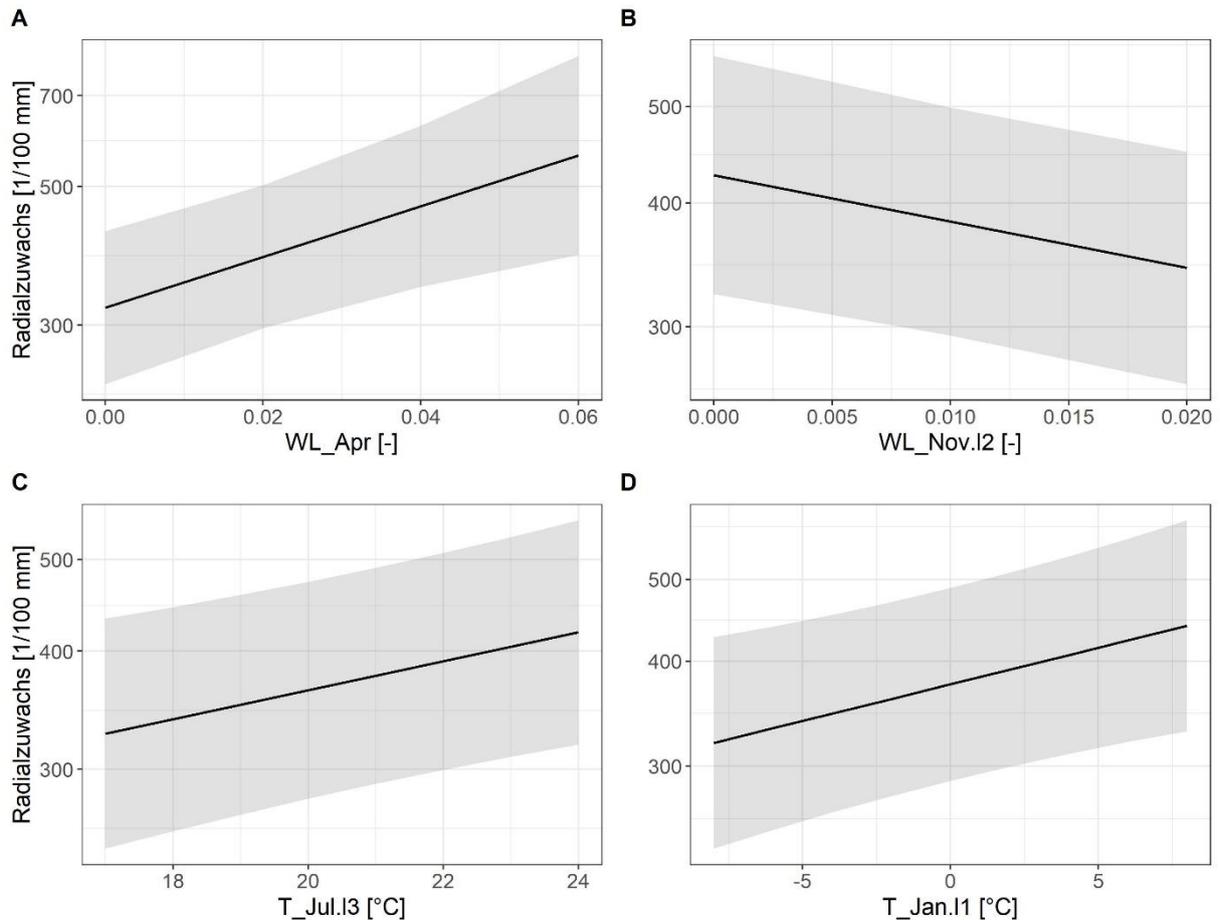


Abb. 19: Illustration des Einflusses auf den Radialzuwachs von *F. angustifolia* in mm durch jene 4 Umweltvariablen mit der höchsten Effektstärke (partielles R^2): A – Einfluss des standardisierten Wasserstands im April des aktuellen Jahres [dimensionslos]; B - Einfluss des standardisierten Wasserstands im November vor 2 Jahren [dimensionslos]; C - Einfluss der Temperatur im Juli vor 3 Jahren in °C; D – Einfluss der Temperatur im Jänner des Vorjahres in °C.

Die letzte Temperaturvariable, nämlich die Temperatur im März des Vorjahres, wirkt sich signifikant negativ ($-1.6e+01 \pm 7.75e+00$, p-Wert < 0.05) auf den Zuwachs der Schmalblättrigen Esche aus.

Desweiteren führt ein hoher Wasserstand im August des Vorjahres zu einem signifikant verminderten Radialzuwachs ($-6.69e+03 \pm 3.25e+03$, p-Wert < 0.05) von *F. angustifolia* (vgl. Tab. 12).

Niederschlagsvariablen zeigten in Form von Einzeleffekten keine ausreichenden Signifikanzen, jedoch scheint der Niederschlag im April des aktuellen Jahres in einem Interaktionseffekt mit dem Wasserstand auf. So wirkt sich ein steigender Wasserstand im April, welcher durch Niederschlag im selbigen Monat zusätzlich gespeist wird, negativ auf den Radialzuwachs der Schmalblättrigen Esche aus (vgl. Tab. 12 und Anhang F).

Tab. 13: Variation des definierten Zufallseffekts und der Residuen des linear gemischten Modells für *F. angustifolia*.

Random Effects			
Groups	Variance	Std.Dev.	Variation explained [%]
WZP:Transekt	0.18881	0.4345	42.43
Transekt	0.04479	0.2116	10.07
Residual	0.21135	0.4597	
		Sum	52.50

Im Gegensatz zu den vorhergehenden Modellen ergab sich für *F. angustifolia* eine differenzierte Struktur der Zufallseffekte. So wird auf Transektebene eine Varianz in Höhe von 0.04479 beschrieben, womit rund 10 % der durch Zufallseffekte auftretenden Gesamtvarianz erklärt wird. Ein weitaus größerer Teil der Gesamtvariation wird durch den Interaktionseffekt zwischen Stichprobenplots und Transekten mit 0.18881 Einheiten beschrieben. Für diese Variablenkonstellation ergibt sich ein erklärter Anteil an der Gesamtvarianz der Zufallseffekte im Ausmaß von rund 42 %. Insgesamt konnte durch die angeführte Struktur der Zufallseffekte rund 53% der Gesamtvarianz, welche durch Zufallseffekte erzeugt wird, zugeordnet werden. Auf Einzelbaumebene konnten keine Varianzen nachgewiesen werden (vgl. Tab. 13).

Abbildung 20 gibt die Variation des Intercepts, welche sich aus dem Interaktionseffekt zwischen Transekt und Stichprobenplots ergibt, wieder. Die schwarzgefüllten Kreise repräsentieren die positiven Mittelwerte und die transparent gefüllten Kreise stehen für negative Mittelwerte des Intercepts.

Zufallseffekte für LMER der schmalblättrigen Esche

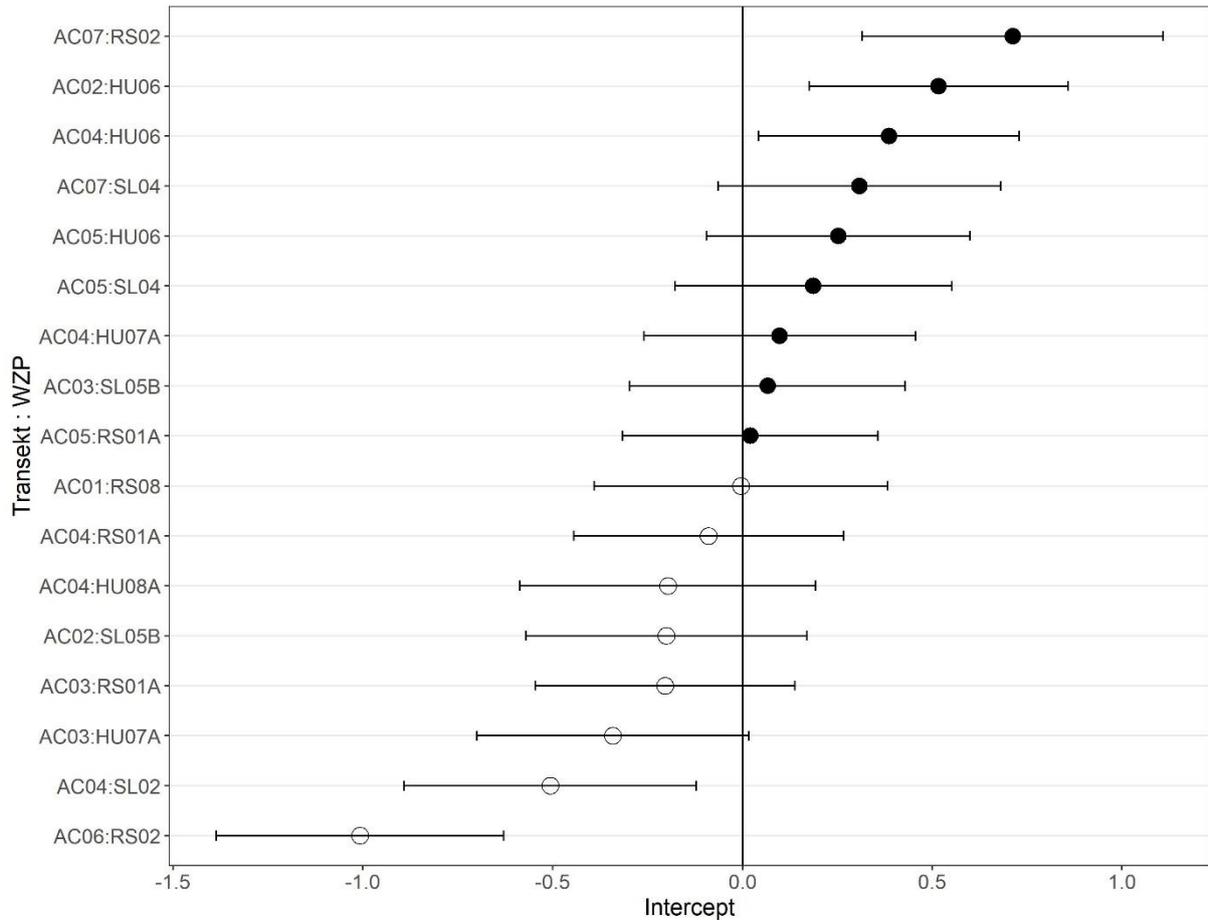


Abb. 20: Variation des Intercepts durch Interaktionseffekt zwischen Transekten und Stichprobenplots für *F. angustifolia*. Transekte mit schwarz-gefülltem Kreis = Positiver Schätzwert; Transekte mit transparent gefülltem Kreis = negativer Schätzwert. AC = Stichprobenplots (Länderkürzel siehe Anhang C).

Das LMER für *F. angustifolia* zeigt eine gute Erklärungskraft in den zentralen Quantilen, wo die Residuen relativ gleichverteilt erscheinen. Insgesamt präsentiert sich der QQ-Plot für das LMER der Schmalblättrigen Esche jedoch verstärkt linksschief. Das Modell weicht also im niederen Wertebereich stark von der idealen Normalverteilung ab, daher können Extremwerte im unteren Wertebereich nur unzureichend erklärt werden (vgl. Abb. 21A und Abb. 21B).

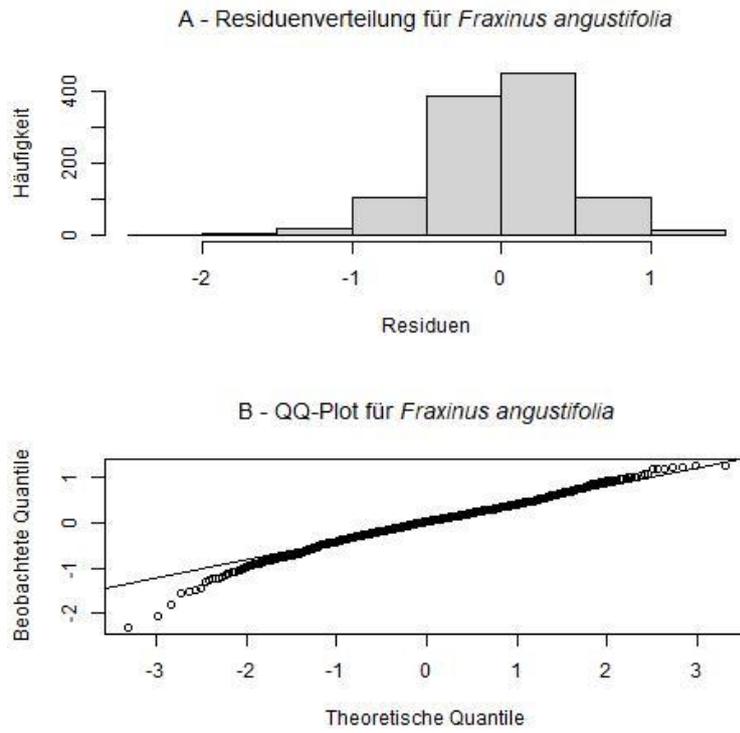


Abb. 21: A - Illustration der Residuenverteilung in Histogrammform für das LMER von *F. angustifolia*. B – Vergleich der theoretischen Quantile mit den beobachteten Quantilen für das LMER von *F. angustifolia*.

4. Diskussion

4.1 Betrachtung der Methodik

Das REFOCUS-Projekt wurde gestartet, um die Resilienz von Auwäldern ganzheitlich im gesamten Untersuchungsgebiet zu untersuchen. Somit ist das Projekt an zahlreiche verschiedene Aspekte von Auwaldsystemen adressiert, nicht nur an die dort vorkommenden Baumarten. Es ist daher nicht verwunderlich, dass bei einer so allumfassenden Projektanlage nicht auf die gleiche Gewichtung aller Baumarten Rücksicht genommen werden konnte. Die Anlage der Transekte wurde so gewählt, dass diese durch ein möglichst zusammenhängendes Waldgebiet verläuft. Man würde aufgrund der teilweisen Naturbelassenheit auf einen natürlichen Aufbau der Auwälder schließen (Flussläufe mit Schotterbänken, worauf weiche und zuletzt harte Au folgen (Drescher et al., 2014)) und vermuten, dass dadurch die jeweils charakteristischen Baumarten abgedeckt werden. Leider bleibt bei dieser Versuchsanlage immer noch ein Restrisiko, dass gewisse Baumarten mit geringeren Umfängen repräsentiert werden. Außerdem mussten, trotz relativ hoher Naturbelassenheit der Flussläufe, viele Transekte komplett aus den hier beschriebenen Untersuchungen ausgeschlossen werden. Diese Transekte waren nämlich von zahlreichen Längsverbauungen in Form von Dämmen derart beeinträchtigt, dass ein Einfluss auf die Überflutungsdynamik und folglich auch auf den Radialzuwachs der untersuchten Baumarten nicht ausgeschlossen werden konnten (Netsvetov et al., 2018; Šmelko & Scheer, 2000; Trlin et al., 2021). Dies resultierte in einer drastischen Reduktion des Stichprobenumfanges von ursprünglich über 200 auf letztlich 73 Bohrkerne für *Q. robur*, *F. excelsior* und *F. angustifolia*. Besonders dramatisch war der Stichprobenrückgang für die gemeine Esche, welche für die hier durchgeführten Analysen nur noch 11 Bohrkerne beisteuert. Jedoch ist dem entgegenzusetzen, dass die gemeine Esche mit den 11 Bohrkernen immer noch durch 483 Beobachtungen (Jahrringe) repräsentiert wird (vgl. Tab.7). Somit können selbst für die gemeine Esche noch statistisch zulässige Aussagen getroffen werden, ähnlich wie bereits in früheren Untersuchungen (Šmelko & Scheer, 2000).

Ein weiterer Punkt, welcher bei der Betrachtung der Ergebnisse berücksichtigt werden sollte, ist die Schwierigkeit bei der Zuordnung der korrekten Baumart. Wenn man die Verbreitungsgebiete der gemeinen und der Schmalblättrigen Esche betrachtet, fällt einem auf, dass sich die Areale beider Baumarten im Untersuchungsgebiet überschneiden. Die Unterscheidung zwischen *F. excelsior* und *F. angustifolia* ist aufgrund von morphologischen Eigenschaften durchaus zu bewerkstelligen. Jedoch sollte auch bedacht werden, dass diese beiden Eschenarten zur Hybridisierung fähig sind und dies im Untersuchungsgebiet auch der Fall ist. Die resultierenden Hybriden (*Fraxinus x intermedia*) bilden dabei eine morphologische Zwischenform aus, welche rein optisch oft nur schwer einzuordnen ist. Eine einwandfreie Baumartendeklaration kann in solchen Fällen meist nur noch anhand einiger

weniger Gene zielführend sein (Gérard, Klein, Austerlitz, Fernández-Manjarrés, & Frascaria-Lacoste, 2006; Raddi, 2014). Aufgrund dieser Tatsache kann eine Verwechslung der Baumarten bei den Feldaufnahmen nicht ausgeschlossen werden, jedoch spricht die morphologische Ansprache von *F. excelsior* im nordwestlichen Teil des Untersuchungsgebietes und von *F. angustifolia* im südöstlichen Teil des Untersuchungsgebietes dafür, dass sich die Vorkommen der Baumarten im Untersuchungsgebiet nur gering überschneiden.

An dieser Stelle muss auch die Güte der Wasserstandsdaten besprochen werden. Grundsätzlich gestaltete sich die Beschaffung von adäquaten hydrologischen Daten für das Untersuchungsgebiet als schwierig. Zum einen wiesen freierhältliche Gitternetzdaten entweder über eine nicht ausreichende zeitliche Auflösung oder waren nur durch einige wenige Messstationen repräsentiert worden. Zum anderen waren Gitternetzdaten von besserer Qualität oft nicht freizugänglich. Der hier gewählte Weg, die hydrologischen Daten direkt von den zuständigen hydrologischen Diensten abzufragen, zeigte sich zwar als zielführend, jedoch traten, neben langen Wartezeiten von Anfrage bis Erhalt der Daten, wiederum qualitative Probleme auf. So musste festgestellt werden, dass in Osteuropa die Datenlage für Wasserstände wegen der geringen Messstationsdichte ausbaufähig ist. Zum anderen wiesen Daten zahlreicher hydraulischer Messstationen immer wieder Lücken oder einen sehr kurzen Messzeitraum auf. Teilweise wurde der Betrieb von Messstationen überhaupt eingestellt. Schlussendlich blieben jene 7 Messstationen übrig, welche in diese Arbeit einfließen (siehe Abb. 5 und Tab. 6). Eine notwendige Korrektur von Extremwerten des Wasserstandes führte zu einer weiteren zur Reduktion des Stichprobenumfangs in einigen Messjahren (vgl. Abb. 10B, 11B und 12 B).

Um die Eigenkritik zu vollenden, muss auch auf die Methodik hinsichtlich des Zuwachsparameter eingegangen werden. Denn im Zuge dieser Arbeit wurde hier mehrmals vom Standardprozedere abgewichen. Dies begann bereits bei der Bohrkerngewinnung im Untersuchungsgebiet. Aus Zeitgründen wurde je Baum lediglich ein Bohrkern gewonnen. Normalerweise werden je Baum zwei Bohrkern in orthogonaler Lage zueinander gewonnen. Diese können nach dem Vermessen gemittelt werden, wodurch sich Durchschnittswerte der Jahrringweiten eines Baumes ergeben (Phipps, 1985). Somit werden in der Regel durch Wuchsanomalien verursachte Verzerrungseffekte des Radialzuwachses, wie sie beispielsweise bei Zug- und Druckholz in Baumstämmen vorkommen können, umgangen. Da in dieser Arbeit keine solche Durchschnittswerte vorliegen, ist also anzunehmen, dass ein gewisses Maß an Jahrringvariation auf diesen Effekt zurückzuführen ist und im Modell als Teil der nicht erklärten Variation enthalten ist. Zudem ergibt sich durch die Orientierung der Bohrkerngewinnung in Richtung Probekreismittelpunkt (siehe 2.6.1) das Problem, dass der auf

diese Weise erhaltene Bohrkern in seiner Dimension nicht einwandfrei zum gemessenen BHD bzw. zur Winkelzählprobe passt.

Eine weitere Abweichung von der Standardvorgehensweise ergab sich bei der Bearbeitung der Jahrringserien, in der Dendrochronologie wird dieser Prozess „Detrending“ genannt. Im Allgemeinen wird im Zuge des Detrendings jene Variation mit niedriger Frequenz („lowfrequency variation“), welche durch den Alterseffekt und Konkurrenzbedingungen bewirkt wird, aus den Jahrringchronologien entfernt. Zusätzlich werden die Daten meist noch standardisiert, wodurch sich der sogenannten ringwidth-index (RWI) ergibt. Hierdurch verbleibt in den so gewonnen Chronologien nur noch die Jahrringvariation, welche sich aus den Umwelt- und Standortsbedingungen ergeben (Fritts, 2012; Heklau et al., 2019; Mäkinen et al., 2002; Mikac et al., 2018; Netsvetov et al., 2018, 2019; Rodríguez-González et al., 2021; Skiadaresis et al., 2019; Trlin et al., 2021; Tumajer & Tremli, 2016). Im Zuge dieser Arbeit zeigte sich jedoch, dass ein Detrending der Jahrringswerte zu starkem Verlust an Variation führte. Daher wurden die absoluten Radialzuwächse ohne Detrending verwendet und flossen gemeinsam mit dem rekonstruierten BHD (BHD_rek; ersetzt Alterseffekt) bzw. dem Konkurrenzstatus (Competition) in die Modellierungen ein (siehe 2.5.1.3 bzw. 2.6.3). Im Modell von *F. excelsior* konnte die Variable Competition jedoch aufgrund ihrer geringen Signifikanz nicht beibehalten werden. Bei den Modellen für *Q. robur* und *F. angustifolia* ist die Variable Competition enthalten, dennoch könnte die tatsächliche Konkurrenzsituation nicht ideal beschrieben sein. Denn zum einen liegt eine hohe Gewichtung jener Bäume vor, welche einen herrschend oder herrschenden/gering mitherrschenden Status besitzen (vgl. Anhang P, Q und R). Dies resultiert aus der Aufnahmemethodik, wonach grundsätzlich vorherrschende und herrschende/gering mitherrschende Bäume bevorzugt wurden. Falls solche Bäume nicht vorhanden oder bohrwürdig waren, wurden alternativ Bäume mit niedrigerem Konkurrenzstatus beprobt. Bei einem Gesamtstichprobenumfang von 33 Bäumen fallen deshalb ganze 25 Individuen von *Q. robur* in die dominante Statusklasse. Es verbleiben also lediglich 8 Beobachtungen für die unteren drei Statusklassen (herrschend/gering mitherrschend = 4; beherrscht = 4; unterdrückt = 0) (vgl. Anhang P). Zum anderen unterscheidet die Variable Konkurrenz nur zwischen den Statusstufen und lässt keine Spezifikationen innerhalb der jeweiligen Stufen zu. Schlussendlich ist diese Klassifizierung der Konkurrenz auch nur eine Momentaufnahme aus dem Aufnahmejahr 2018 und kann vermutlich nicht die Konkurrenzbedingungen des gesamten bisherigen Lebenszyklus der Baumindividuen beschreiben.

4.2 Betrachtung der Wachstumsmodelle

Die LMERs aller drei Baumarten hatten gemeinsam, dass die Distanz zur Flussmündung keinen signifikanten Einfluss auf den Zuwachs hatte und somit in keinem Modell enthalten ist. Dies könnte eine Konsequenz des Einfügens der Zufallseffekte sein, welche im speziellen die Hierarchieebenen

der Versuchsanlage beschreiben sollen und somit die Variable „Distanz zur Flussmündung“ entbehrlich macht.

4.2.1 *Quercus robur*

Die Stieleiche weist ein sehr umfangreiches Modell mit zahlreichen signifikanten Variablen auf. Generell betrachtet, zeichnet sich in dem Modell eine starke Gewichtung der Frühjahrsvariablen, aber auch eine hohe Relevanz des Frühsommers ab.

Die wichtigste Variable im Modell stellt der Wasserstand im Mai vor drei Jahren dar. Dieser wirkt sich negativ auf den Radialzuwachs von *Q. robur* aus. Ein möglicher Grund für diese Auswirkung könnte die Zuwachsreduktion als Reaktion auf anaerobe Zustände im Wurzelbereich, wie sie zum Beispiel bei Überflutungen vorkommen, sein (Glenz et al., 2006). Grundsätzlich gilt die Stieleiche zwar als überflutungstolerante Baumart (Aas, 2014), wenn jedoch Überflutungen besonders stark ausfallen, kann sich dies aber negativ auf den Radialzuwachs auswirken. Für die Frage, warum ausgerechnet der Wasserstand im Mai als wichtigster Treiber des Zuwachses resultiert, kann auf den Jahresverlauf des Wasserstandes verwiesen werden. Denn betrachtet man die Häufigkeitsverteilung des Wasserstandes in Abbildung 9, so liegt in einem Durchschnittsjahr der höchste Pegel im Monat Mai. Wenn nun also der ohnehin schon hohe Wasserstand im Mai zusätzlich höher ausfällt, reduziert sich der Radialzuwachs der Stieleiche signifikant (vgl. Abb. 13A). Auch für den Wasserstand im März zeigt sich ein ähnlich negativer Effekt auf den Radialzuwachs von *Q. robur*. Obwohl der durchschnittliche Wasserstand im März geringer ausfällt, reagiert der Radialzuwachs umso sensibler auf Pegelschwankungen, was sich im Modell durch einen steileren Effekt (Schätzwert) bemerkbar macht (vgl. Abb. 13C).

Versucht man diese Ergebnisse mit der bestehenden wissenschaftlichen Literatur abzugleichen, stößt man auf eine Vielzahl an Arbeiten, welche das Wachstum der Stieleiche behandeln. Um diesen Umfang etwas einzugrenzen, wurde daher ein Hauptaugenmerk auf Publikation bezüglich Stieleichen in Auwaldlandschaften gelegt. Die wohl am besten für einen Vergleich geeignete Arbeit wurde von Mikac et al. (2018) publiziert. Darin wurde unter anderem der Einfluss von Klima und Hydrologie auf den Radialzuwachs von *Q. robur* entlang der Save untersucht. Es ergab sich ebenfalls der Mai als jener Monat mit der höchsten Relevanz für den Radialzuwachs der Stieleiche, aber es wurden generell von Mai bis August positive Effekte des Wasserstands festgestellt. Dabei wurde der Maiwasserstand als die einflussreichste Variable für den Radialzuwachs bestimmt. Die beteiligten Wissenschaftler erklärten sich die hohe Sensitivität gegenüber dem Wasserstand im Mai damit, dass dadurch ein verstärktes Wachstum der Feinwurzeln (<1mm Durchmesser) während des Folgemonats Juni gefördert werde. Hierdurch könne dem abrupten Absterben von Feinwurzeln in den

oberflächlichen Bodenschichten, welche natürlicherweise in den Monaten Juli und August zur Austrocknung neigen, entgegengewirkt werden (Mikac et al., 2018).

Der Grund, weshalb meine Ergebnisse und jene von Mikac et al. (2018) derartig konträr sind, lässt sich vermutlich durch die doch markanten Unterschiede der Aufnahmemethodik sowie der räumlichen Verteilung der untersuchten Waldbestände erklären. Während Mikac et al. (2018) lediglich zwei Auwaldbestände (einen Trocken- und einen Feuchtstandort) untersuchten, erstreckt sich das Untersuchungsgebiet meiner Masterarbeit über eine Länge von mehreren hundert Kilometer. Desweiteren liegen die von Mikac et al. (2018) beprobten Waldbestände jeweils rund drei Kilometer vom Flusslauf entfernt. Dagegen befinden sich die Stichprobenflächen meiner Masterarbeit in unmittelbarer Nähe der Flussläufe und erfahren deswegen einen weit höheren Einfluss durch die Gewässerdynamik. Abschließend ist noch zu erwähnen, dass es sich bei den Beständen von Mikac et al. (2018) um gänzlich vom Menschen unberührte Waldflächen mit selten hoher Natürlichkeit handelt. Hingegen wurden bei meiner Masterarbeit sowohl Wirtschaftswald als auch außer Nutzung gestellte Waldflächen aufgenommen.

Hinsichtlich des Wasserstandes im März konnte kein signifikanter Effekt festgestellt werden. Insgesamt sei aber eine graduelle Steigerung des positiven Einflusses des Wasserstandes auf den Radialzuwachs von *Q. robur* über die letzten Dekaden zu verzeichnen (Mikac et al., 2018). Eine andere Arbeit aus der Elbenregion von Tschechien zeigte wiederum eine Dominanz des Wachstums von *Q. robur* durch den Herbstwasserstand, welcher sich negativ auswirkte (Tumajer & Tremel, 2016). Rieger et al. (2017) stellten überhaupt keine besonderen Reaktionen des Radialzuwachses der Stieleiche auf sich ändernde Wasserstandswerte fest und führten Zuwachsschwankungen vor allem auf einen negativen Einfluss von Niederschlagswerten im September des Vorjahres zurück. Auch Astrade und Bégin (1997) konnten in einer Untersuchung in Frankreich keine Korrelation des Wachstums von *Q. robur* mit Hochwasser finden, verwiesen aber auf Änderungen im anatomischen Aufbau der Jahrringe von überfluteten Baumindividuen. Eine Arbeit aus dem zentralen Deutschland konnte nur eine geringfügige Reduktion des Zuwachses durch erhöhte Wasserstände feststellen. Es zeigte sich hingegen, dass ein Zusammenspiel aus hohem Niederschlag im aktuellen Jahr und starkem Radialzuwachs im Vorjahr einen ausgeprägt positiven Einfluss auf das Wachstum von Stieleichen habe (Heklau et al., 2019). Erwähnenswert ist auch die Arbeit von Rieger et al. (2015), welche eine Minderung des Radialzuwachses auf sehr feuchten (hochwasserbeeinflussten) Böden auf eine vermehrte Allokation des aufgenommenen Kohlenstoffes in Blatt- und Wurzelmasse zurückführt.

Im Hinblick auf die Niederschlagsvariablen, sind es ebenfalls die Mai-Werte (PREC_May.l1, PREC_May.l2, PREC_May), welche im Modell der Stieleiche besonders hervorstechen. So wirken sich alle diese Niederschlagsvariablen positiv auf den Radialzuwachs von *Q. robur* aus. Vergleicht man

diese Ergebnisse mit der Jahresverteilung des Niederschlags, so ist deutlich zu erkennen, dass der Monat Mai bei weitem nicht der niederschlagsreichste Monat des Untersuchungsgebiets darstellt (siehe Abb. 7). Jedoch ist der Mai jener Zeitraum, in dem intensives Baumwachstum erfolgt. Hierfür werden viele Ressourcen gebraucht, eine davon stellt Wasser dar. Wie zuvor schon beschrieben, ist die Wasserverfügbarkeit durch Regen im Monat Mai nicht sonderlich hoch. Ergiebiger Frühjahrsniederschlag scheint daher einen Wuchsvorsprung gegenüber Jahren mit wenig Niederschlag im Mai zu bewirken. Jedoch dürfte es auch ein Zuviel an Niederschlag geben. So zeigt der Interaktionseffekt zwischen Niederschlag und Wasserstand im Mai vor zwei Jahren, dass ein Zusammenspiel von hohem Niederschlag und hohem Wasserstand zwei Jahre später zu einer verminderten Wüchsigkeit von *Q. robur* führt. Hier gilt es zu anmerken, dass hohe Wasserstände im Frühjahr von der Schneeschmelze in den Ostalpen resultieren, während die hohen Niederschläge lokal im Untersuchungsgebiet erfolgen.

Die stark positive Abhängigkeit des Radialzuwachses der Stieleiche vom Frühjahrsniederschlag, aber auch des Niederschlags im Frühsommer ist weitgehend im Konsens mit der bestehenden Literatur (Heklau et al., 2019; Mikac et al., 2018; Netsvetov et al., 2018; Skiadaresis et al., 2019). So schreibt beispielsweise Mikac et al. (2018) von einem immer stärker werdenden und positiven Effekt des Niederschlags für das Wachstum der Stieleiche. Selbst von intensiveren Trockenperioden könne sich das radiale Dickenwachstum schnell erholen, was für eine gute Resilienz von *Q. robur* spricht (Heklau et al., 2019). Lediglich Rieger et al. (2017) schloss aus einer Untersuchung von Stieleichen im Nationalpark Donauauen (Österreich) auf eine stärkere Gewichtung der Juli-Niederschläge als positiver Einfluss auf den Radialzuwachs. Noch konträrer ist ihr Ergebnis, dass der Septemberrniederschlag des Vorjahres einen negativen Effekt und allgemein den größten Einfluss auf das Wachstum von *Q. robur* habe. Eine Erklärung hierfür wurde aber nicht abgegeben.

Seitens der Temperaturvariablen resultierte der Juni als effektstärkste Größe und wirkt sich negativ auf den Radialzuwachs der Stieleiche aus. Dieses Ergebnis lässt sich ebenfalls anhand des Jahresverlaufs der Temperatur erklären (siehe Abb. 8). Generell sind die höchsten Durchschnittstemperaturen in den Sommermonaten (Juni - August) zu finden. Gleichzeitig liegen in diesem Zeitraum auch die höchsten Extremtemperaturen. Besonders hohe Temperaturen im Juni könnten also einen sehr heißen (und trockenen) Sommer bedeuten, womit auch der Zuwachsrückgang erklärbar wäre. Desweiteren ergibt sich eine Reduktion des Radialzuwachses durch zu hohe Jännertemperaturen. Der Grund für diese Wirkung könnte mit den Eigenschaften der Stieleiche hinsichtlich des Klimas liegen. Denn die Stieleiche ist eine Baumart mit einer relativ weiten Amplitude und verfügt dementsprechend über ein sehr weitläufiges Verbreitungsgebiet. Da Vorkommen von *Q. robur* auch tief in den Osten Europas reichen, könnte eine Anpassung an kalte

Temperaturen außerhalb der Vegetationsperiode vorhanden sein. Wenn die Vegetationsruhe aber durch hohe Temperaturen gestört wird, könnte hierdurch die Dormanz von Individuen dieser Baumart gestört werden und sich in Form von Wuchseinbußen in folgenden Wachstumsperioden äußern.

Bei der Wirkung der Temperaturvariablen während der Vegetationsperiode ist sich die Literatur uneins. Während in Kroatien und in Südwestdeutschland erhöhte Temperaturen in den Monaten März bis Juli eine Verringerung der Zuwachsleistung von *Q. robur* nach sich ziehen (Mikac et al., 2018; Skiadareisis et al., 2019), wurden in Tschechien und der Ukraine positive Effekte für denselben Zeitraum festgestellt worden (Netsvetov et al., 2018; Tumajer & Tremel, 2016). Grundsätzlich bestätigt Rieger et al. (2017) die negativen Auswirkungen von warmen Temperaturen außerhalb der Vegetationsperiode auf den Radialzuwachs von *Q. robur*, jedoch ist Netsvetov et al. (2018) zu einem gegenteiligen Ergebnis gekommen. Diese Gegensätze ergeben sich wahrscheinlich aus der Tatsache, dass das Untersuchungsgebiet von Netsvetov et al. (2018) in einer bereits stark kontinental geprägten Klimazone gelegen ist.

Die insgesamt bedeutsamste Variable des Modells von *Q. robur* stellt nicht eine Klimavariablen oder der Wasserstand, sondern die Höhendifferenz zwischen Stichprobenpunkt und Flusskörper (Diff_level) dar. Je höher die Stieleiche gegenüber dem Flusslauf gelegen ist, desto geringere Jahrringzuwächse sind zu verzeichnen. Dies könnte zum einen am Verlust des Grundwasseranschlusses liegen, wodurch die betroffenen Bäume stärker vom Niederschlag als Wasserspender abhängig sind. Zum anderen sinkt mit jedem zusätzlichen Höhenmeter die Wahrscheinlichkeit bzw. die Häufigkeit einer Überschwemmung eines Standortes, wodurch auch die damit einhergehenden positiven Effekte (z.B. Nährstoffeintrag) stetig gemindert werden (Gregory et al., 1991; Osei et al., 2015; Schnitzler, 1997).

Weshalb der Alterseffekt in Form des rekonstruierten Brusthöhendurchmessers einen positiven Effekt ausbildet, ist schwierig zu erklären. Eine Annahme könnte sein, dass die Stieleiche Trockenperioden im Vergleich zu anderen Baumarten im Untersuchungsgebiet besser übersteht. Da solche Klimaphänomene in Europa bereits in den letzten Dekaden häufiger vorkamen (Schüler et al., 2013; Spekat, Enke, & Kreienkamp, 2007; Wohlgemuth, Brang, Bugmann, Rigling, & Zimmermann, 2014), könnte sich auch ein graduell steigender Konkurrenzvorteil der Stieleiche ergeben. Neben klimatischen Einflüssen sind es vermutlich auch Auswirkungen von eingeschleppten Schaderregern, welche die Konkurrenzkraft der Stieleiche indirekt stärken. So hat sich die Baumartenzusammensetzung von europäischen Auwäldern wegen des flächigen Ausfalls von *Ulmus minor* durch die Ulmenwelke (Erreger: *Ophiostoma ulmi* und *Ophiostoma novo ulmi*) (Kirisits & Konrad, 2007) und starken Vitalitätseinbußen von *F. excelsior* sowie *F. angustifolia* durch das

Eschentriebsterben (Erreger: *Hymenoscyphus fraxineus*) in den letzten Jahrzehnten drastisch geändert (Heinze et al., 2017; Rigling et al., 2016). Der positive Trend des Alterseffekts bei der Stieleiche könnte also auf begünstigte Wuchsbedingungen durch sinkende Konkurrenzkraft von Begleitbaumarten der harten Au hinweisen.

4.2.2 *Fraxinus excelsior*

Beim Betrachten des Modells von *F. excelsior* fällt auf, dass keine signifikanten Werte für die Vorvariablen enthalten sind. Weiters sind die partiellen Bestimmtheitsmaße der Einzelvariablen relativ hoch (im Vergleich zu *F. angustifolia*). Auch ist eine starke Dominanz der Temperaturvariablen ersichtlich, wenngleich die Gesamtvariablenanzahl verglichen zum Modell der Stieleiche gering ist. Generell sind im Modell der gemeinen Esche nur Variablen mit negativem Vorzeichen enthalten.

Die Temperatur im Juni ist für die gemeine Esche laut dem Modell die wichtigste Variable für die Beschreibung des Radialzuwachses. Sie wirkt sich ebenso, wie die Septembertemperatur vor zwei Jahren, stark negativ auf das Dickenwachstum der gemeinen Esche aus. Dies wird, wie auch bei der Stieleiche schon beschrieben, ein Ergebnis des Zusammenspiels mit den ohnehin schon warmen Durchschnittstemperaturen im Untersuchungsgebiet sein (vgl. Abb. 7). Auch scheint die gemeine Esche sensitiv auf Unterbrechungen der Vegetationsperiode zu reagieren, wie dies beispielsweise durch hohe Temperaturen im Dezember des Vorjahres (T_Dec.l1) sein kann.

Wenn man diese Ergebnisse mit der Literatur vergleicht, zeigt sich, dass in einer Arbeit aus dem zentralen Deutschland zumindest der Temperatur im Juni ein stark negativer Einfluss auf den Radialzuwachs der gemeinen Esche zugeordnet wird (Heklau et al., 2019). Jedoch sind es ebenfalls Heklau et al. (2019), welche erhöhte Radialzuwächse in Folge von warmen Dezembertemperaturen des Vorjahres nachweisen konnten. Rieger et al. (2017) vermeldeten nach Untersuchungen an Bäumen von *F. excelsior* im Nationalpark Donauauen (Österreich) positive Zuwachsreaktionen infolge warmer Temperaturen im August des Vorjahres und im Februar. Auf gänzlich andere Ergebnisse verweisen Koprowski et al. (2018), indem sie die Temperatur im Winter und im baldigen Frühjahr als nicht relevant für den Radialzuwachs von *F. excelsior* in Polen erachten. Lediglich eine negative Auswirkung von warmen Februartemperaturen auf den Frühholzanteil konnte festgestellt werden.

Seitens des Niederschlags konnte im Modell der gemeinen Esche als einziges eine negative Reaktion auf hohe Niederschlagssummen im Jänner bestimmt werden. Dieser Effekt konnte in der Literatur nicht nachempfunden werden. So stellten Rieger et al. (2017) den Septemberniederschlag des Vorjahres als wichtigste Niederschlagsvariable fest. Aber auch die Niederschlagswerte des März und Septembers zeigten im Zuge ihrer Arbeit signifikant positive Auswirkungen auf den Radialzuwachs von *F. excelsior*. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen auch andere Publikationen, welche allesamt einen

positiven Einfluss des Niederschlags während der Vegetationsperiode beschrieben (Heklau et al., 2019; Koprowski et al., 2018; Singer et al., 2013).

Im Hinblick auf den Einfluss des Wasserstandes konnte im Modell der gemeinen Esche der Juni als relevant ausgemacht werden. Die negative Auswirkung des Juni-Wasserstandes könnte daran liegen, dass sich Bäume zu diesem Zeitpunkt mitten in der Vegetationsperiode befinden und somit sensibler auf mögliche Verletzungen durch Hochwasser reagieren. Solche zeitversetzten Schadauswirkungen durch hochwasserinduzierte Verletzungen, welche sich mehrere Jahre zuvor ereignet haben, beschreibt Glenz et al. (2006) als höchst relevant für das Wachstum von Auwaldbäumen.

Eine andere Erklärung für den negativen Einfluss hoher Juniwasserstände auf den Radialzuwachs von *F. excelsior* könnte die Änderung von physiologischen Prozessen und die Behinderung der Kohlenhydratversorgung (Photosyntheseprodukte) der Wurzeln über das Phloem liegen. Zum einen weisen Wurzeln in wassergesättigten Bodenverhältnissen eine stark herabgesetzte hydraulische Leitfähigkeit auf, wodurch die Wasseraufnahme durch die Wurzeln stark reduziert wird. In Folge von chemischen Signalen kommt es zur Schließung der Stomata, welche letztlich die Photosyntheseleistung eines Baumes verringert (Kreuzwieser & Rennenberg, 2014). Zum anderen führt die Überflutung von Wurzeln zur Änderung der Stoffwechselprozesse in den betroffenen Zellen. Die anaeroben Bedingungen im Wurzelbereich von überfluteten Auwaldbäumen generieren einen Sauerstoffmangel in den Wurzelzellen, wodurch die mitochondriale Respiration stark reduziert oder komplett eingestellt werden muss. Der daraus folgende ATP-Mangel stimuliert in den betroffenen Zellen Fermentationsprozesse. Bei überflutungstoleranten Baumarten konnte daher eine erhöhte alkoholische Fermentation als Reaktion auf Sauerstoffmangel beobachtet werden. Weiters wird vermehrt Glykolyse für die ATP-Gewinnung bei Sauerstoffmangel genutzt (Camisón, Ángela Martín, Dorado, Moreno, & Solla, 2020; Kreuzwieser & Rennenberg, 2014). So wurde bei Stieleichensämlingen die Aufrechterhaltung eines hohen Glykolysegehalts durch ausreichende Versorgung mit Kohlenhydraten als essentiell für das Überleben der Bäume unter Sauerstoffmangel erachtet (Kreuzwieser & Rennenberg, 2014). Der größte Teil der Kohlenhydratversorgung eines Baumes erfolgt über die Photosynthese in den Blättern der Bäume. Bei längerfristigen Hochwasserereignissen konnte ein Anstieg der Kohlenhydratkonzentration in Blättern von überfluteten Bäumen beobachtet werden. Zudem konnte bei überflutungsintoleranteren Baumarten eine hohe Kohlenhydratkonzentration im Phloem bei gleichzeitig niedriger Konzentration in den Wurzeln festgestellt werden. Dies führen Forscher auf die Beeinträchtigung des Zuckertransports im Phloem und eine damit einhergehende Unterversorgung von Wurzelzellen mit Kohlenhydraten zurück. Die genauen Hintergründe dieses Versagens des Phloemtransports sind bisher jedoch noch nicht gänzlich geklärt (Camisón et al., 2020; Kreuzwieser & Rennenberg, 2014). Bei der gemeinen

Esche als Baumart der harten Au mit einer entsprechend hohen Überflutungstoleranz kann der Kohlenhydrattransport über das Phloem und in weiterer Folge die Versorgung der Wurzeln mit Kohlenhydraten offenbar größtenteils aufrechterhalten werden. Die Reduktion des Kohlenhydrattransports über das Phloem scheint daher nur bei extremen Hochwasserereignissen im Juni relevant für das Dickenwachstum zu werden und führt erst zwei Jahre später zu signifikanten Zuwachseinbußen.

Eine mögliche Antwort auf den geringen Einfluss des Wasserstandes auf das Dickenwachstum von gemeinen Eschen nennen Singer et al. (2013). So fanden die Autoren heraus, dass *F. excelsior* nur so tief wurzelt, wie die Feinsedimente des Auwaldbodens in die Tiefe reichen. Den darunterliegenden Schotter vermag die gemeine Esche nicht zu durchwurzeln und bildet daher ein meist sehr flaches Wurzelsystem aus. Da *F. excelsior* in der Regel weit über dem durchschnittlichen Grundwasserspiegel gedeiht, hat sie somit keine Möglichkeit Grundwasser langfristig zu erschließen. Somit sei ihr Wasserhaushalt in Durchschnittsjahren weitgehend vom Niederschlag abhängig (Singer et al., 2013).

Sowohl hinsichtlich der hier präsentierten Ergebnisse als auch untereinander ist sich die Literatur bezüglich der relevanten Monatswerten des Wasserstands uneinig. Während Rieger et al. (2017) einen langandauernden Niederwasserstand in der Vegetationsruhe als positiv erachten, betonen Koprowski et al. (2018) die ausgesprochene Wichtigkeit eines hohen Winterwasserstand (September bis Jänner) für ein gutes Radialwachstum der gemeinen Esche. Andere Arbeiten sehen wiederum den Wasserstand von Mai bis Juli bzw. August als wichtigen positiven Treiber des Radialzuwachses an (Heklau et al., 2019; Singer et al., 2013).

Leider ergaben sich für die Höhendifferenz und dem Orthogonalabstand keine signifikanten Ergebnisse. Sehr wohl signifikante Aussagen konnten Rieger et al. (2017) treffen. Das Forschungsteam berichtet von signifikant seichterer Durchwurzelungstiefe bei Individuen von *F. excelsior*, welche sowohl vertikal als auch horizontal näher am Flusslauf gelegen sind. Dies wird auf die geringere Toleranz von *F. excelsior* (im Vergleich zu *Q. robur*) gegenüber wassergesättigten Bodenbedingungen zurückgeführt. Durch das flachwurzelnde Wurzelwerk können jedoch betroffene Baumindividuen in ihrer Wasser- und Nährstoffaufnahme während Trockenperioden limitiert sein. Außerdem sind oberflächennahe Feinwurzelpartien anfälliger gegenüber Bodenfrost im Winter und müssen bei starken Frostverlusten in der folgenden Vegetationsperiode wieder regeneriert werden (Rieger et al., 2017).

4.2.3 *Fraxinus angustifolia*

Das Modell von *F. angustifolia* wird nicht von einer Klimavariablen, sondern durch den Konkurrenzstatus dominiert. So ergibt sich mit sinkender sozialer Stellung ein stark negativer Effekt

für den Radialzuwachs. Bei näherer Analyse des Datensatzes fällt auf, dass die Verteilung der Bäume über die Statusklassen nicht gleichmäßig erfolgt. Denn die dominante Statusklasse ist klar überrepräsentiert (vgl. Anhang R), was nicht zuletzt an der methodischen Bevorzugung von vorherrschenden und herrschenden/gering mitherrschenden Baumindividuen für die Bohrkerngewinnung liegt. Abgesehen von diesem Umstand, ist die festgestellte schwache Konkurrenzskraft der Schmalblättrigen Esche kein neues Phänomen. Schließlich empfiehlt Raddi (2014) den Kronenraum von *F. angustifolia* freizuhalten, um möglichst viel der früh kulminierenden Wuchsleistung auszunutzen.

Die beiden stärksten Umweltvariablen stellten im Modell der Schmalblättrigen Esche die Wasserstände im April und im November vor zwei Jahren dar, jedoch mit unterschiedlichen Effekten auf den Zuwachs. Wie schon bei der Stieleiche, ergeben sich für hohe Wasserstände im Frühjahr (April) gute Wuchsbedingungen für *F. angustifolia*. Eine weitere Parallele zur Stieleiche stellt die „Deckelung“ des positiven Effekts des Wasserstandes im April durch die Interaktion mit dem Niederschlag dar (vgl. Anhang F). Einbußen des Radialzuwachses ergaben sich für hohe Wasserstände für den November vor zwei Jahren und den August des Vorjahres.

Wissenschaftliche Arbeiten zu dendrochronologischen Analysen von *F. angustifolia* sind in Mitteleuropa bisher selten erfolgt. Dies ist jedoch nicht verwunderlich, schließlich liegt das Hauptverbreitungsgebiet dieser Baumart vor allem im mediterranen Raum (Raddi, 2014). Dennoch zeigen zwei Arbeiten, welche beide in Kroatien lokalisiert waren, dass der Wasserstand des Monats Mai essentiell für ein gutes Radialwachstum der Schmalblättrigen Esche ist. Sie unterstrichen die ausgesprochen positive Wirkung des Wasserstandes sowohl im Frühjahr als auch im Sommer (Mikac et al., 2018; Trlin et al., 2021). Andere Publikationen, welche aus südlichen und südwestlichen Teilen Europas stammen, bekräftigen zwar ebenfalls den positiven Zusammenhang zwischen Frühjahrswasserstand und Radialwachstum von *F. angustifolia*, verweisen aber auch auf eine erhöhte Abhängigkeit vom Winterwasserstand (Gomes Marques et al., 2018; Rodríguez-González et al., 2021). Begründet wird dieser Umstand damit, dass eine hohe Wasserverfügbarkeit im Jänner und Februar eine Auffüllung von Wasserreserven im Boden ermöglicht und somit maßgeblich zur Resistenz gegenüber Sommertrockenheit beiträgt (Rodríguez-González et al., 2021). Dieser Effekt könnte aber eher für mediterrane Auwälder zutreffend sein.

Der Grund für den negativen Einfluss des Novemberwasserstandes auf den Radialzuwachs von *F. angustifolia* könnte aus Erkenntnissen eines Renaturierungsversuchs in Süd-Tschechien hervorgehen. So wurde nach jahrzehntelang abgesenkten Grundwasserständen infolge der Errichtung eines Hochwasserdammes ein Auwaldgebiet mit dem nahegelegenen Flusslauf durch das Anlegen eines Kanals verbunden. Dies führte zum Wiederanstieg des Grundwasserstandes im Auwaldgebiet. Neben

der verbesserten Wasserversorgung konnte festgestellt werden, dass sich zwar das Wasserstandsmittel wieder früheren Werten annäherte, gleichzeitig aber die natürlichen Fluktuationen des Wasserstandes kaum mehr vorhanden waren. Der Minimalwasserstand im Herbst ist aber sehr wichtig für die Durchlüftung des Auwaldbodens, im Speziellen für den Wurzelbereich von Auwaldbäumen. Bei naturnahen Auwaldgebieten ist dies durch die natürliche Variation des Wasserstandes gegeben. Im Falle des Renaturierungsversuches stellten sich längerfristig anaerobe Zustände ein, mit negativen Auswirkungen auf die Vitalität der lokalen Baumarten (Klimo, 2008).

Bei den Temperaturwerten ergab sich für den Juli vor drei Jahren der stärkste Effekt. Dieser wirkt sich positiv auf den Radialzuwachs von *F. angustifolia* aus. Desweiteren profitiert der Dickenzuwachs ebenfalls von höheren Temperaturen im Jänner des Vorjahres. Einzig bei sehr warmen Temperaturen im März des Vorjahres reagiert der Radialzuwachs mit einer Reduktion. Erklärbar sind diese Ergebnisse unter anderem durch die Tatsache, dass die Schmalblättrige Esche als wärmeliebende Baumart eingestuft wird (Raddi, 2014). Natürlicherweise kommt *F. angustifolia* daher im Mittelmeerraum vor, wo humidere Klimabedingungen herrschen als im Untersuchungsgebiet. Bei den untersuchten Standorten handelt es sich also bereits um nördliche Randvorkommen der Schmalblättrigen Esche. Man kann daher davon ausgehen, dass die Temperatur auch jene Variable darstellt, welche die Schmalblättrige Esche in ihrer nördlichen Erstreckung limitiert. Die Sensitivität gegenüber hohen Märztemperaturen könnte eine ähnliche Ursache haben. Denn in kühleren Klimaten neigt *F. angustifolia* zu vermehrtem Auftreten von Frostschäden, welche sich häufig durch intensive Zwieselbildung äußern (Raddi, 2014). Warme Temperaturen im März könnten diesen Effekt dahingehend begünstigen, dass Individuen der Schmalblättrigen Esche verfrüht austreiben und somit anfällig für Spätfrostschäden sind. Untersuchungen in Kroatien ergaben für *F. angustifolia* eine grundsätzlich negative Abhängigkeit des Radialzuwachs von den Temperaturen in den Monaten Mai bis Juli (August) (Mikac et al., 2018; Trlin et al., 2021). Rodríguez-González et al. (2021) nannten für einen Standort in Norditalien einen besonders negativen Einfluss der Juli Temperatur. In Südportugal wurden die Minimumtemperaturen im Mai und Dezember des Vorjahres als relevant für den Radialzuwachs eingestuft (Gomes Marques et al., 2018).

Einzelvariablen des Niederschlags sind im Modell der Schmalblättrigen Esche keine zu finden. Lediglich in Form eines Interaktionseffektes (siehe oben) konnte der Niederschlag ins Modell aufgenommen werden. Einen schwächeren Einfluss des Niederschlags auf den Radialzuwachs von *F. angustifolia* konnte auch in anderen Arbeiten festgestellt werden (Mikac et al., 2018; Trlin et al., 2021). Als Grund für diese geringere Wichtigkeit des Niederschlags für die Schmalblättrige Esche sehen Wissenschaftler die hoch effiziente Nutzung von verfügbarem Wasser, trotz der grundsätzlich guten Wasserversorgung im Auwald (Trlin et al., 2021). Während Mikac et al. (2018) den April als

wichtigste Niederschlagsvariable erachtete, verwies Trlin et al. (2021) auf eine höhere Gewichtung des Juli-Niederschlags und eine Irrelevanz von Niederschlagswerten des Vorjahres. Zahlreiche Untersuchungen unterstreichen aber die durchwegs positive Auswirkung des Niederschlags auf den Radialzuwachs von *F. angustifolia* während der Vegetationsperiode (Gomes Marques et al., 2018; Mikac et al., 2018; Rodríguez-González et al., 2021; Trlin et al., 2021).

4.3 Abschätzung zukünftiger Entwicklungen

4.3.1 Entwicklung der Umweltvariablen

Um eine Abschätzung der zukünftigen Wuchsdynamik von *Q. robur*, *F. excelsior* und *F. angustifolia* auf Basis der Modellergebnisse abgeben zu können, müssen zuerst die Entwicklungen der Umweltvariablen geklärt werden. Aus den Langzeitdaten des Untersuchungsgebiets zeigen sich klare Tendenzen der jeweiligen Umweltvariablen. So konnte für die Durchschnittstemperatur sowohl auf Monats- als auch auf Jahresbasis ein stetiger Anstieg festgestellt werden (siehe Anhang J und O). Dies ist im Einklang mit dem prognostizierten Klimawandel, welcher von einem Anstieg der Durchschnittstemperaturen in Zukunft ausgeht (Arias et al., 2021; Spekat et al., 2007).

Der Niederschlag blieb auf Jahresbasis (PREC_annual) während des Untersuchungszeitraums von 1957 bis 2013 zwar unverändert, jedoch konnte bei der monatsweisen Betrachtung ein zumeist signifikanter Rückgang der Niederschlagssummen im Frühjahr und Frühsommer festgestellt werden (siehe Anhang K und O). Eine Verlagerung der Niederschläge von der Vegetationsperiode (Frühling, Sommer) zur Vegetationsruhe (Herbst, Winter) konnte auch durch andere Arbeiten belegt werden. Dieser Trend wird sich laut Klimamodellen auch in Zukunft weiter fortsetzen (Arias et al., 2021; Garssen et al., 2014; Spekat et al., 2007). So ist zum Beispiel in Bereichen Deutschlands von einer Reduktion des Niederschlags während der Vegetationsperiode von 10 bis 25 Prozent zu erwarten (Spekat et al., 2007).

Hinsichtlich des Wasserstands konnte verdeutlicht werden, dass ein starkes Absinken der Flusspegelstände im Biosphärenpark Mur-Drau-Donau in den letzten Jahrzehnten stattgefunden hat (siehe Anhang L, M, N und O). Der signifikante Abwärtstrend der Wasserstände scheint, jedoch ungebrochen zu sein und deutet auf eine weitere Absenkung hin. Die Gründe für diese drastische Wasserstandsabsenkung sind dabei vielfältiger Natur und haben wenig mit der Entwicklung des Klimas bzw. des Niederschlagsregimes in der Region zu tun (Globevnik & Kaligaric, 2005). Zum einen wurde durch die Errichtung von Wasserkraftwerken der Transport von Sedimenten in den Flussläufen stark beeinträchtigt, wodurch Sedimentationsprozesse an Intensität und Bedeutung verloren haben. Zum anderen wurde durch Flussbegradigungen und –regulierungen die Fließgeschwindigkeit derart erhöht, dass ausgeprägte Erosionserscheinungen am Flussbett auftreten. Diese Eintiefung des

Flussbetts kann jedoch nicht mehr durch nachgelieferte Sedimente kompensiert werden, da diese in den oberen Teilen der Flussläufe durch Querbauwerke aufgefangen werden. Das Resultat ist ein stetiger Eintiefungsprozess, welcher die Wasserstände des Fließgewässers und den Grundwasserspiegel von angrenzenden Auegebieten sinken lässt. Zusätzlich stellen übermäßige Grundwasserentnahmen eine weitere Gefahr für den Grundwasserspiegel dar (Globevnik & Kaligarić, 2005; Skiadaresis et al., 2019).

Wenn man davon ausgeht, dass sich die Trends für Temperatur, Niederschlag und Wasserstand in Zukunft weiter fortsetzen werden, dann könnten die erhöhte Evaporation und schlechtere Wasserverfügbarkeit in einer niedrigeren Bodenfeuchte in Auwaldgebieten führen. Es ist auch davon auszugehen, dass Hitze- und Dürreperioden während der Vegetationszeit mit höherer Frequenz und stärker ausgeprägter Form auftreten. Weiters sind in Zukunft häufiger starke Überflutungen, gefolgt von langanhaltenden Niederwasserphasen zu erwarten (Garssen et al., 2014).

4.3.2 Folgen für Baumwachstum

Im Folgenden sollen die zuvor gewonnenen Erkenntnisse über Trends der Umweltvariablen mit den Ergebnissen der Wachstumsmodelle zusammengeführt und mögliche Langzeitfolgen für die Baumarten besprochen werden.

Die höchste Sensitivität aller Umweltvariablen konnte für *Q. robur* hinsichtlich hoher Wasserstände im März und Mai festgestellt werden. Angesichts der sinkenden Wasserstände könnte der negative Effekt von Hochwasser auf den Radialzuwachs von Stieleichen durch Abschwächung der Hochwasserspitzen abgemildert werden. Andererseits könnten die laut Garssen et al. (2014) prognostizierten häufigeren Extremhochwasser-Ereignisse die Wuchseinbußen verstärken. Gleichzeitig bedeutet ein Absinken des Wasserstandes eine Vergrößerung der vertikalen Distanz zwischen Baumbestand und Gewässer. Im Modell von *Q. robur* konnte jedoch eben diese Höhendifferenz (Diff_level) als einflussstärkste Variable identifiziert werden. Je weiter der Wasserstand also absinkt, desto höher wird diese Variable und desto schlechter kann die Wasserversorgung durch das Fließgewässer aufrechterhalten werden.

Dieses Defizit an Feuchtigkeit wird auch durch den Niederschlag nicht zur Gänze kompensiert werden können. Denn die Niederschlagsvariablen der Monate Mai und Juni zeigen in den Modellen zwar positive Effekte auf den Zuwachs. Die Langzeittrends für die Niederschlagsverteilung vermitteln aber sehr deutlich, dass mit einem Rückgang der Regenmengen im Frühjahr und Sommer zu rechnen ist. Mikac et al. (2018) gehen davon aus, dass sich der positive Effekt des Niederschlags eine immer größere Rolle für den Radialzuwachs von Stieleichen spielen wird.

Auch hinsichtlich der Temperaturvariablen deuten alle Zeichen auf Zuwachsverluste hin. Der klar aufwärts gerichtete Langzeittrend für die Temperaturen wird die negativen Effekte der Temperaturvariablen (T_Jun, T_Jan, T_May.I3) sukzessive verstärken. Trotz der hohen Resilienz von *Q. robur* gegenüber intensiven Trockenperioden (Heklau et al., 2019), werden die heißer und trockener werdenden Verhältnisse im Untersuchungsgebiet zu verringertem Wachstum und höherer Mortalität dieser Baumart führen (Sallmannshofer et al., 2021).

F. excelsior könnte angesichts der Langzeittrends der Umweltvariablen ebenfalls stark in ihrem Wuchsverhalten und Vitalität eingeschränkt werden. Es sind vor allem die konsequent steigenden Temperaturen, welche die maßgeblichsten Sensitivitäten, nämlich jene gegenüber hohen Temperaturen (T_Jun, T_Dec.I1 & T_Sep.I2), weiter verschärfen werden. Von den Temperaturvariablen abgesehen, sind die Auswirkungen des Niederschlags- und Wasserstandsregimes in Kombination mit den Modellergebnissen schwierig zu deuten. Denn gemäß dem Wachstumsmodell für *F. excelsior* würde die prognostizierte Steigerung des Niederschlags im Jänner (PREC_Jan) die Wuchsbedingungen graduell verschlechtern. Auch ist fraglich, ob die generell sinkenden Wasserstände den negativen Einfluss von hohen Juniwasserständen (WL_Jun.I2) abschwächen werden. In Zukunft dürften sich die insgesamt ungünstigeren Umweltverhältnisse negativ auf das Wachstum von *F. excelsior* auswirken, wodurch sie zumindest ihre Konkurrenzkraft einbüßen wird.

Zu einem konträren Ergebnis kamen Sallmannshofer et al. (2021) in einer Untersuchung der Vorkommenswahrscheinlichkeit, welche die gemeine Esche als Profiteur von weiter absinkenden Wasserständen im Biosphärenpark Mur-Drau-Donau sehen. Hierzu muss jedoch angemerkt werden, dass die maßgeblichen Variablen des entsprechenden Verbreitungsmodells durch Bodenparameter abgedeckt wurden. In meinen Untersuchungen wurde der Boden nicht berücksichtigt.

Für *F. angustifolia* ergibt sich bei gemeinsamer Betrachtung der Modellergebnisse und der Langzeittrends der Umweltvariablen ein geteiltes Bild. Zum einen werden die sinkenden Wasserstände die Wasserversorgung zu Beginn der Vegetationsperiode negativ beeinflussen und somit das Wachstumspotenzial der Schmalblättrigen Esche limitieren. Zum anderen sind es steigende Temperaturen im Sommer (T_Jul.I3) und im Winter (T_Jan.I1), welche *F. angustifolia* eine potenzielle Ausweitung des Verbreitungsareals in Richtung Mitteleuropa ermöglichen könnten. Diese Annahme deckt sich auch mit Ergebnissen aus Sallmannshofer et al. (2021), welche in Zukunft günstigere Wachstumsbedingung für *F. angustifolia* in mittleren und nördlicheren Breitengraden Europas vorhersagen. Außerdem könnten sinkende Wasserstände im Herbst (WL_Nov.I2) zur verbesserten Durchlüftung des Auwaldbodens und somit der Vitalität der Baumwurzeln beitragen (Klimo, 2008). Die negativen Auswirkungen von niedrigeren Wasserständen im Frühjahr (WL_Apr) dürfen jedoch

nicht außer Acht gelassen werden. So haben zum Beispiel Untersuchungen der regionalen Verbreitung der Schmalblättrigen Esche gezeigt, dass ein weiteres Absinken des Wasserstandes um 0,5 m die Vorkommenswahrscheinlichkeit im Biosphärenpark Mur-Drau-Donau drastisch reduzieren würde (Sallmannshofer et al., 2021). Da im Modell von *F. angustifolia* keine Niederschlagswerte vorhanden sind, kann der Einfluss der zukünftigen Niederschlagsentwicklung nicht in die Abschätzung einfließen. Die in 4.2.3 bereits erwähnte effiziente Nutzung von verfügbarem Wasser könnte in Zukunft von entscheidendem Vorteil für das weitere Bestehen der Schmalblättrigen Esche sein (Trlin et al., 2021). Laut Garssen et al. (2014) werden jene Pflanzen, die eine Kombination aus erhöhter Trockentoleranz und gleichzeitiger Überflutungstoleranz aufweisen, in europäischen Auwäldern zukünftig einen Wettbewerbsvorteil erfahren. Eigenschaften, welche potenziell auch *F. angustifolia* zugeschrieben werden können.

Schlussendlich bleibt zu sagen, dass sich die hier beschriebenen Ausblicke nur auf stark simplifizierte Modelle des hochkomplexen Systems „Auwald“ stützen. Für eine umfassende Evaluierung der zukünftigen Eignung von Baumarten für einen bestimmten Auwaldstandort sollten daher zusätzliche Parameter, wie zum Beispiel beschreibende Variablen der Bodenverhältnisse, herangezogen werden (Sallmannshofer et al., 2021). Ebenfalls unberücksichtigt in den Abschätzungen blieb die zukünftige Wirkung von nichtheimischen Baumarten, eingeschleppten Schädlingen und Pathogenen. Dennoch können die hier vorgestellten baumartenweisen Abschätzungen als richtungsweisend für die Planung der Waldentwicklung im Biosphärenpark Mur-Drau-Donau sein.

5. Conclusio

In dieser Masterarbeit konnte gezeigt werden, dass sich die Baumarten der harten Au in ihrer Sensitivität gegenüber Umwelteinflüssen durchaus unterscheiden. Für *Q. robur* waren vor allem hohe Wasserstände im Frühjahr und hohe Temperaturen im Frühsommer limitierende Faktoren für das Radialwachstum. Die Jahrringweite von *F. excelsior* reagierte am sensitivsten gegenüber hohen Temperaturen sowohl im Sommer als auch im Winter. Im Gegensatz dazu, profitiert *F. angustifolia* von hohen Sommer- und Wintertemperaturen und reagiert mit stärkerem Radialwachstum. Gleichzeitig ist *F. angustifolia* auf eine gute Wasserversorgung im Frühjahr angewiesen, um optimal in die Vegetationsperiode zu starten.

Als Folge zahlreicher Regulierungseingriffe des Menschen entlang der Flussläufe und dem kontinuierlichen Fortschreiten des Klimawandels werden sich die Umwelteinflüsse im Biosphärenpark Mur-Drau-Donau vermutlich auch weiterhin drastisch ändern. Abgesehen von Hochwasserereignissen, welche häufiger in stärkerer Intensität auftreten werden (Garssen et al., 2014), ist in Zukunft von ungünstigeren Verhältnissen in Form von höheren Temperaturen, weniger Niederschlag während der Vegetationsperiode und tendenziell niedrigeren Wasserständen auszugehen.

Diese Entwicklung der Umweltbedingungen wird die bestehenden Sensitivitäten der untersuchten Baumarten unterschiedlich bedienen. Sowohl *Q. robur* als auch *F. excelsior* werden in Zukunft durch die heißeren und trockeneren Verhältnisse im Frühling und Sommer negativ beeinflusst werden. Für diese beiden Baumarten ist daher mit verringertem Wachstum bzw. höherer Mortalität zu rechnen. *F. angustifolia* könnte in Zukunft durch eine vermutlich niedrigere Konkurrenzkraft von *Q. robur* und *F. excelsior* an Auwaldstandorten begünstigt werden. Ihre Anpassung an wärmere Klimate und ihrer Fähigkeit mit Feuchtigkeit gut hauszuhalten, könnte die Schmalblättrige Esche zu einem der wenigen Gewinner der zukünftigen Klimaentwicklungen machen. So könnten generell steigende Temperaturen zu einer potenziellen Festigung des Vorkommens der Schmalblättrigen Esche im Biosphärenpark Mur-Drau-Donau und eine mögliche Ausweitung ihres natürlichen Verbreitungsareals in Richtung Norden bewirken.

6. Literaturverzeichnis

- Aas, G. (2014). *Quercus robur*. In *Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie*. Wiley. <https://doi.org/10.1002/9783527678518>
- Arias, P., Bellouin, N., Coppola, E., Jones, R., Krinner, G., Marotzke, J., Naik, V., Palmer, M., Plattner, G.-K., & Rogelj, J. (2021). *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group 1 to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change; Technical Summary*. 3949. Abgerufen 4. Oktober 2021, von https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC_AR6_WGI_Full_Report.pdf
- Astrade, L., & Bégin, Y. (1997). Tree-ring response of *Populus tremula* L. and *Quercus robur* L. to recent spring floods of the Saône River, France. *Ecoscience*, 4(2), 232–239. <https://doi.org/10.1080/11956860.1997.11682400>
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. M., & Walker, S. C. (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1). <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Belletti, B., Garcia de Leaniz, C., Jones, J., Bizzi, S., Börger, L., Segura, G., Castelletti, A., van de Bund, W., Aarestrup, K., Barry, J., Belka, K., Berkhuisen, A., Birnie-Gauvin, K., Bussetini, M., Carolli, M., Consuegra, S., Dopico, E., Feierfeil, T., Fernández, S., ... Zalewski, M. (2020). More than one million barriers fragment Europe's rivers. *Nature*, 588(7838), 436–441. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-3005-2>
- Biondi, F. (2020). From Dendrochronology to Allometry. *Forests*, 11(2). <https://doi.org/10.3390/f11020146>
- Bonacci, O., & Oskoruš, D. (2008). *THE INFLUENCE OF THREE CROATIAN HYDROELECTRIC POWER PLANTS OPERATION ON THE RIVER DRAVA HYDROLOGICAL AND SEDIMENT REGIME Strategic Partnership for the Mediterranean Sea Large Marine Ecosystem, GEF/UNEP-MAP View project Climate changes View project*. Abgerufen 3. Oktober 2021, von <https://www.researchgate.net/publication/237736389>
- Bonacci, O., & Oskoruš, D. (2010). The changes in the lower Drava River water level, discharge and suspended sediment regime. *Environmental Earth Sciences*, 59(8), 1661–1670. <https://doi.org/10.1007/s12665-009-0148-8>
- Camisón, Á., Ángela Martín, M., Dorado, F. J., Moreno, G., & Solla, A. (2020). Changes in carbohydrates induced by drought and waterlogging in *Castanea sativa*. *Trees*, 34(2), 579–591. <https://doi.org/10.1007/s00468-019-01939-x>
- Cartisano, R., Mattioli, W., Corona, P., Mugnozza, G. S., Sabatti, M., Ferrari, B., Cimini, D., & Giuliarelli, D. (2013). Assessing and mapping biomass potential productivity from poplar-dominated riparian forests: A case study. *Biomass and Bioenergy*, 54, 293–302. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.10.023>
- Charles, H., & Dukes, J. S. (2007). Impacts of Invasive Species on Ecosystem Services. In *Biological Invasions* (S. 293–310). Springer.
- Drescher, A., Egger, G., Hohensinner, S., & Haidvogel, G. (2014). Reconstructing the riparian vegetation prior to regulation: The Viennese Danube floodplain in 1825. *Proceedings of the 10th International Symposium on Ecohydraulics 2014 (ISE)*. <https://doi.org/10.13140/2.1.2958.7529>
- Dukes, J. S., Pontius, J., Orwig, D., Garnas, J. R., Rodgers, V. L., Brazeel, N., Cooke, B., Theoharides, K. A., Stange, E. E., Harrington, R., Ehrenfeld, J., Gurevitch, J., Lerdau, M., Stinson, K., Wick, R., & Ayres, M. (2009). Responses of insect pests, pathogens, and invasive plant species to climate

- change in the forests of northeastern North America: What can we predict? This article is one of a selection of papers from NE Forests 2100: A Synthesis of Climate Change Impacts o. *Canadian Journal of Forest Research*, 39(2), 231–248. <https://doi.org/10.1139/X08-171>
- Edwards, L. J., Muller, K. E., Wolfinger, R. D., Qaqish, B. F., & Schabenberger, O. (2008). An R2 statistic for fixed effects in the linear mixed model. *Statistics in Medicine*, 27(29), 6137–6157. <https://doi.org/10.1002/sim.3429>
- Europäische Umweltagentur [EEA]. (2021a). *EU-DEM v1.1—Copernicus Land Monitoring Service*. Abgerufen 17. September 2021, von <https://land.copernicus.eu/imagery-in-situ/eu-dem/eu-dem-v1.1?tab=metadata>
- Europäische Umweltagentur [EEA]. (2021b). *EU-Hydro—River Network Database, Version 1.2*. Abgerufen 17. September 2021, von <https://land.copernicus.eu/imagery-in-situ/eu-hydro/eu-hydro-river-network-database?tab=metadata>.
- Fox, J., & Weisberg, S. (2018). *An R Companion to Applied Regression, Third Edition*. Sage publications.
- Fritts, H. (2012). *Tree Rings and Climate*. Elsevier Science. <https://books.google.at/books?id=mkjsuFdwjeoC>
- Garsen, A. G., Verhoeven, J. T. A., & Soons, M. B. (2014). Effects of climate-induced increases in summer drought on riparian plant species: A meta-analysis. *Freshwater Biology*, 59(5), 1052–1063. <https://doi.org/10.1111/fwb.12328>
- Gérard, P. R., Klein, E. K., Austerlitz, F., Fernández-Manjarrés, J. F., & Frascaria-Lacoste, N. (2006). Assortative mating and differential male mating success in an ash hybrid zone population. *BMC Evolutionary Biology*, 6. <https://doi.org/10.1186/1471-2148-6-96>
- Glenz, C., Schlaepfer, R., Iorgulescu, I., & Kienast, F. (2006). Flooding tolerance of Central European tree and shrub species. *Forest Ecology and Management*, 235(1–3), 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.05.065>
- Globevnik, L., & Kaligaric, M. (2005). Hydrological changes of the Mura River in Slovenia , accompanied with habitat deterioration in riverine space. *RMZ - Materials and Geoenvironment*, 52(1), 45–49.
- Gomes Marques, I., Campelo, F., Rivaes, R., Albuquerque, A., Ferreira, M. T., & Rodríguez-González, P. M. (2018). Tree rings reveal long-term changes in growth resilience in Southern European riparian forests. *Dendrochronologia*, 52(March), 167–176. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2018.10.009>
- Gregory, S. V., Swanson, F. J., McKee, W. A., & Cummins, K. W. (1991). An Ecosystem Perspective of Riparian Zones: Focus on links between land and water. *BioScience*, 41(8), 540–551. <https://doi.org/10.2307/1311607>
- Häne, K. (2001). Die Esche (*Fraxinus excelsior*) ist Baum des Jahres 2001. *Wald Holz* 82, 6, 21–22.
- Heinze, B., Tiefenbacher, H., Litschauer, R., & Kirisits, T. (2017). Ash dieback in Austria—history, current situation and outlook. Dieback of European Ash (*Fraxinus* spp.). In *Consequences and Guidelines for Sustainable Management* (S. 33–52).
- Heklau, H., Jetschke, G., Bruelheide, H., Seidler, G., & Haider, S. (2019). Species-specific responses of wood growth to flooding and climate in floodplain forests in central Germany. *IForest*, 12(3), 226–236. <https://doi.org/10.3832/ifor2845-012>
- IBM Deutschland GmbH. (2021). *Lineare gemischte Modelle*. Abgerufen 26. September 2021, von

- <https://www.ibm.com/docs/de/spss-statistics/SaaS?topic=statistics-linear-mixed-models>
- Internetservice Kummer + Oster. (2021). *Rechnen mit Geo-Koordinaten*. Abgerufen 17. September 2021, von <https://rechneronline.de/geo-koordinaten/#entfernung>
- Jaeger, B. C., Edwards, L. J., Das, K., & Sen, P. K. (2016). An R2 statistic for fixed effects in the generalized linear mixed model. *Journal of Applied Statistics*, *44*(6), 1086–1105. <https://doi.org/10.1080/02664763.2016.1193725>
- Kirisits, T., & Konrad, H. (2007). Die Holländische Ulmenwelke in Österreich. *Forstschutz Aktuell*, *38*, 20–23. Abgerufen 30. März 2022, von <http://www.baumwert.de/fartikel/>
- Klimo, E. (2008). *Floodplain forests of the temperate zone of Europe*. Lesnická Práce, Publishing House for Forestry.
- Knorr, A. (1987). *Ernährungszustand, Standortsansprache und Wuchsleistung der Esche Fraxinus excelsior L. in Bayern*. Abgerufen 14. September 2021, von https://scholar.google.com/scholar?hl=de&as_sdt=0%2C5&q=Knorr%2C+A.+%281987%29.+Ern%C3%A4hrungszustand%2C+Standortsansprache+und+Wuchsleistung+der+Esche+Fraxinus+excelsior+L.+in+Bayern.+Forstwiss.+Fak.+d.+Univ.+M%C3%BCnchen+u.+Bayer.+Forstl.+Versuchs-u.+Forschungsa
- Kopeć, D., Ratajczyk, N., Wolańska-Kamińska, A., Walisch, M., & Kruk, A. (2014). Floodplain forest vegetation response to hydroengineering and climatic pressure - A five decade comparative analysis in the bzura river valley (central poland). *Forest Ecology and Management*, *314*, 120–130. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.11.033>
- Koprowski, M., Okoński, B., Gričar, J., & Puchałka, R. (2018). Streamflow as an ecological factor influencing radial growth of European ash (*Fraxinus excelsior* (L.)). *Ecological Indicators*, *85*(November 2017), 390–399. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.051>
- Kreuzwieser, J., & Rennenberg, H. (2014). Molecular and physiological responses of trees to waterlogging stress. *Plant, Cell & Environment*, *37*(10), 2245–2259. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/pce.12310>
- Kuznetsova, A., Brockhoff, P. B., & Christensen, R. H. B. (2017). lmerTest Package: Tests in Linear Mixed Effects Models. *Journal of Statistical Software*, *82*(13), 1–26. <https://doi.org/10.18637/jss.v082.i13>
- Leyer, I., Mosner, E., & Lehmann, B. (2012). Managing floodplain-forest restoration in European river landscapes combining ecological and flood-protection issues. *Ecological Applications*, *22*(1), 240–249. <https://doi.org/https://doi.org/10.1890/11-0021.1>
- Mäkinen, H., Nöjd, P., Kahle, H. P., Neumann, U., Tveite, B., Mielikäinen, K., Röhle, H., & Spiecker, H. (2002). Radial growth variation of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) across latitudinal and altitudinal gradients in central and northern Europe. *Forest Ecology and Management*, *171*(3), 243–259. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00786-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00786-1)
- Mazza, G., Becagli, C., Proietti, R., & Corona, P. (2020). Climatic and anthropogenic influence on tree-ring growth in riparian lake forest ecosystems under contrasting disturbance regimes. *Agricultural and Forest Meteorology*, *291*(March), 108036. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108036>
- Mikac, S., Žmegač, A., Trlin, D., Paulić, V., Oršanić, M., & Anić, I. (2018). Drought-induced shift in tree response to climate in floodplain forests of Southeastern Europe. *Scientific Reports*, *8*(1), 1–12. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-34875-w>
- Netsvetov, M., Prokopuk, Y., Didukh, Y., & Romenskyy, M. (2018). Climatic sensitivity of *Quercus robur* L. in floodplain near Kyiv under river regulation. *Dendrobiology*, *79*, 20–33.

<https://doi.org/10.12657/denbio.079.003>

- Netsvetov, M., Prokopuk, Y., Puchałka, R., Koprowski, M., Klisz, M., & Romenskyy, M. (2019). River regulation causes rapid changes in relationships between floodplain oak growth and environmental variables. *Frontiers in Plant Science*, *10*(February), 1–11. <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.00096>
- Nilsson, C., & Berggren, K. (2000). Alterations of Riparian Ecosystems Caused by River Regulation: Dam operations have caused global-scale ecological changes in riparian ecosystems. How to protect river environments and human needs of rivers remains one of the most important questions of our time. *BioScience*, *50*(9), 783–792. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0783:AORECB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0783:AORECB]2.0.CO;2)
- Oberdorfer, E. (1992). *Süddeutsche Pflanzengesellschaften (Tabellenband)*.
- Osei, N. A., Gurnell, A. M., & Harvey, G. L. (2015). The role of large wood in retaining fine sediment, organic matter and plant propagules in a small, single-thread forest river. *Geomorphology*, *235*, 77–87. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.01.031>
- Österreichische UNESCO-Kommission e.V. Wien. (2019). *Neuer UNESCO-Biosphärenpark: „Unteres Murtal“ in der Steiermark*. Abgerufen 16. September 2021, von <https://www.unesco.at/presse/artikel/article/neuer-unesco-biosphaerenpark-unteres-murtal-in-der-steiermark/>
- Phipps, R. L. (1985). *Phipps, Richard L. Collecting, preparing, crossdating, and measuring tree increment cores. No. 85-4148*. US Department of the Interior, Geological Survey.
- Pretzsch, H. (2019). Grundlagen der Waldwachstumsforschung. In *Grundlagen der Waldwachstumsforschung* (2. Aufl.). Springer Verlag. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-58155-1>
- QGIS Development Team. (2021). *QGIS: Ein freies Opensource-Geographisches-Informationssystem*. Abgerufen 17. September 2021: <https://qgis.org/de/site/>
- Raddi, S. (2014). *Fraxinus angustifolia*. In *Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie* (eds B. Stimm, A. Roloff, U.M. Lang and H. Weisgerber). <https://doi.org/10.1002/9783527678518.ehg2010001>
- Ramsfield, T. D., Bentz, B. J., Faccoli, M., Jactel, H., & Brockerhoff, E. G. (2016). Forest health in a changing world: effects of globalization and climate change on forest insect and pathogen impacts. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, *89*(3), 245–252. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpw018>
- Rieger, I., Kowarik, I., Cherubini, P., & Cierjacks, A. (2017). A novel dendrochronological approach reveals drivers of carbon sequestration in tree species of riparian forests across spatiotemporal scales. *Science of the Total Environment*, *574*, 1261–1275. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.174>
- Rieger, I., Kowarik, I., Cierjacks, A., & Pan, Y. (2015). Drivers of carbon sequestration by biomass compartment of Riparian forests. *Ecosphere*, *6*(10), 1–16. <https://doi.org/10.1890/ES14-00330.1>
- Rigling, D., Hilfiker, S., Schöbel, C., Meier, F., Engesser, R., Scheidegger, C., Stofer, S., Senn-irlet, B., & Queloz, V. (2016). Merkblatt für die Praxis Das Eschentriebsterben. *Merkblatt für die Praxis WSL*.
- Rinntech-Metriwerk GmbH & Co. KG. (2021). *TSAP-Win™*. Abgerufen 16. September 2021, von <http://rinntech.de/content/view/17/48/lang,german/index.html>

- Rodríguez-González, P. M., Colangelo, M., Sánchez-Miranda, Á., Sánchez-Salguero, R., Campelo, F., Rita, A., Gomes Marques, I., Albuquerque, A., Ripullone, F., & Camarero, J. J. (2021). Climate, drought and hydrology drive narrow-leaved ash growth dynamics in southern European riparian forests. *Forest Ecology and Management*, 490(February).
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119128>
- Roloff, A., & Pietzarka, U. (2014). *Fraxinus excelsior*. In *Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie* (eds B. Stimm, A. Roloff, U.M. Lang and H. Weisgerber).
<https://doi.org/https://doi-10.10013e6jn0cfb.pisces.boku.ac.at/10.1002/9783527678518.ehg1997005>
- RStudio Team. (2021). *RStudio: Integrated Development Environment for R*. RStudio, PBC, Boston, MA. <http://www.rstudio.com/>
- Sallmannshofer, M., Cech, T., & Lapin, K. (2019). *REFOCus - DRAFT Field work manual - Version 3. Unveröffentlichtes Manuskript. Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft*.
- Sallmannshofer, M., Chakraborty, D., Vacik, H., Illés, G., Löw, M., Rechenmacher, A., Lapin, K., Ette, S., Stojanović, D., Kobler, A., & Schueler, S. (2021). Continent-wide tree species distribution models may mislead regional management decisions: A case study in the transboundary biosphere reserve mura-drava-danube. *Forests*, 12(3), 1–25. <https://doi.org/10.3390/f12030330>
- Sanjou, M., Okamoto, T., & Nezu, I. (2018). Experimental study on fluid energy reduction through a flood protection forest. *Journal of Flood Risk Management*, 11(4), e12339.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1111/jfr3.12339>
- Schindler, M., Jungmann, L., Donath, T. W., & Ludewig, K. (2020). Influence of flooding duration and aeration on saplings of ten hardwood floodplain forest species. *PLoS ONE*, 15(6 June), 1–19.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0234936>
- Schnitzler, A. (1997). River dynamics as a forest process: Interaction between fluvial systems and alluvial forests in large European river plains. *The Botanical Review*, 63(1), 40–64.
<https://doi.org/10.1007/BF02857917>
- Schnitzler, A., Hale, B. W., & Alsum, E. (2005). Biodiversity of floodplain forests in Europe and eastern North America: A comparative study of the Rhine and Mississippi Valleys. *Biodiversity & Conservation*, 14(1), 97. <https://doi.org/10.1007/s10531-005-4056-2>
- Schüler, S., Grabner, M., Karanitsch-Ackerl, S., Fluch, S., Jandl, R., Geburek, T., & Konrad, H. (2013). *Fichte - fit für den Klimawandel?* BFW Praxisinformation. Abgerufen 2. Oktober 2021, von http://bfw.ac.at:7777/030/pdf/1818_pi31.pdf#page=10
- Seidl, R., Klonner, G., Rammer, W., Essl, F., Moreno, A., Neumann, M., & Dullinger, S. (2018). Invasive alien pests threaten the carbon stored in Europe's forests. *Nature Communications*, 9(1), 1626.
<https://doi.org/10.1038/s41467-018-04096-w>
- Sikorska, D., Sikorski, P., Archiciński, P., Chormański, J., & Hopkins, R. J. (2019). You Can't See the Woods for the Trees: Invasive *Acer negundo* L. in Urban Riparian Forests Harms Biodiversity and Limits Recreation Activity. *Sustainability*, 11(20). <https://doi.org/10.3390/su11205838>
- Singer, M. B., Stella, J. C., Dufour, S., Piégay, H., Wilson, R. J. S., & Johnstone, L. (2013). Contrasting water-uptake and growth responses to drought in co-occurring riparian tree species. *Ecohydrology*, 6(3), 402–412. <https://doi.org/10.1002/eco.1283>
- Skiadaresis, G., Schwarz, J. A., & Bauhus, J. (2019). Groundwater Extraction in Floodplain Forests Reduces Radial Growth and Increases Summer Drought Sensitivity of Pedunculate Oak Trees (*Quercus robur* L.). *Frontiers in Forests and Global Change*, 2(March), 1–16.

<https://doi.org/10.3389/ffgc.2019.00005>

- Šmelko, Š., & Scheer, L. (2000). Dendrochronological analysis of diameter growth and increment of Pedunculate oak (*Quercus robur* L.) in Danube floodplain forests. *Ekologia Bratislava*, 19(2), 125–140.
- Späth, V. (1988). Zur Hochwassertoleranz von Auenwaldbäumen. *Natur- und Landschaft*. Abgerufen 14. September 2021, von https://scholar.google.com/scholar?hl=de&as_sdt=0%2C5&q=SPÄTH%2C+V.+%281988%29%3A+Zur+Hochwassertoleranz+von+Auenwaldbäumen.+Natur+und+Landschaft+63%3A+S.+312-315.&btnG=
- Spekat, A., Enke, W., & Kreienkamp, F. (2007). *Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarios auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG*. Abgerufen 30. Jänner 2022, von http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-medien/mysql_medien.php?anfrage=Kennnummer&Suchwort=3133
- Trlin, D., Mikac, S., Žmegač, A., & Orešković, M. (2021). Dendrohydrological reconstructions based on tree-ring width (Trw) chronologies of narrow-leaved ash in the sava river basin (croatia). *Sustainability (Switzerland)*, 13(4), 1–11. <https://doi.org/10.3390/su13042408>
- Tumajer, J., & Treml, V. (2016). Response of floodplain pedunculate oak (*Quercus robur* L.) tree-ring width and vessel anatomy to climatic trends and extreme hydroclimatic events. *Forest Ecology and Management*, 379, 185–194. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.08.013>
- Umweltverband WWF Österreich. (2021). *Der Amazonas Europas Letztes, wildes Fluss-Paradies an Mur, Drau und Donau*. Abgerufen 16. September 2021, von <https://www.wwf.at/das-schuetzen-wir/fluesse/mur-drau-donau/>
- Vaida, F., & Blanchard, S. (2005). Conditional Akaike information for mixed-effects models. *Biometrika*, 92(2), 351–370. <https://doi.org/https://doi.org/10.1093/biomet/92.2.351>
- Vilà, M., & Hulme, P. E. (2017). Non-native Species, Ecosystem Services, and Human Well-Being. In M. Vilà & P. E. Hulme (Hrsg.), *Impact of Biological Invasions on Ecosystem Services* (S. 1–14). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-45121-3_1
- Weissbrod, M., & Binder, F. (2017). Auswirkung eines Staustufenbaus auf den Radialzuwachs von Stieleichen (*Quercus robur* L.) an der bayerischen Donau. *Forstarchiv*, 88(3), 102–110. <https://doi.org/10.4432/0300-4112-88-102>
- Weißbrod, M., Binder, F., Aas, G., & Mosandl, R. (2014). Überflutungstoleranz von Jungpflanzen. *LWF aktuell*, 101, 38–41.
- Wohlgenuth, T., Brang, P., Bugmann, H., Rigling, A., & Zimmermann, N. E. (2014). Forschung zu Wald und Klimawandel in Mitteleuropa: Eine Werkschau. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 165(2), 27–36. <https://doi.org/10.3188/szf.2014.0027>
- Wösendorfer, H. (1991). Regeneration geschädigter Flußauen an der österreichischen Donau. *Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge (LSB)*, 4, 124–130.
- Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik [ZAMG]. (2021). *HISTALP: HISTORICAL INSTRUMENTAL CLIMATOLOGICAL SURFACE TIME SERIES OF THE GREATER ALPINE REGION*. Abgerufen 16. September 2021, von <http://www.zamg.ac.at/histalp/index.php>

7. Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Geografische Einordnung des Biosphärenparks Mur-Drau-Donau (Sallmannshofer et al., 2021, S.3)	5
Abb. 2: Beispiel für Anordnung eines flussnahen Transekts und dessen Stichprobenpunkte.....	12
Abb. 3: Formel für die Grenzstammkontrolle eines Probebaumes.....	14
Abb. 4: Darstellung der Kraft'schen Stammklassen (angepasst nach Pretzsch, 2019, S. 64).....	15
Abb. 5: Lage der hydrologischen Messstationen	18
Abb. 6: Messstationsnetz des HISTALP-Datensatzes der ZAMG; rot markiert: Untersuchungsgebiet. Angepasst nach (Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik [ZAMG], 2021)	20
Abb. 7: Häufigkeitsverteilung der Temperaturwerte in °C je Monat. Schwarze Vertikallinien = Mittelwert der monatsweisen Häufigkeitsverteilungen.	24
Abb. 8: Häufigkeitsverteilung des Niederschlags in mm je Monat. Schwarze Vertikallinien = Mittelwert der monatsweisen Häufigkeitsverteilungen.	26
Abb. 9: Häufigkeitsverteilung des standardisierten Wasserstandes [dimensionslos] je Monat. Schwarze Vertikallinien = Mittelwert der monatsweisen Häufigkeitsverteilungen.....	27
Abb. 10: A - Verlauf des mittleren Radialzuwachses in 1/100 mm über den Beobachtungszeitraum 1957 – 2013 für <i>Q. robur</i> . B - Anzahl der in das Modell eingegangenen Jahrringe pro Jahr über den Beobachtungszeitraum für <i>Q. robur</i> . Die starke Reduktion der repräsentierten Jahrringanzahl in den Jahren 1989 bis 1992 ist durch die Eliminierung von Ausreißern bei den Wasserstandswerten bedingt.....	28
Abb. 11: A - Verlauf des mittleren Radialzuwachses in 1/100 mm über den Beobachtungszeitraum 1957 – 2013 für <i>F. excelsior</i> . B - Anzahl der in das Modell eingegangenen Jahrringe pro Jahr über den Beobachtungszeitraum für <i>F. excelsior</i> . Die starke Reduktion der repräsentierten Jahrringanzahl in den Jahren 1989 bis 1992 ist durch die Eliminierung von Ausreißern bei den Wasserstandswerten bedingt.....	29
Abb. 12: A - Verlauf des mittleren Radialzuwachses in 1/100 mm über den Beobachtungszeitraum 1957 – 2013 für <i>F. angustifolia</i> . B - Anzahl der in das Modell eingegangenen Jahrringe pro Jahr über den Beobachtungszeitraum für <i>F. angustifolia</i> . Die starke Reduktion der repräsentierten Jahrringanzahl in den Jahren 1989 bis 1992 ist durch die Eliminierung von Ausreißern bei den Wasserstandswerten bedingt.....	30
Abb. 13: Illustration jener Abhängigkeiten des Radialzuwachses in 1/100 mm von <i>Q. robur</i> mit der höchsten Effektstärke (partielles R ²): A – Einfluss des standardisierten Wasserstandes im Mai vor 3 Jahren [dimensionslos]; B – Einfluss der Temperatur im Juni des aktuellen Jahres in °C ;	

C – Einfluss des standardisierten Wasserstandes im März des aktuellen Jahres [dimensionslos]; D – Einfluss des Niederschlags im Mai des Vorjahres in mm.....	31
Abb. 14: Variation des Intercepts auf Transektebene (=Zufallseffekt) für <i>Q. robur</i> . Transekte mit schwarz-gefülltem Kreis = Positiver Schätzwert; Transekte mit transparent gefülltem Kreis = negativer Schätzwert.....	34
Abb. 15: A - Illustration der Residuenverteilung in Histogrammform für das LMER von <i>Q. robur</i> . B – Vergleich der theoretischen Quantile mit den beobachteten Quantilen für das LMER von <i>Q. robur</i>	35
Abb. 16: Illustration des Einflusses auf den Radialzuwachs von <i>F. excelsior</i> in mm durch jene 4 Umweltvariablen mit der höchsten Effektstärke: A – Einfluss der Temperatur im Juni des aktuellen Jahres in °C; B - Einfluss der Temperatur im Dezember des Vorjahres in °C; C - Einfluss der Temperatur im Juni in °C; D – Einfluss des Niederschlags im Jänner des aktuellen Jahres in mm (wurzel-transformiert).	37
Abb. 17: Variation des Intercepts auf Transektebene (= Zufallseffekt) für <i>F. excelsior</i> . Transekte mit schwarz-gefülltem Kreis = Positiver Schätzwert; Transekte mit transparent gefülltem Kreis = negativer Schätzwert.....	38
Abb. 18: A - Illustration der Residuenverteilung in Histogrammform für das LMER von <i>F. excelsior</i> . B – Vergleich der theoretischen Quantile mit den beobachteten Quantilen für das LMER von <i>F. excelsior</i>	39
Abb. 19: Illustration des Einflusses auf den Radialzuwachs von <i>F. angustifolia</i> in mm durch jene 4 Umweltvariablen mit der höchsten Effektstärke (partielles R ²): A – Einfluss des standardisierten Wasserstands im April des aktuellen Jahres [dimensionslos]; B - Einfluss des standardisierten Wasserstands im November vor 2 Jahren [dimensionslos]; C - Einfluss der Temperatur im Juli vor 3 Jahren in °C; D – Einfluss der Temperatur im Jänner des Vorjahres in °C.....	41
Abb. 20: Variation des Intercepts durch Interaktionseffekt zwischen Transekten und Stichprobenplots für <i>F. angustifolia</i> . Transekte mit schwarz-gefülltem Kreis = Positiver Schätzwert; Transekte mit transparent gefülltem Kreis = negativer Schätzwert. AC = Stichprobenplots (Länderkürzel siehe Anhang C).....	43
Abb. 21: A - Illustration der Residuenverteilung in Histogrammform für das LMER von <i>F. angustifolia</i> . B – Vergleich der theoretischen Quantile mit den beobachteten Quantilen für das LMER von <i>F. angustifolia</i>	44

8. Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Unterscheidung der Auwaldtypen anhand der Überflutungsintervalle und Abstand zum Grundwasserspiegel (Drescher et al., 2014, angepasst durch Sallmannshofer et al., 2019)	6
Tab. 2: Historische Auwaldvegetationstypen und Schlüsselarten bei Aggradations- und Sedimentationsabfolgen. Fett gedruckt = dominant. Unterstrichen = Unterscheidende Baumarten (Drescher et al., 2014; angepasst durch Sallmannshofer et al., 2019)	7
Tab. 3: Historische Auwaldvegetationstypen und Schlüsselarten bei organischer und mineralischer Verschlammungsabfolgen. Fett gedruckt = dominant. Unterstrichen = Unterscheidende Baumarten (Drescher et al., 2014; angepasst durch Sallmannshofer et al., 2019)	8
Tab. 4: Anzahl an Transekten und Stichprobenpunkten je Land sowie jeweilige Gesamtanzahl für das Untersuchungsgebiet.	13
Tab. 5: Klassifikation der sozialen Stellung nach den Kraft'schen Stammklassen (angepasst aus Pretzsch, 2019, S. 64).....	15
Tab. 6: Koordinaten, Gewässerbezeichnung, Zeithorizont & Nationalität der hydrologischen Messstationen.	18
Tab. 7: Bohrkernstatistik für <i>Q. robur</i> , <i>F. angustifolia</i> und <i>F. excelsior</i> . n_BK = Anzahl der gemessenen Bohrkern; n_JR = Gesamtanzahl an gemessenen Jahrringen; mean_BKL = Durchschnittliche Bohrkernlänge in mm; sd_BKL = Standardabweichung der Bohrkernlänge in mm; mean_JRAZ = Durchschnittliche Jahrringsanzahl je Bohrkern; sd_JRAZ = Standardabweichung der durchschnittlichen Jahrringsanzahl je Bohrkern; mean_rw = Mittlere Jahrringweite in mm; sd_rw = Standardabweichung der mittleren Jahrringweite in mm.	27
Tab. 8: Modellergebnisse sowie partielles Bestimmtheitsmaß der festen Effekte, sowie das Bestimmtheitsmaß des Gesamtmodells für <i>Q. robur</i>	32
Tab. 9: Variation des definierten Zufallseffekts und der Residuen des linear gemischten Modells für <i>Q. robur</i>	33
Tab. 10: Modellergebnisse sowie partielles Bestimmtheitsmaß der festen Effekte, sowie das Bestimmtheitsmaß des Gesamtmodells für <i>F. excelsior</i>	36
Tab. 11: Variation des definierten Zufallseffekts und der Residuen des LMER für <i>F. excelsior</i>	36
Tab. 12: Modellergebnisse sowie partielles Bestimmtheitsmaß der festen Effekte, sowie das Bestimmtheitsmaß des Gesamtmodells für <i>F. angustifolia</i>	40
Tab. 13: Variation des definierten Zufallseffekts und der Residuen des linear gemischten Modells für <i>F. angustifolia</i>	42

9. Anhang

A – Datenquellen der hydrologischen Messstationsdaten

Stationsname	Datenquelle	Link
Donji Miholjac	Kroatischer Meteorologischer und Hydrologischer Dienst (HIDMET)	https://meteo.hr/index_en.php
Borl	Slowenische Umweltagentur (ARSO)	http://www.arso.gov.si/en/
Mohács	Nationale Generaldirektion für Wasserwirtschaft	http://www.vizugy.hu/
Bezdan	Hydrometeorologischer Dienst der Republik Serbien	http://www.hidmet.gov.rs/index_eng.php
Bogojevo	Hydrometeorologischer Dienst der Republik Serbien	http://www.hidmet.gov.rs/index_eng.php
Spielberg	Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus (BMLRT)	https://ehyd.gv.at/?g_card=pegelaktuell
Gornja Radgona	Slowenische Umweltagentur (ARSO)	http://www.arso.gov.si/en/

B – Monatsweise Koeffizienten für Messstationen mit Datenlücken

Messstation	Referenzstation	Monatsweise Koeffizienten											
		Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Spielberg	Gornja Radgona	2.0190	2.0173	1.8864	1.7613	1.6185	1.6654	1.7108	1.7658	1.7836	1.8007	1.8535	1.9035
Borl	Gornja Radgona	0.8239	0.8171	0.7693	0.6229	0.5013	0.5439	0.5475	0.5515	0.5988	0.6692	0.7572	0.7540
Bogojevo	Bezdan	0.9474	0.9222	0.9063	0.9825	0.9798	0.9319	0.9427	1.0096	0.9383	1.6207	0.9875	1.0108

C – Transektweise Zuordnung der hydrologischen Messstationsdaten

Transekt	Koordinaten		Messstation	Land (Transekt)	Länderkürzel
	x	y			
AT01	46.707389	15.674382	Spielberg	Österreich	AT
AT02A	46.700476	15.768931	Spielberg	Österreich	AT
AT02B	46.763798	15.757473	Spielberg	Österreich	AT
AT03	46.722367	15.862776	Gornja Radgona	Österreich	AT
AT04A	46.698636	15.931796	Gornja Radgona	Österreich	AT
AT04B	46.733360	15.985542	Gornja Radgona	Österreich	AT
AT05	46.676429	16.004184	Gornja Radgona	Österreich	AT
SL01	46.395493	16.113591	Spielberg	Slowenien	SL
SL02	46.347670	16.333403	Gornja Radgona	Slowenien	SL
SL03	46.347053	16.388600	Gornja Radgona	Slowenien	SL
SL04	46.315567	16.552836	Gornja Radgona	Slowenien	SL
SL05A	46.307233	16.738165	Gornja Radgona	Slowenien	SL
SL05B	46.451801	16.663756	Gornja Radgona	Slowenien	SL
CR01	46.161195	17.039148	Borl	Kroatien	CR
CR02A	46.134538	17.065250	Borl	Kroatien	CR
CR02B	45.807694	17.827739	Borl	Kroatien	CR
CR03	45.794474	17.992091	Borl	Kroatien	CR
CR04	45.719392	18.026025	Borl	Kroatien	CR

CR05	45.649197	18.943371	Gornja Radgona	Kroatien	CR
CR06	45.706488	18.835419	Donji Miholjac	Kroatien	CR
CR07	45.326709	19.091620	Donji Miholjac	Kroatien	CR
CR08	46.433571	16.683186	Donji Miholjac	Kroatien	CR
CR09A	46.352084	16.852458	Donji Miholjac	Kroatien	CR
CR09B	46.374985	16.876934	Donji Miholjac	Kroatien	CR
CR12A	45.939005	17.526570	Bezdan	Kroatien	CR
CR12B	45.855573	17.649976	Bezdan	Kroatien	CR
CR13	45.787969	18.133273	Bogojevo	Kroatien	CR
HU01	45.941845	18.765474	Gornja Radgona	Ungarn	HU
HU02	45.943564	18.772390	Gornja Radgona	Ungarn	HU
HU02B	45.955303	18.827226	Gornja Radgona	Ungarn	HU
HU03B	46.187857	18.923036	Donji Miholjac	Ungarn	HU
HU04	46.337204	18.894741	Donji Miholjac	Ungarn	HU
HU05A	45.841003	18.860490	Donji Miholjac	Ungarn	HU
HU06	45.834845	19.017715	Mohács	Ungarn	HU
HU07A	45.721298	18.911394	Mohács	Ungarn	HU
HU07A.ext	45.538413	18.968063	Mohács	Ungarn	HU
HU08A	45.535066	19.048593	Mohács	Ungarn	HU
HU09	45.494038	19.012118	Mohács	Ungarn	HU
RS01A	45.382207	18.972148	Bezdan	Serbien	RS
RS01B	45.297836	19.111282	Bezdan	Serbien	RS
RS02	45.333497	19.160777	Bezdan	Serbien	RS
RS03	45.235906	19.327249	Bogojevo	Serbien	RS
RS04	46.702130	15.776384	Bogojevo	Serbien	RS
RS05	46.673073	16.004789	Bogojevo	Serbien	RS
RS06	46.612735	16.098285	Bogojevo	Serbien	RS
RS07A	46.575834	16.215280	Bogojevo	Serbien	RS
RS07B	46.593569	16.417853	Bogojevo	Serbien	RS
RS08	46.528771	16.323205	Bogojevo	Serbien	RS

D – Statistik zu Umweltdaten

Month	Precipitation			Temperature			Waterlevel		
	mean	min	max	mean	min	max	mean	min	max
Jan	43	1	104	-0.7	-6.5	4.9	0.0138	0.0055	0.024
Feb	41	2	102	1.5	-4.3	6.2	0.0139	0.005	0.022
Mar	46	5	93	5.8	0.5	9.9	0.0165	0.008	0.024
Apr	63	20	120	10.8	7.8	14.6	0.0202	0.0079	0.0306
May	69	22	131	15.6	12	18.6	0.023	0.011	0.0339
Jun	94	40	170	18.8	16.2	23	0.0223	0.0121	0.0378
Jul	97	41	246	20.5	17.9	25.7	0.0206	0.0094	0.0304
Sep	73	22	159	15.6	12.7	19.6	0.0174	0.005	0.0248
Aug	83	17	173	20	16.7	25.2	0.0187	0.0056	0.0319
Oct	61	0	167	10.6	6.9	13.9	0.0164	0.0064	0.0317

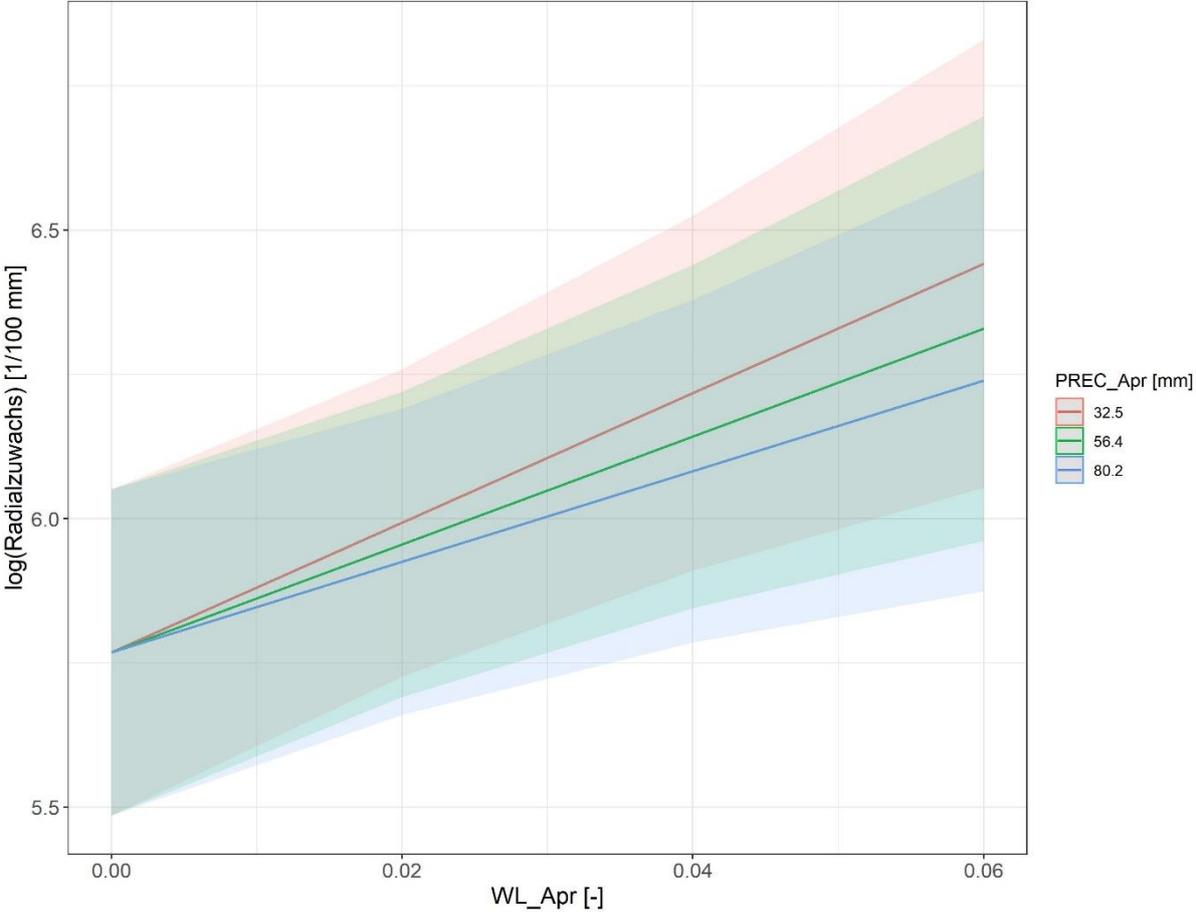
Nov	77	22	172	5.5	1.2	9	0.016	0.0079	0.0255
Dec	55	11	134	0.9	-4.1	3.9	0.0152	0.0068	0.0246

E – Abkürzungstabelle

Abkürzung	Beschreibung
<i>T_mean</i>	Jahresdurchschnittstemperatur in °C
<i>T_Jan-Dec</i>	Mittlere Monatstemperaturen in °C des aktuellen Jahres (Jänner – Oktober)
<i>T_Jan.I1-Dec.I1</i>	Mittlere Monatstemperaturen in °C des Vorjahres (Jänner - Dezember)
<i>T_Jan.I2-Dec.I2</i>	Mittlere Monatstemperaturen in °C vor 2 Jahren (Jänner - Dezember)
<i>T_Jan.I3-Dec.I3</i>	Mittlere Monatstemperaturen in °C vor 3 Jahren (Jänner - Dezember)
<i>PREC_annual</i>	Alle monatlichen Niederschlagswerte in mm (Jänner bis Dezember)
<i>PREC_Jan-Dec</i>	Mittlerer Monatsniederschlag in mm des aktuellen Jahres (Jänner - Oktober)
<i>PREC_Jan.I1-Dec.I1</i>	Mittlerer Monatsniederschlag in mm des Vorjahres (Jänner - Dezember)
<i>PREC_Jan.I2-Dec.I2</i>	Mittlerer Monatsniederschlag in mm vor 2 Jahren (Jänner - Dezember)
<i>PREC_Jan.I3-Dec.I3</i>	Mittlerer Monatsniederschlag in mm vor 3 Jahren (Jänner - Dezember)
<i>WL_Jan-Dec</i>	Monatsmittelwert des standardisierten Wasserstandes (einheitslos) des aktuellen Jahres (Jänner - Oktober)
<i>WL_Jan.I1-Dec.I1</i>	Monatsmittelwert des standardisierten Wasserstandes (einheitslos) des Vorjahres (Jänner - Dezember)
<i>WL_Jan.I2-Dec.I2</i>	Monatsmittelwert des standardisierten Wasserstandes (einheitslos) vor 2 Jahren (Jänner - Dezember)
<i>WL_Jan.I3-Dec.I3</i>	Monatsmittelwert des standardisierten Wasserstandes (einheitslos) vor 3 Jahren (Jänner - Dezember)
<i>WL_mur</i>	Monatliche Wasserstandsmittel der Mur bei der Messstation Gornja Radgona (Slowenien) in cm
<i>WL_drau</i>	Monatliche Wasserstandsmittel der Drau bei der Messstation Donji Miholjac (Kroatien) in cm
<i>WL_donau</i>	Monatliche Wasserstandsmittel der Donau bei der Messstation Bezdán (Serbien) in cm
<i>Dist_last_point</i>	Distanz zur Flussmündung (am weitesten flussabwärts liegender Stichprobenpunkt) in m
<i>Competition</i>	Konkurrenzstatus gemäß den Kraft'schen Stammklassen
<i>Orthabst</i>	Orthogonalabstand des Stichprobenpunkts zum nächstgelegenen Flusskörper in m
<i>Diff_level</i>	Höhendifferenz zwischen Stichprobenpunkt und nächstgelegenen Flusskörper in m
<i>BHD_rek</i>	Rekonstruierter Brusthöhdurchmesser in 1/100 mm
<i>WZP</i>	Bezeichnung der Stichprobenplots
<i>Zuwachs_abs</i>	Radialzuwachs in 1/100 mm
<i>BHD</i>	Brusthöhdurchmesser, gemessen auf einer Höhe von 1.3 m
<i>LM</i>	Lineares Modell
<i>LMER</i>	Linear gemischtes Modell

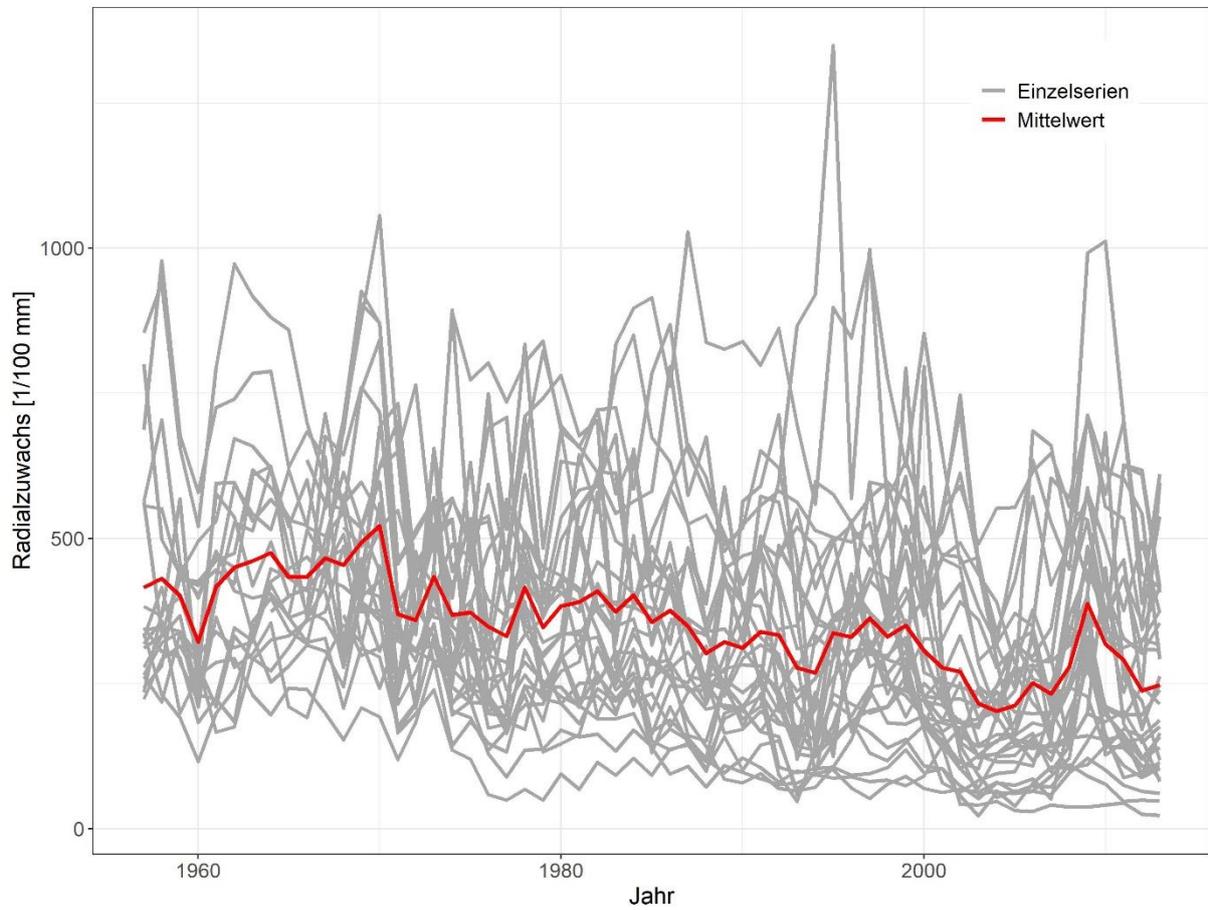
F – Interaktionseffekt zwischen Wasserstand und Niederschlag im April des aktuellen Jahres für *F. angustifolia*.

Interaktionseffekt zw. Wasserstand und Niederschlag im April für *Fraxinus angustifolia*



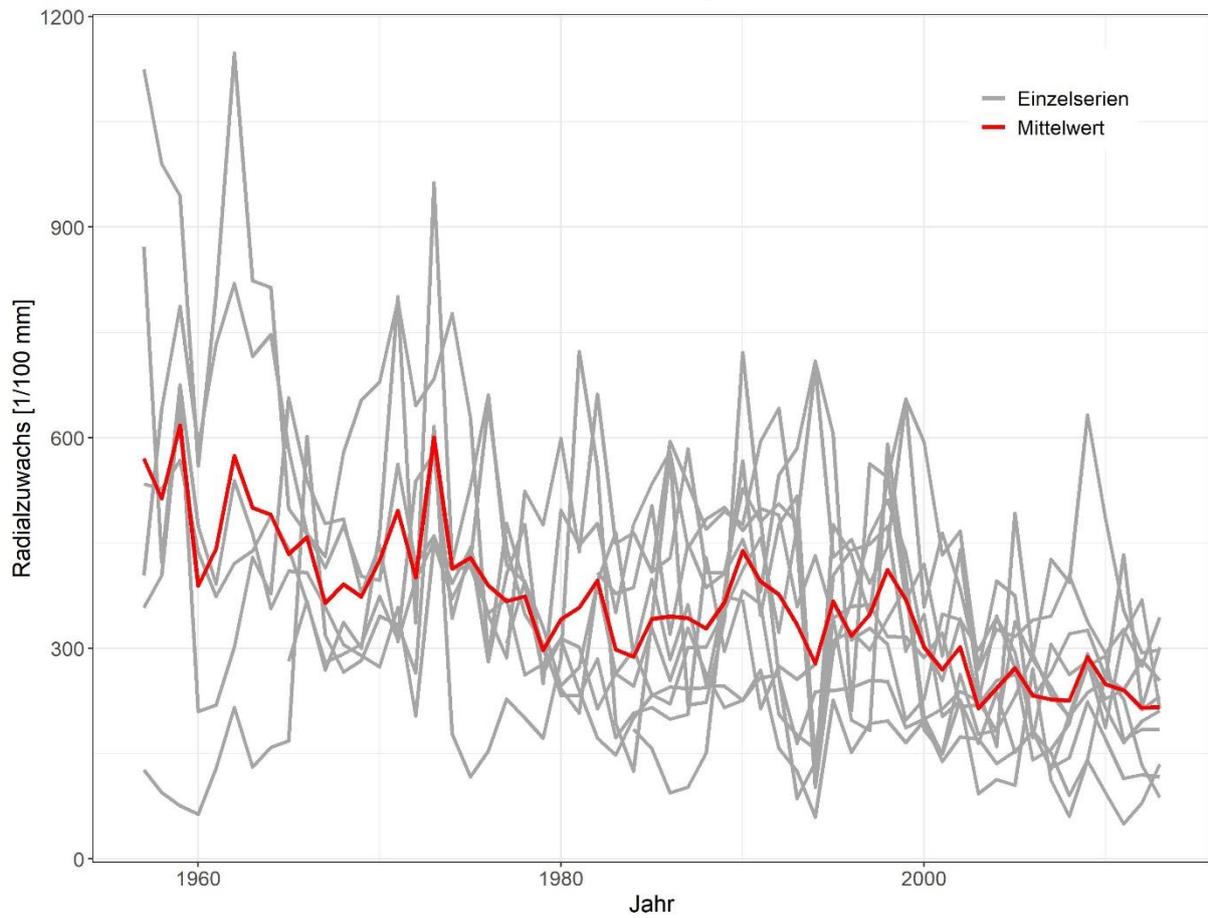
G – Jahrringserien in 1/100 mm für *Q. robur*. Grau = Messserien der einzelnen Bohrkerne; Rot = Mittelwert der Messserien.

Einzelserien und Mittelwert der Jahrringweiten von *Quercus robur*



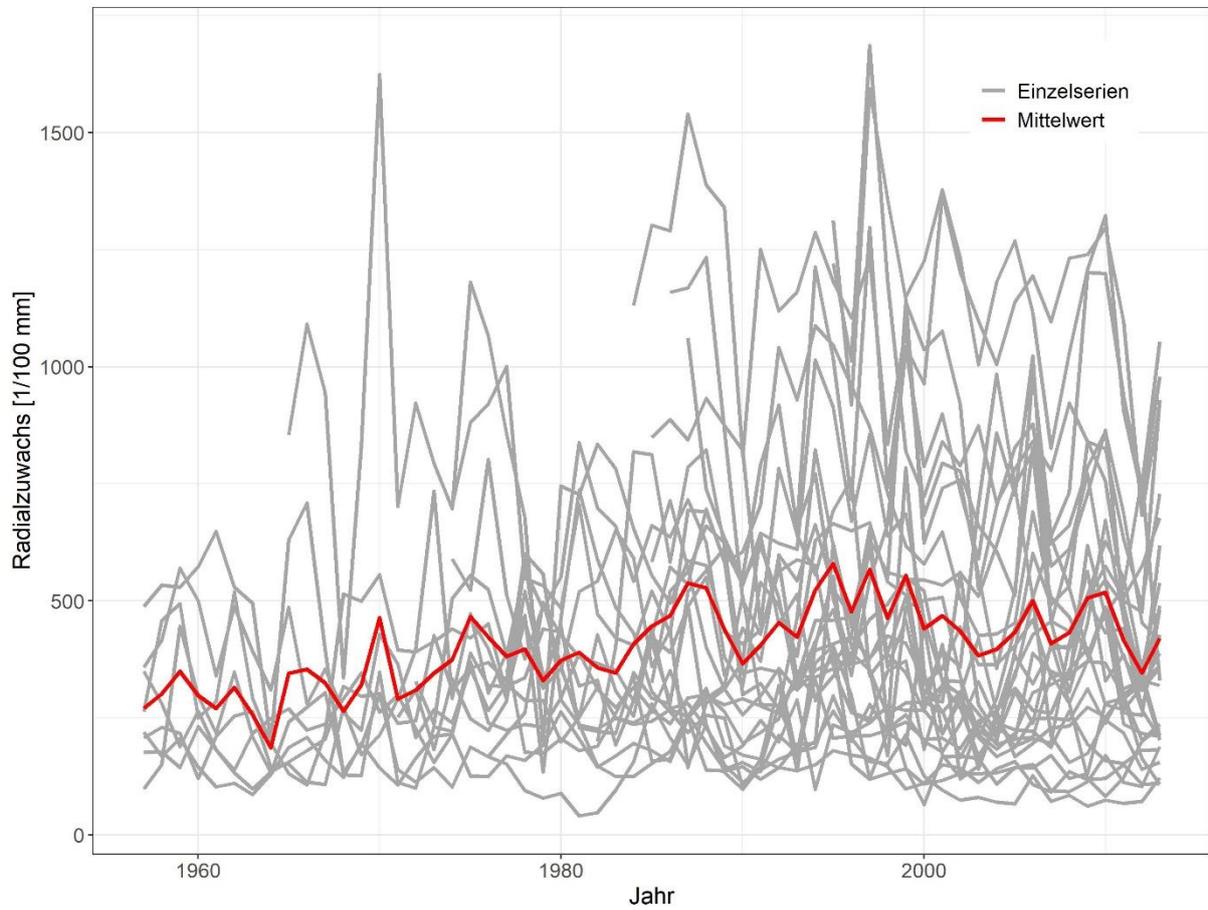
H – Jahrringserien in 1/100 mm für *F. excelsior*. Grau = Messerien der einzelnen Bohrkerne; Rot = Mittelwert der Messerien.

Einzelserien und Mittelwert der Jahrringweiten von *Fraxinus excelsior*

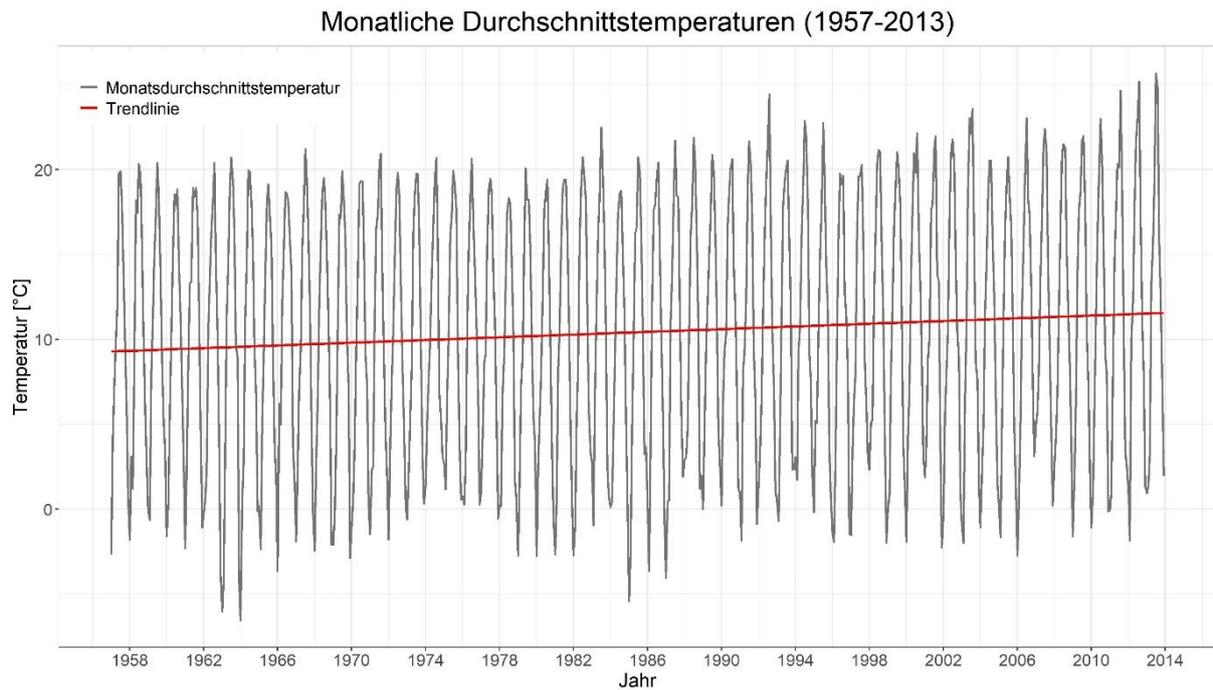


I – Jahrringserien in 1/100 mm für *Fraxinus angustifolia*. Grau = Messserien der einzelnen Bohrkern; Rot = Mittelwert der Messserien.

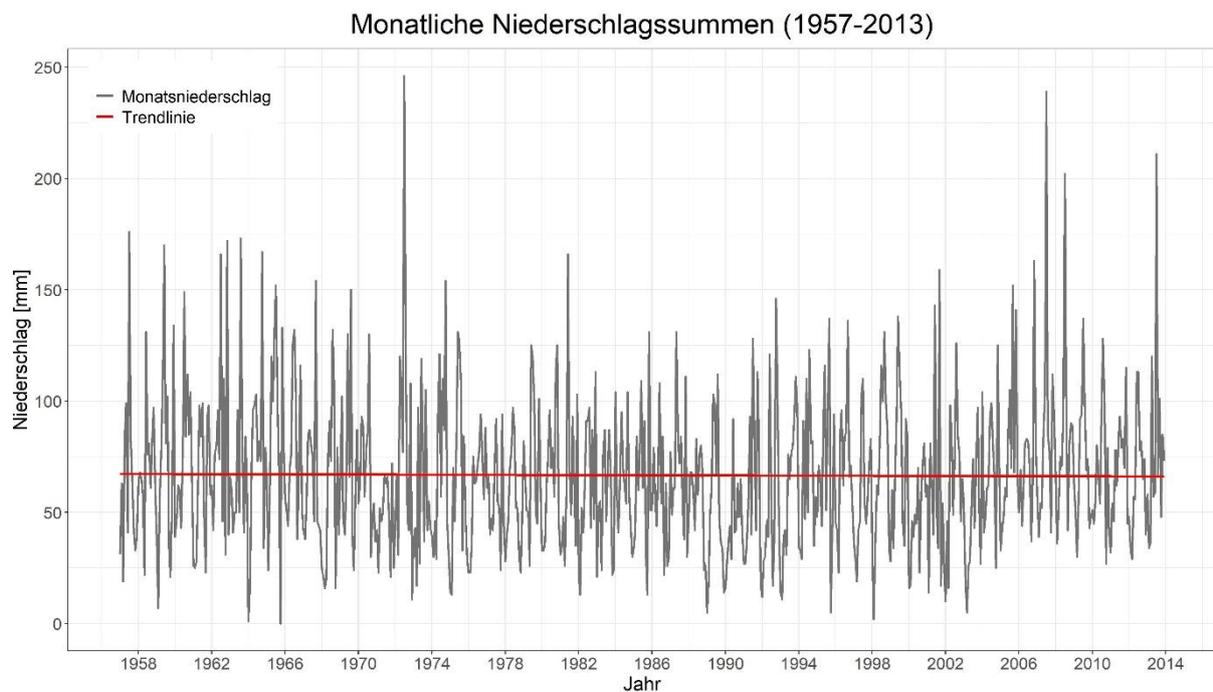
Einzelserien und Mittelwert der Jahrringweiten von *Fraxinus angustifolia*



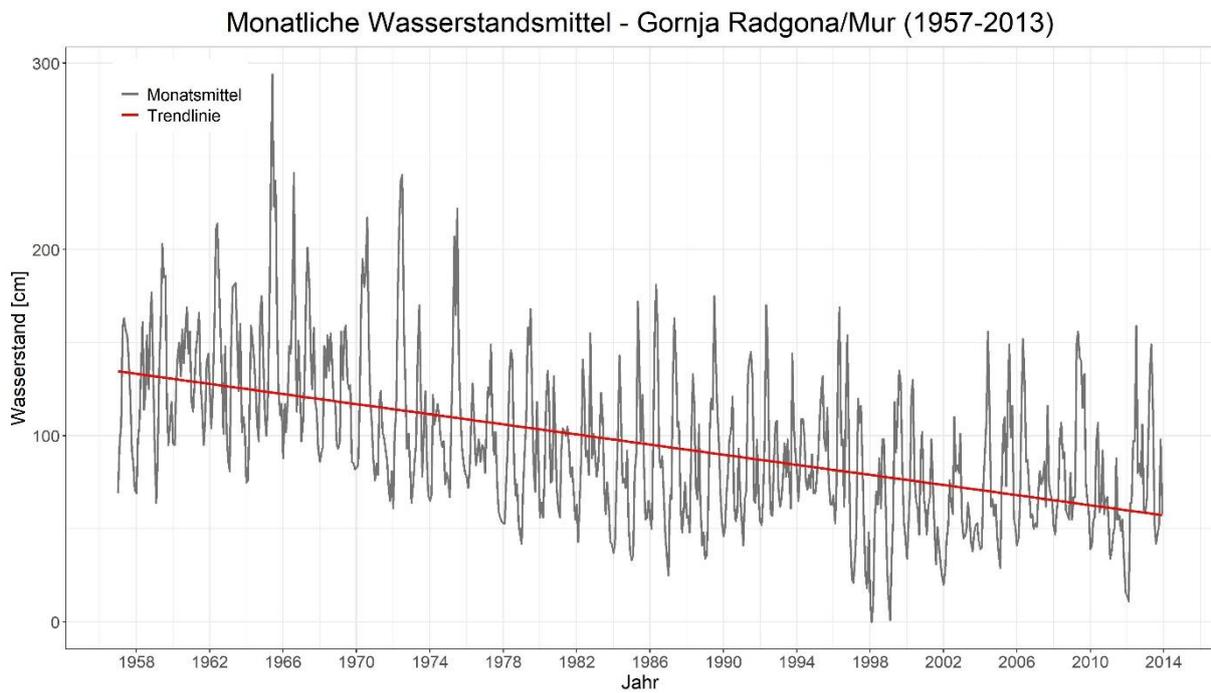
J – Monatliche Durchschnittstemperaturen im Untersuchungsgebiet von 1957 bis 2013. Grau = Monatlichen Durchschnittstemperatur; Rot = Trendlinie der monatlichen Durchschnittstemperatur.



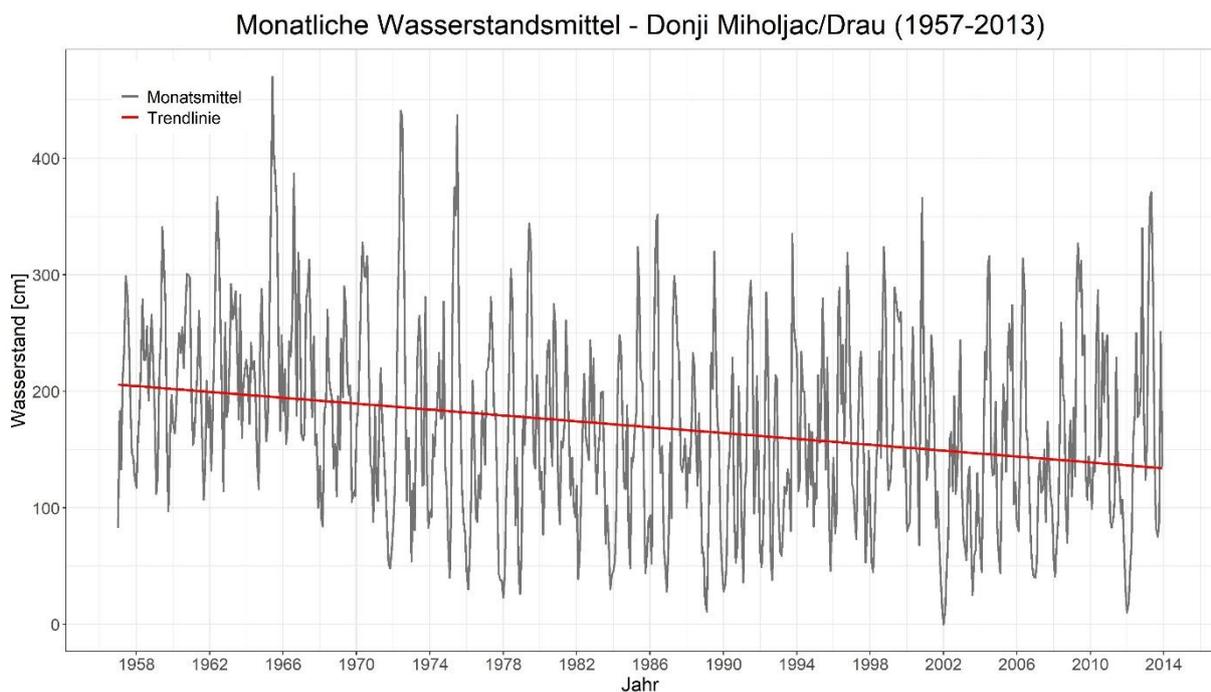
K – Monatliche Niederschlagssummen im Untersuchungsgebiet von 1957 bis 2013. Grau = Monatliche Niederschlagssumme; Rot = Trendlinie der monatlichen Niederschlagssumme.



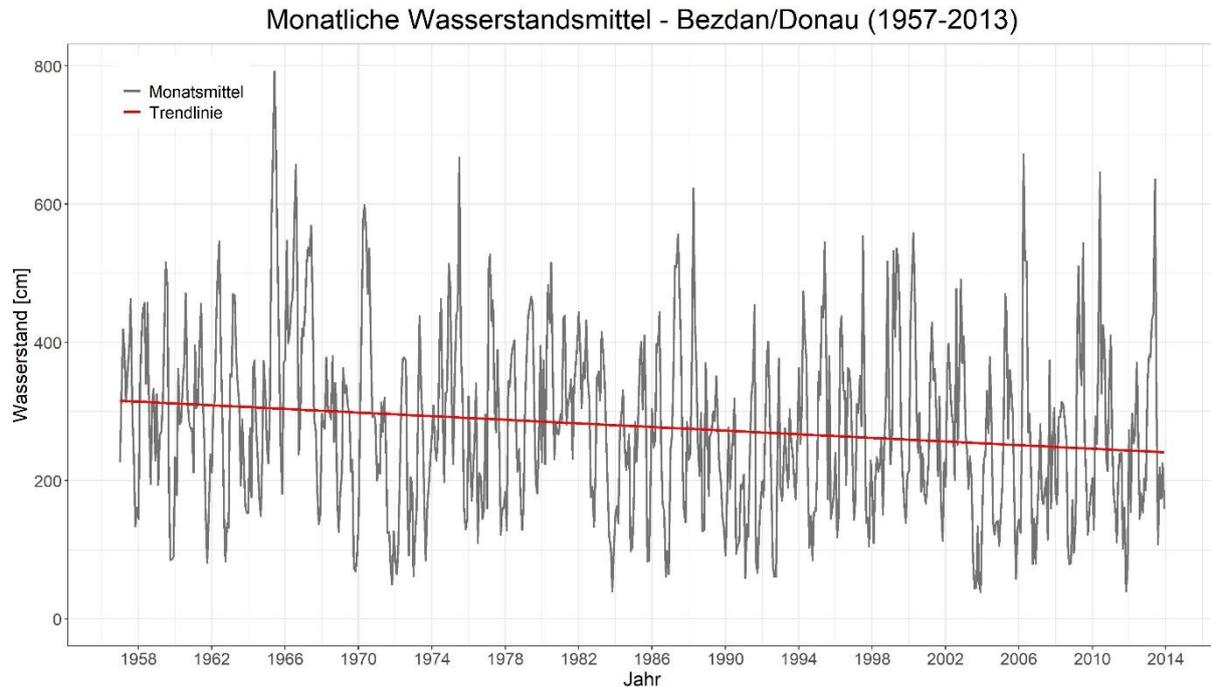
L – Monatliche Wasserstandsmittel der Mur bei der Messstation Gornja Radgona (Slowenien) von 1957 bis 2013. Grau = Monatlicher Durchschnittswasserstand in cm; Rot = Trendlinie der monatlichen Wasserstandsmittel in cm.



M – Monatliche Wasserstandsmittel der Drau bei der Messstation Donji Miholjac (Kroatien) von 1957 bis 2013. Grau = Monatliche Wasserstandsmittel in cm; Rot = Trendlinie der monatlichen Wasserstandsmittel in cm.



N – Monatliche Wasserstandsmittel der Donau bei der Messstation Bezdán (Serbien) von 1957 bis 2013. Grau = Monatliche Wasserstandsmittel in cm; Rot = Trendlinie der monatlichen Wasserstandsmittel in cm.



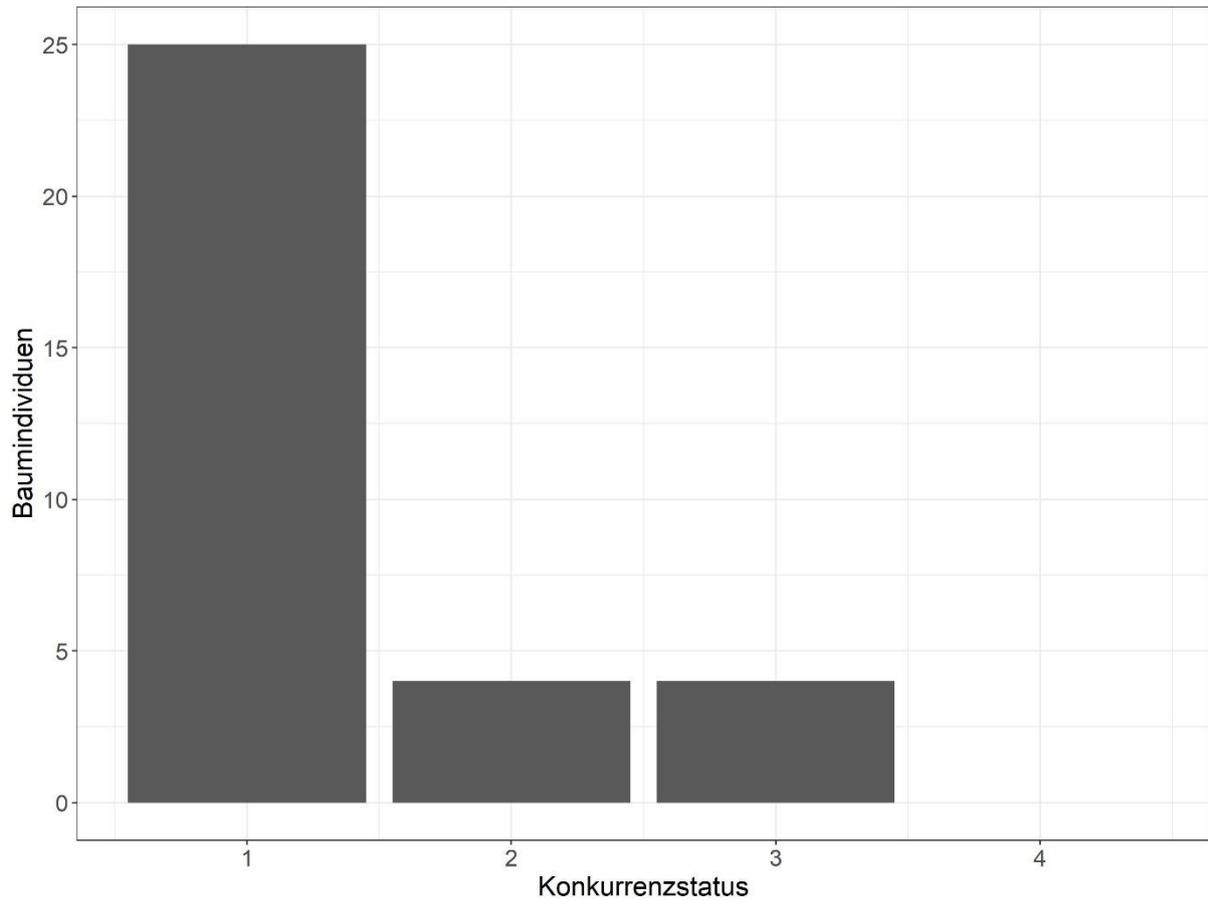
O – Ergebnisse der linearen Modellierungen der Langzeitrends der Umweltvariablen (1957-2013). PREC_annual = Alle monatlichen Niederschlagswerte in mm; PREC_Jan-Dec = Niederschlagsmittel der Einzelmonate; T_mean = Jahresdurchschnittstemperatur in °C; WL_mur = Monatliche Wasserstandswerte der Mur (Gornja Radgona) in cm; WL_drau = Monatliche Wasserstandswerte der Drau (Donji Miholjac; WL_donau = Monatliche Wasserstandswerte der Donau (Bezdán) in cm.

Variable	R ²	Estimate	Std.Error	df	t value	p value
PREC_Jan	0.006584	0.12088	0.05584	707	2.165	3.07E-02 *
PREC_Feb	0.005769	-0.11353	0.05605	707	-2.026	4.32E-02 *
PREC_Mar	0.02896	-0.23945	0.05215	707	-4.592	5.21E-06 *
PREC_Apr	0.000129	-0.02018	0.06683	707	-0.302	7.63E-01
PREC_May	0.01326	-0.21583	0.07003	707	-3.082	2.14E-03 **
PREC_Jun	0.02838	-0.38112	0.08386	707	-4.544	6.48E-06 ***
PREC_Jul	0.01054	0.3787	0.138	707	2.744	6.22E-03 **
PREC_Aug	0.01044	-0.25	0.09152	707	-2.732	6.46E-03 **
PREC_Sep	0.02707	0.43397	0.09784	707	4.436	1.06E-05 ***
PREC_Oct	0.001241	0.09037	0.09642	707	0.937	3.49E-01
PREC_Nov	0.0105	0.2787	0.1017	707	2.74	6.31E-03 **
PREC_Dec	0.00318	0.10304	0.06861	707	1.502	1.77E-03
sqrt(PREC_annual)	0.000239	2.34E-03	1.64E-03	8506	1.425	1.54E-01
log(T_mean)	0.5405	14.21	1.75	55	8.122	5.52E-11 ***
WL_mur	0.6833	-0.55329	0.04746	63	-11.66	<2e-16 ***

WL_drau	0.2196	-0.02151	0.05109	63	-4.211	8.23E-05 ***
WL_donau	0.2399	-0.1454	0.0326	63	-4.459	3.46E-05 ***

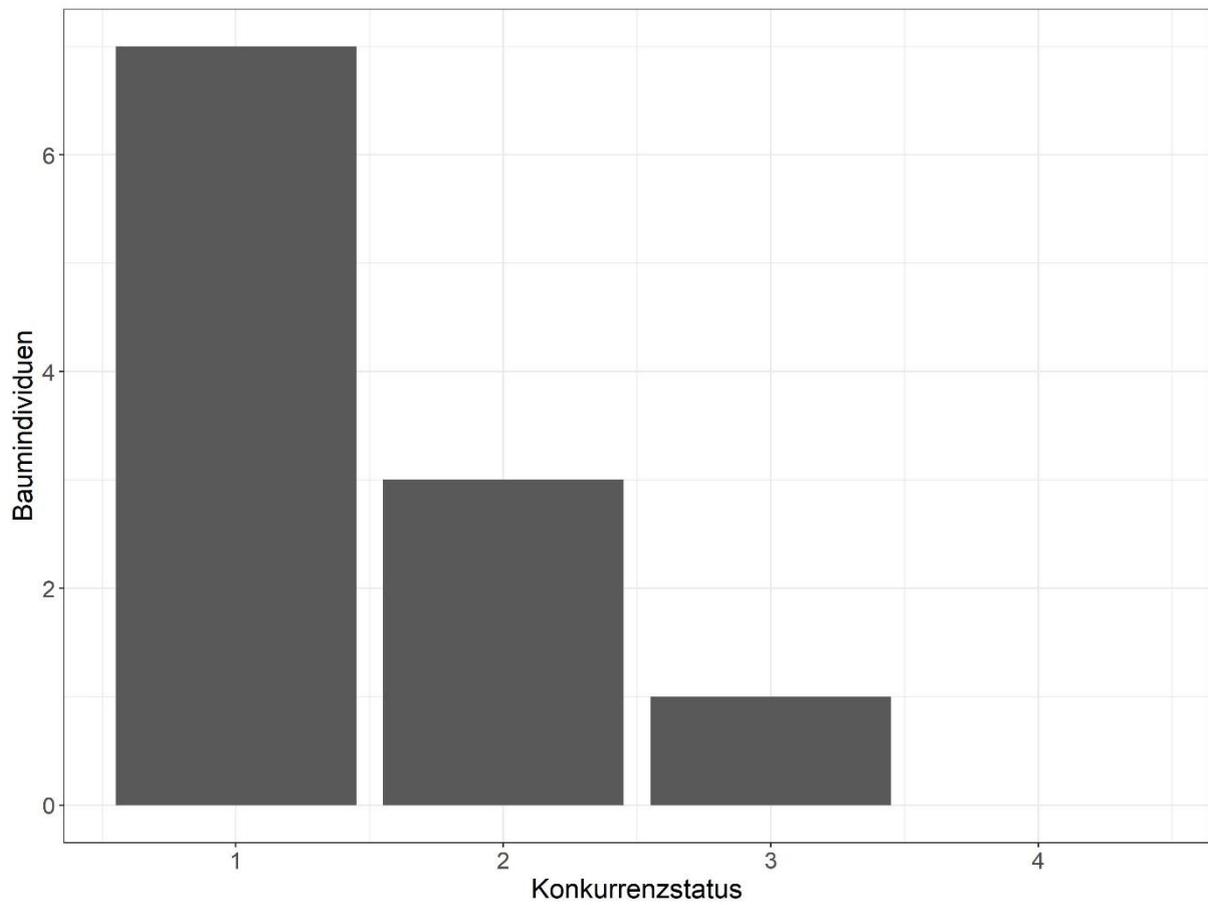
P – Anzahl der angesprochenen Baumindividuen von *Q. robur* je Konkurrenzstatus (1 = Vorherrschend; 2 = Herrschend/gering mitherrschend; 3 = Beherrscht; 4 = Unterdrückt).

Baumindividuen von *Quercus robur* je Konkurrenzstatus



Q – Anzahl der angesprochenen Baumindividuen von *F. excelsior* je Konkurrenzstatus (1 = Vorherrschend; 2 = Herrschend/gering mitherrschend; 3 = Beherrscht; 4 = Unterdrückt).

Baumindividuen von *Fraxinus excelsior* je Konkurrenzstatus



R – Anzahl der angesprochenen Baumindividuen von *F. angustifolia* je Konkurrenzstatus (1 = Vorherrschend; 2 = Herrschend/gering mitherrschend; 3 = Beherrscht; 4 = Unterdrückt).

Baumindividuen von *Fraxinus angustifolia* je Konkurrenzstatus

