



Sektion
Ertrags-
kunde

2021

Tagungsband

Herausgeber:

Ralf-Volker Nagel

Matthias Schmidt

Obleute der Sektion Ertragskunde

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

Abteilung Waldwachstum

Grätzelstr. 2

37079 Göttingen

Inhaltsverzeichnis

Waldumbau nach Maß? Ein Bewertungsansatz für Brandenburg	1
Annett Degenhardt, Falk Stähr	
Silvicultural measures for improvement of soil moisture conditions below spruce and pine.....	33
Jiří Novák, Ondřej Špulák, David Dušek, Dušan Kacálek	
Einfluss der Bestandesdichte auf das Wachstum in Mischbeständen	43
Eric Andreas Thurm, Hans Pretzsch	
Modelle zur Schätzung der artspezifischen Kronenansatzhöhe von Waldbäumen in Deutschland.....	58
Christian Vonderach, Hendrik Stark, Florian Keppeler, Steffi Dunger, Gerald Kändler	
Kreisflächenzuwachs der Österreichischen Baumarten mit Klima und Mischung.....	74
Sonja Vospernik, Maude Toïgo, Xavier Morin, Emanuel Strieder	
Interactive procedural forest in game engine environment as background for forest modelling	86
Marek Fabrika	
Wachstumsreaktionen der Fichte (<i>Picea abies</i> (L.) H. KARST) auf klimatische Verhältnisse – Ergebnisse einer 36-jährigen Dauerbeobachtung in Nordrhein-Westfalen.....	96
Dr. Carolin Stiehl, Jana Hanke	
Bestimmung des Kulturerfolgs von Douglasien-Freisaaten durch Hurdle-Negativ-Binomialverteilungs-Regression	108
Nikolas von Lüpke, Holger Sennhenn-Reulen	
Klimadynamische Baumarteneignungskarten 2.0 in Baden-Württemberg	111
Axel Albrecht, Ulrich Kohnle, Hans-Gehrhard Michiels	
Zuwachsreaktionen nach Nadelverlusten durch Raupenfraß verschiedener Intensität bei Kiefer	128
Michael Körner, Johanna Thiede, Nils Belecky, Jannik Kodym, Florian Wilms, Charlotte Hinds, Anne Hänisch, Susann Dittkrist, Shahrukh Kamran, Elias Wodzinowski, Jacob Böttcher, Curt Majunke, Jens Schröder, Martin Guericke	
Waldstilllegung für den Klimaschutz? Hinweise aus der Bundeswaldinventur	137
Joachim Rock, Franz Kroiher	
Neuentwicklung von Schaftkurvenmodellen für die wichtigsten Baumarten Deutschlands auf Basis der TapeR-Methodik.....	150
Christian Vonderach, Gerald Kändler, Thomas Riedel	

Waldumbau nach Maß? Ein Bewertungsansatz für Brandenburg¹

Annett Degenhardt, Falk Stähr

Landesbetrieb Forst Brandenburg, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde

Zusammenfassung

Nach mehr als 20 Jahren des intensiven Waldumbaus in Brandenburg stand die Frage, inwieweit die waldbaulichen Maßnahmen basierend auf den jeweilig vorliegenden Waldbaurahmen- und Förderrichtlinien zum Erfolg geführt haben. Neben dem Umfang des in diesem Zeitraum realisierten Waldumbaus sollte vor allem die Qualität der entwickelten Umbaubestände im Gesamtwald Brandenburgs überprüft werden. Anhand einer geeigneten Stichprobe und eines angepassten Inventurverfahrens konnten mehr als 400 Waldbestände verschiedener Eigentumsarten untersucht werden. Ausgehend von aktuellen Empfehlungen zur Anpassung der Wälder an den Klimawandel wurden Indikatoren zur Bewertung insbesondere der Verjüngungsschicht entwickelt und für die Stichprobenbestände analysiert. Maßzahlen der Baumarteneignung und Baumartenvielfalt, des Etablierungs- und Sicherungsgrades, der Laubholzanreicherung sowie der horizontalen und vertikalen Bestandesstruktur wurden dazu nicht nur separat diskutiert, sondern auch in der Gesamtheit betrachtet.

Die Ergebnisse zeigen sowohl ein breites Spektrum erfolgreichen Waldumbaus auf, weisen aber auch auf Dringlichkeiten und Schwächen des waldbaulichen Handelns in Brandenburg hin. Die daraus abgeleiteten Empfehlungen dienen zunächst der Politik als Entscheidungsgrundlage, sollten aber kurzfristig auch in Brandenburger Förderregularien, Waldbaustrategien und Forschungsschwerpunkte einfließen können.

Anlass

Noch immer sind die Brandenburger Wälder durch einen hohen Anteil reiner Kiefernbestände geprägt, die insbesondere infolge des Klimawandels zunehmend durch vielfältige Naturgefahren wie Trockenstress, Sturmschäden, Waldbränden und Insektenkalamitäten gefährdet sind. Deren standortgerechter Umbau zu gemischten Nadel-Laubwäldern dient der Stabilisierung und dem Erhalt der Wälder und damit der nachhaltigen Sicherung aller seiner Nutz-, Schutz- und Erholungsfunktionen. Seit mehr als 25 Jahren bildet daher der Waldumbau einen Schwerpunkt bei der Bewirtschaftung der Brandenburger Wälder.

Mit der im Koalitionsvertrag der Landesregierung Brandenburgs im November vereinbarten Evaluation des Landesbetriebes Forst Brandenburg war eine Standortbestimmung zu den bisherigen Waldumbaumaßnahmen verbunden. Basierend auf der Feststellung, dass zwar die strategischen Ziele hinreichend dokumentiert, bedingt durch den Klimawandel jedoch die waldbaulichen Ziele und Verfahren einer Überprüfung und Anpassung bedürfen, wurde im April 2020 das LFE mit einer Analyse zum Stand und

¹ Der Text ist in ähnlicher Form publiziert in: Degenhardt, A.; Stähr, F. (2021): Auf dem richtigen Weg? Ergebnisse von Stichprobenaufnahmen zur Evaluierung des Waldumbaus in Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Bd. 70 (2021), S. 25-44.

Erfolg des Waldumbaus in Brandenburg beauftragt (MLUK 2020b). Insbesondere wurde darauf hingewiesen, dass es gegenwärtig „an einer klaren Orientierung und hinreichenden Zielsetzungen zum Waldumbau“ fehle, „erhebliche Unsicherheiten“ bei der Umsetzung bestehen und daher im Ergebnis der Evaluation konkretisierte praxistaugliche und zugleich auch quantifizierbare Empfehlungen für den zukünftigen Waldumbau erwartet würden, die die „mit dem Klimawandel einhergehenden gewandelten Erfordernisse und Herausforderungen ... grundlegend“ berücksichtigen.

Ziele des Waldumbaus (in Brandenburg)

Im Mittelpunkt der Evaluierung des Waldumbaus in Brandenburg stand die Frage, inwieweit die bisherigen Maßnahmen zum Erfolg geführt haben, die Ergebnisse den derzeitigen Anforderungen genügen bzw. ob die waldbaulichen und förderpolitischen Empfehlungen einer Überarbeitung bedürfen. Zur Bewertung des Waldumbauerfolges ist es daher erforderlich, den aktuellen Waldzustand mit den für Brandenburg formulierten Zielen des Waldumbaus zu vergleichen, aber auch die Ziele des Waldumbaus an die veränderten klimawandelbedingten Erfordernisse anzupassen.

Erstmalig wurde der Waldumbau im Kabinettsbeschluss vom April 1996 politisch verankert (MELF 1996). Darin heißt es unter anderem: „Eine vordringliche Aufgabe ist der Umbau der im Land Brandenburg vorhandenen, nicht standortgerechten Kiefernbestände zu stabileren Mischwäldern.“ Insbesondere „zielt der Waldumbau ... auf eine Stabilisierung der Wälder ... durch Standortgerechtigkeit, Baumartenvielfalt, Struktureichtum, Integration der Naturschutzziele, Nachhaltigkeit der Holzerzeugung“ ab.

Etwas umfassender und konkreter sind die Ziele des Waldumbaus in den Waldbaurichtlinie 2004 formuliert (MLUR 2004): „Standortgerechte, naturnahe, klimaplastische und produktive Wälder werden erhalten, entwickelt und ökonomisch, ökologisch und sozial nachhaltig bewirtschaftet.“, sowie: „Stabilität und Elastizität der Wälder sind durch Erhalt und Verbesserung der Waldstrukturen und durch Sicherung der biologischen Vielfalt ... zu gewährleisten“

Eine stärkere Ausrichtung auf die Folgen des Klimawandels erfahren die Waldumbauziele im Waldprogramm 2011 (MIL 2011a) bzw. der Waldvision 2030 (MIL 2011b). Darin wird auf die Bedeutung der Entwicklung von „Waldbeständen, die eine hohe innere Stabilität aufweisen und eine dem Standort angepasste Arten- und Strukturvielfalt besitzen“, hingewiesen, wiederum aber auch die Entwicklung und Vermehrung „naturnaher und mehrschichtiger Bestände“, der „Umbau zu gemischten Beständen“ oder die „Überführung eines schlagweisen Hochwaldes in einen gestuften und gemischten Wald“ empfohlen.

Nicht zuletzt finden sich die Ansprüche an den Waldumbau ebenso in den aktuellen Förderrichtlinien (MLUL 2015) wieder. Als Ziel der Förderung sind dort neben der „Entwicklung stabiler, standortgerechter Wälder unter Berücksichtigung der ökologischen und ökonomischen Leistungsfähigkeit sowie des Klimawandels“, „die Herstellung einer standortgerechten, klimaangepassten Baumartenmischung beziehungsweise die Sicherung der Stabilität und Vitalität der Bestände“ ausgewiesen.

Ergänzen ließe sich die Liste der Ziele und Merkmale des Waldumbaus auch durch die Vorgaben des Bundes, wie sie beispielsweise in der „Waldstrategie 2020“ (BMELV 2011), der „Agenda Anpassung von Land- und Forstwirtschaft sowie Fischerei und Aquakultur an den Klimawandel“ (BMEL 2019), dem Positionspapier des DVFFA „Anpassung der Wälder an den Klimawandel“ (DVFFA 2019) oder auch der

Stellungnahme des Wissenschaftlichen Beirates für Waldpolitik beim BMEL zu den Eckpunkten der Waldstrategie 2050 (BMEL 2020) zu finden sind.

Viele der Richtlinien und Dokumente weisen letztlich immer wieder ähnliche Eigenschaften wie Stabilität, Naturnähe, Produktivität, Mischung, Resistenz, Resilienz, Klimawandelangepasstheit, Vitalität, Elastizität, Nachhaltigkeit, Mehrschichtigkeit, Klimatoleranz, Standortgerechtigkeit, Vielfältigkeit, Widerstandsfähigkeit, Artenreichtum, Anpassungsfähigkeit, Strukturiertheit, Risikoverringern, Leistungsstärke ... für die zukünftig anzustrebenden Wälder auf, ohne konkrete Anforderungen und Ausprägungen zu definieren.

Aus der Vielzahl der Anforderungen an den zukunftsfähigen Wald wurden für die Evaluierung des Waldumbaus in Brandenburg zunächst Merkmale ausgewählt, die relativ kurzfristig und einfach messbar waren, aber auch die wesentlichsten Erfordernisse des Waldumbaus widerspiegeln und eine quantitative Bewertung zulassen. Dazu zählen beispielsweise die Standortgerechtigkeit, der Artenreichtum, die Mischung oder die Produktivität. Für die Bewertung dieser Merkmale wurden entsprechende Indikatoren entwickelt und beurteilt.

Methodik

Fragestellung

Ein wesentlicher Schritt der Untersuchungen bestand darin, den Grad des Gelingens der erfolgten Waldumbaumaßnahmen zu quantifizieren, d. h. die Abweichungen realer existierender Waldbestände vom optimalen Waldumbauziel zu ermitteln. Dazu wurden zunächst sieben Indikatoren herausgearbeitet, die die vornehmlichen Zielvorstellungen des Waldumbaus umfassen:

- Baumarteneignung
- Baumartenvielfalt
- Laubholzanreicherung
- Etablierungsgrad
- Sicherungsgrad
- Vertikale Struktur
- Horizontale Struktur

Neben der prinzipiellen Frage nach dem Grad des Gelingens des Waldumbaus in Brandenburg sollten sich die Untersuchungen insbesondere auch auf folgende Schwerpunkte konzentrieren:

- Auf welchen Standorten gelingt der Waldumbau besonders gut?
- Welche Baumarten sind besonders geeignet?
- Welche waldbaulichen Verfahren sind erfolgreich?
- Welche Bedeutung haben Zaunschutz und Bejagung?
- Mit welchen Verjüngungszeiträumen ist zu rechnen?
- Gibt es Unterschiede zwischen den Eigentumsarten?
- Wie wirken die waldbaustrategischen und forstpolitischen Instrumente?

Die Beantwortung dieser Fragen diene vor allem dazu, Ursachen des Nichtgelingens auszumachen, Konsequenzen zu ziehen und Empfehlungen für den künftigen Waldumbau abzuleiten.

Parameterauswahl

Um umfassend auf die unter 3.1. dargestellten Fragestellungen eingehen zu können, waren eine Vielzahl waldbaulicher Merkmale zu erfassen und auszuwerten. Neben der Baumartenzusammensetzung, Bestandesschichtung und Mischungsform wurden in den Waldumbaubeständen wachstumskundliche Parameter wie Altersstruktur, Mittelhöhen und Schlussgrade, aber auch forstwirtschaftlich relevante Größen wie die Bestandesentstehungsart, eventueller Wildschutz, beobachtete Schäden und der jeweilige Pflegezustand in die Untersuchungen mit einbezogen.

Die Flächenaufnahme erfolgte in Anlehnung an das für Brandenburg formulierte Forsteinrichtungsverfahren der „Einzelflächenweisen Inventur“ (LFB 2013), das geringfügig angepasst wurde.

Darüber hinaus stand eine digitale Standortkarte (FSK 2019) (Abb. 1) zur Verfügung, die eine konkrete Zuordnung forstlicher Standortdaten für jeden Untersuchungsbestand ermöglichte.

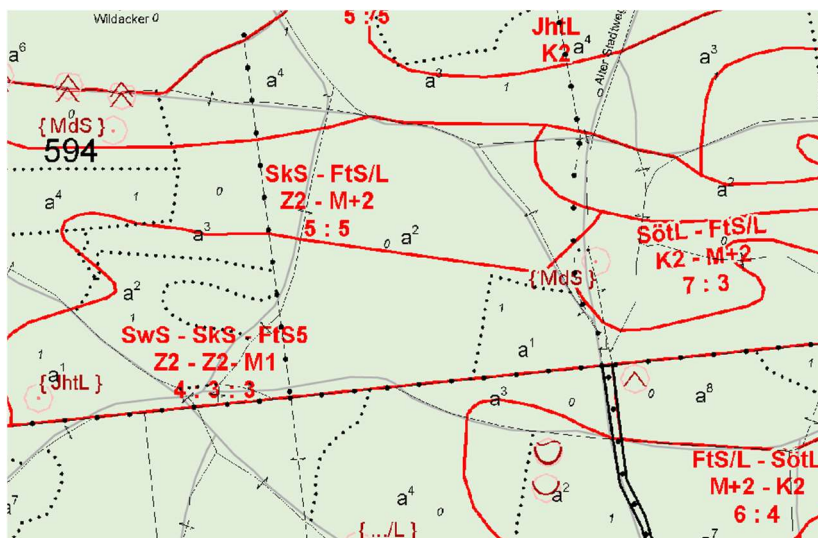


Abb. 1: Ausschnitt aus der Forstgrundkarte (FGK 2021) und der digitalen Standortkarte

Datenbasis

Die Untersuchungen sollten sich zunächst vorrangig auf Waldbestände beziehen, für die zwischen 2006 und 2015 eine finanzielle Förderung durch das Land Brandenburg erfolgte. Dabei konnte im Landeswald (LW) auf eine Liste von Beständen zurückgegriffen werden, für die nach teilweise mehrjähriger Umbauzeit zwischen 2006 und 2015 Waldumbaumaßnahme abgerechnet wurden. Insgesamt umfasst das eine Gesamtfläche von ca. 10.000 ha. Im Nicht-Landeswald (NLW) kamen hingegen Bestände zur Auswahl, für die zwischen 2008 und 2015 eine Förderung von Waldumbaumaßnahmen beantragt (ca. 6.000 ha) wurde und deren Umsetzung erst nach Genehmigung erfolgte.

Entsprechend der Flächenanteile wurden 250 Waldumbaubestände im LW und 156 Bestände im NLW durch eine Listenstichprobe für die Untersuchungen ausgewählt. Die Aufnahme der 406 Flächen erfolgte zwischen Oktober und Dezember 2020.

Definition und Bewertung der Indikatoren

Die Bewertung des Gelingens der Waldumbaumaßnahmen baut vornehmlich auf den Daten der durch die Forsteinrichtung ausgewiesenen Verjüngungsschicht auf. Um eine gewisse Objektivität und Übersichtlichkeit, aber auch Einfachheit bei der Interpretation und der Darstellung der Ergebnisse zu wahren, sollte die Bewertung der Waldumbaubestände durch geeignet definierten Bewertungsstufen erfolgen. Dazu wurden für die unter Punkt 3.1. aufgeführten Indikatoren „Baumarteneignung“, „Baumartenvielfalt“, „Laubholzanreicherung“, „Etablierungsgrad“, „Sicherungsgrad“, „Vertikale Struktur“ und „Horizontale Struktur“ geeignete Maßzahlen festgelegt und diese mit Bewertungsziffern versehen. Der Wert „1“ entspricht dabei jeweils der optimalen waldbaulichen Umsetzung. Bei einer Bewertung mit dem Wert „5“ konnte das entsprechende Merkmal dagegen nur ungenügend entwickelt werden.

Da häufig keine konkreten Zielwerte für die einzelnen Indikatoren festgelegt waren, erfolgte die Abgrenzung der einzelnen Bewertungsstufen in Abwägung zwischen waldbaulichen Erfordernissen und den tatsächlich beobachteten Wertebereichen.

Baumarteneignung

Der Index „Baumarteneignung“ dient der Bewertung der Übereinstimmung der Baumarten der Verjüngungsschicht mit den standortsspezifischen Baumartenempfehlungen. Mit ihm soll die Frage beantwortet werden, ob die für den Waldumbau verwendeten Verjüngungsbaumarten standortgerecht gewählt wurden. Die Grundlage für die Bewertung der Standortsgerechtigkeit der Baumarten bilden die nach dem Vorbild von Aldinger und Michiels (1997) für Brandenburg entwickelte Baumarteneignungstabellen (Rieck et al. 2020, Grüll 2021), die auf der Basis der vier gleichgewichteten Merkmale „Konkurrenz“, „Stabilität“, „Leistung“ und „Pfleglichkeit“ abgeleitet wurden. Die Baumarteneignungstabellen ordnen jeder Baumart in Abhängigkeit von der vorliegenden Standortformengruppe und der Klimastufe eine waldbauliche Relevanz bzw. eine Anbauempfehlung zu (Tab. 1). Für die Ableitung des Indexes „Baumarteneignung“ wurde der empfohlene Baumartenanteil der Anbauempfehlung in einen Parameter „Bewertung“ als Median des Intervalls der Anbauempfehlung umgerechnet.

Einige seltene und fremdländische Baumarten, die durch die Baumartenbewertungstabellen noch nicht vollständig erfasst wurden, fallen in die Kategorie „0“. Diesen Baumarten wurde zunächst eine grundsätzliche Eignung unterstellt und daher die Bewertung „25“ zugeordnet.

Tab. 1: Codierung, waldbauliche Relevanz, Anbauempfehlung und Bewertung der Baumarteneignungsempfehlungen

Kategorie	Gesamturteil	Waldbauliche Relevanz	Anbauempfehlung	Bewertung
4	vorrangig geeignet	hoch, besonders standortsangepasst	51 – 100%	75
3	geeignet	mäßig, standortsangepasst	21 – 50%	35
2	wenig geeignet	gering, noch standortsgerecht	10 – 20%	15
1	ungeeignet	ohne waldbauliche Perspektive (kein Anbau empfohlen)	<10%	5
0	ohne Angaben	noch nicht signiert: grundsätzliche Eignung unterstellt		25

Die „Baumarteneignung“ für die zu untersuchenden Waldumbaubestände basiert auf folgendem Algorithmus:

- Zuordnung der Standortseigenschaften des Waldumbaubestandes über die Standortkarte
- Zuordnung der standortsabhängigen Bewertungen für alle stockenden Verjüngungsbaumarten
- Bildung eines grundflächengewichteten Mittels der Bewertungen

Bei der Klassifikation der so ermittelten Werte in fünf Bewertungsstufen gingen sowohl die Häufigkeitsverteilung der für die 406 Waldumbaubestände berechneten flächengewichteten mittleren „Baumarteneignungen“ (Abb. 2) als auch waldbaulich begründbare Grenzen ein.

So geht man davon aus, dass eine optimale waldbauliche Umsetzung erreicht wird, wenn auf mindestens 50 % der Verjüngungsfläche vorrangig geeignete Baumarten stocken (Tab. 2). Diese Stufe erhielt den Wert „1“. Entsprechend wurde die Verjüngung mit „2“ bewertet, wenn mindestens 50 % der Verjüngungsfläche aus vorrangig geeigneten oder geeigneten Baumarten besteht. Sind mindestens 33 % der Fläche mit geeigneten und vorrangig geeigneten Verjüngungsbaumarten bestockt, erhielt der Umbaubestand die Bewertung „3“. Der Wert „4“ wurde vergeben, wenn der Anteil geeigneter und vorrangig geeigneter Baumarten < 33 % beträgt und mindestens 50 % der Verjüngung aus wenig geeigneten Baumarten bestand.

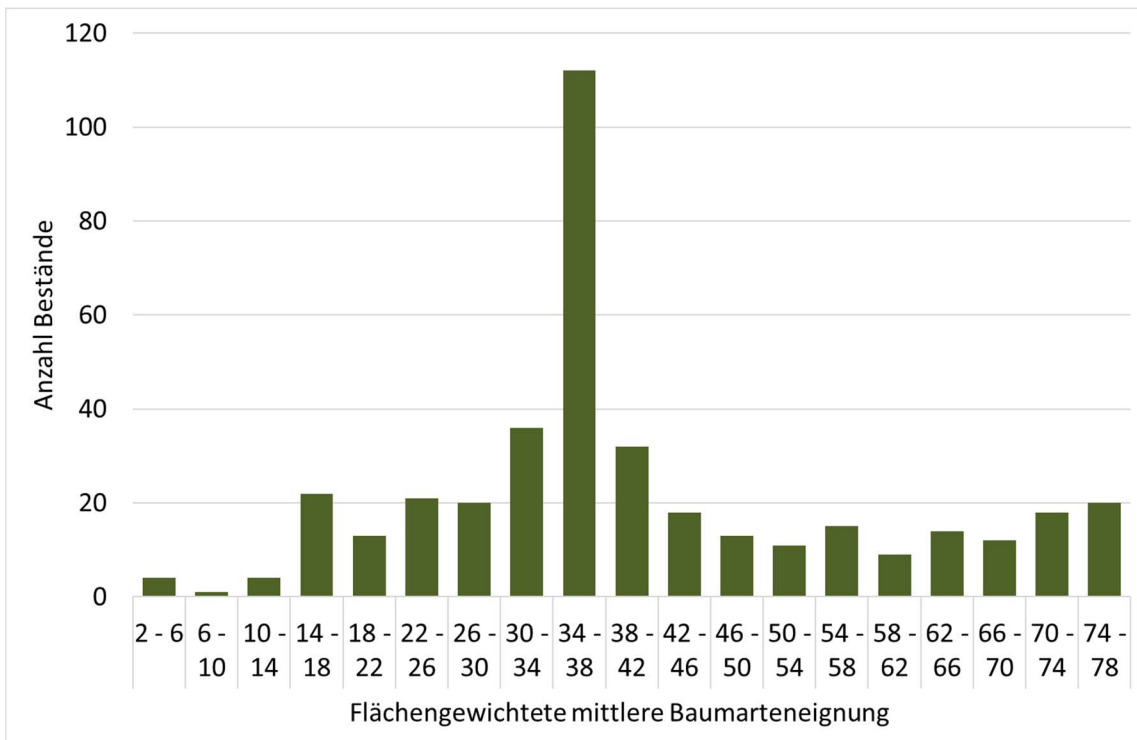


Abb. 2: Häufigkeitsverteilung der für die 406 Waldumbaubestände berechneten flächengewichteten mittleren Baumarteneignungen⁴

Tab. 2: Bewertungsschema des Indexes „Baumarteneignung“

Stufe	mittlere „Baumarteneignung“	Charakteristik	
1	≥ 55	$(75+35)/2$	überwiegend vorrangig geeignete Baumarten
2	$\geq 32,5$	$(75+35+15+5)/4$	überwiegend mindestens geeignete Baumarten
3	$\geq 18,3$	$(35+15+5)/3$	mindestens 1/3 geeignete Baumarten
4	≥ 10	$(15+5)/2$	mindestens 1/2 wenig geeignete Baumarten
5	sonst		überwiegend ungeeignete Baumarten

Abb. 11 zeigt die Verteilung der untersuchten Waldumbaubestände auf die fünf Stufen der „Baumarteneignung“. Dabei fallen 94 bzw. 208 Bestände in die Stufen 1 bzw. 2, so dass man davon ausgehen kann, dass auf etwas mehr als $\frac{3}{4}$ aller erfassten Waldumbaupläche eine fachlich korrekte Wahl der Verjüngungsbaumarten erfolgte. In 64 Beständen entspricht die Baumartenzusammensetzung nicht den optimalen Zielvorgaben (Stufe 3), ist aber noch vertretbar. Dagegen waren die vorgefundenen Baumarten hinsichtlich ihrer Standortseignung und Entwicklungsperspektive wenig bis ungeeignet in 29 der 406 Bestände.

Im Rahmen der weiteren Analysen werden Baumarten auf einem Standort als „geeignet“ angesehen, wenn sie der Kategorie 4 „vorrangig geeignet“ bzw. 3 „geeignet“ zugeordnet sind (Tab. 1).

Baumartenvielfalt

Besonderes Augenmerk liegt beim Waldumbaugeschehen auf der Entwicklung standortsangepasster, stabiler Baumartenmischungen, da diese als Schlüssel für die betriebliche Risikostreuung gesehen werden und im Falle der Schädigung oder des Verlustes einer beteiligten Baumart dem Waldökosystem Entwicklungsalternativen bieten. Die Bewertung der „Baumartenvielfalt“ erfolgte daher anhand der Anzahl der Baumarten bzw. der Anzahl „geeigneter“ Baumarten in der Verjüngungsschicht. Berücksichtigt wurden alle Baumarten mit einem Flächenanteil von mindestens 1 %.

Abb. 3 zeigt die Häufigkeit der Waldumbaubestände nach Anzahl der Baumarten (dunkelgrüne Balken) bzw. Anzahl der geeigneten Baumarten (hellgrüne Balken). Während in den meisten Untersuchungsbeständen zwei bis vier Baumarten nachgewiesen werden konnten, treten aber auch einzelne Bestände mit mehr als zehn Baumarten auf.

Die Zahl der geeigneten Baumarten je Bestand ist erwartungsgemäß etwas geringer. In der überwiegenden Zahl der Bestände wurden ein bis vier geeignete Baumarten in der Verjüngungsschicht vorgefunden. Jedoch mussten auch Bestände beobachtet werden, die keine geeigneten Baumarten enthielten.

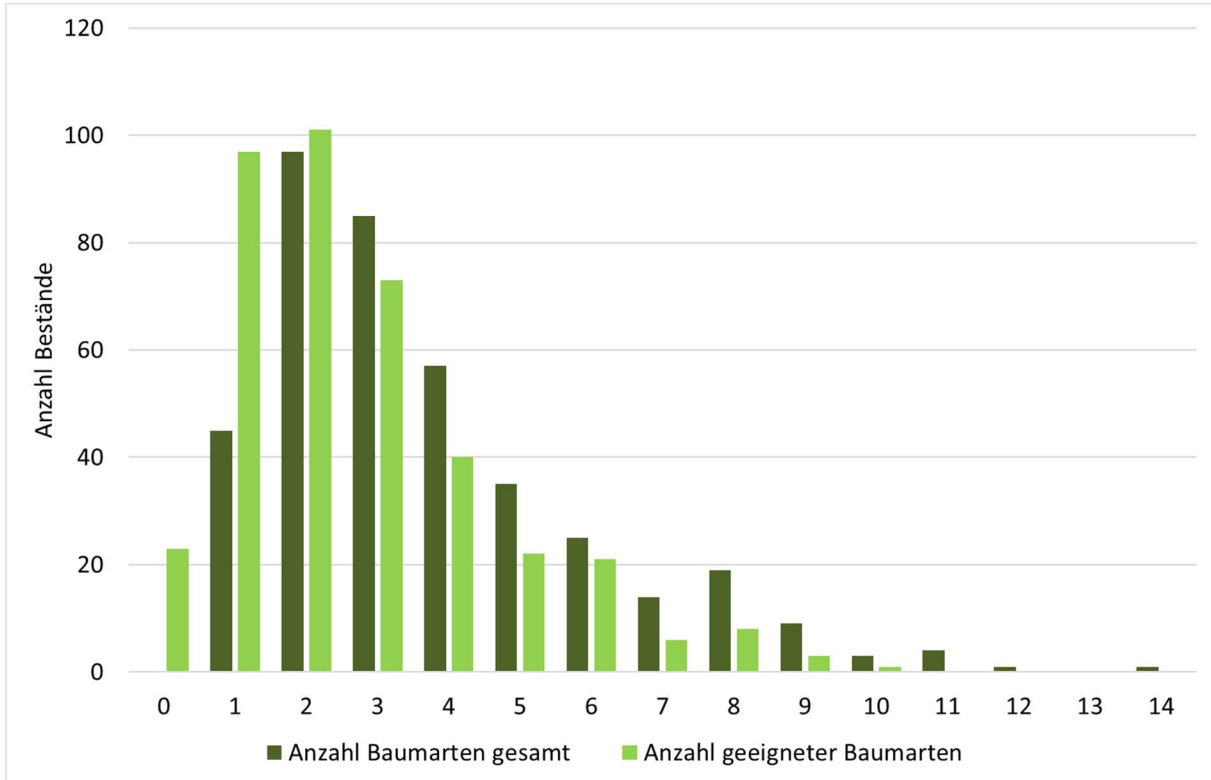


Abb. 3: Häufigkeit der Waldumbaubestände nach Anzahl der Baumarten bzw. der geeigneten Baumarten in der Verjüngungsschicht

Insgesamt wiesen ca. 70 % der Verjüngungen mindestens drei Baumarten auf. Andererseits werden für den Waldumbau in Brandenburg Baumartenmischungen mit mindestens vier überwiegend geeigneten Baumarten empfohlen (MLUK 2020a), um eine Risikoverteilung zu gewährleisten. Nach Abwägung zwischen Realität und waldbaulichen Erfordernissen wurde die „Baumartenvielfalt“ entsprechend der in Tab. 3 dargestellten Kriterien bewertet.

Tab. 3: Bewertungsschema der „Baumartenvielfalt“

Stufe	Anzahl Baumarten	Anzahl geeigneter Baumarten	Charakteristik
1	≥ 4	≥ 3	Baumartenvielfalt sehr hoch
2	≥ 3	≥ 2	Baumartenvielfalt hoch
3	≥ 2	≥ 1	Baumartenvielfalt ausreichend
4	1	1	Baumartenvielfalt ungenügend
5	sonst		Baumartenvielfalt nicht vorhanden

Abb. 11 zeigt die Verteilung der untersuchten Waldumbaubestände in den fünf Stufen der „Baumartenvielfalt“. Mehr als 50 % der Waldumbaubestände weisen eine sehr hohe (134 Bestände) bzw. hohe „Baumartenvielfalt“ (90 Bestände) auf. Darüber hinaus wurde in 111 Beständen die „Baumartenvielfalt“ mit ausreichend bewertet, da sich deren Verjüngungsschicht aus mindestens zwei Baumarten zusammensetzt, von denen wenigstens eine geeignet ist. Insgesamt deuten die Ergebnisse damit zumeist auf eine hohe „Baumartenvielfalt“ hin und bestätigen eine gute Ausgangslage für die zukunftsfähige Waldentwicklung.

Laubholzanreicherung

Neben der Verbesserung der „Baumartenvielfalt“ stellt die „Laubholzanreicherung“ in Nadelholzreinbeständen ein weiteres zentrales Ziel der waldbaulichen Maßnahmen zur Restrukturierung von Reinbeständen dar.

Da die angestrebten Laubholzanteile standortsabhängig sind, wurden aus dem Bestandeszieltypen (BZT) - Erlass (MLUV 2006) abgeleitete standortsabhängige Mindestanforderungen an den Laubholzanteil (minLBH) für die Bewertung mit herangezogen.

Tab. 4 zeigt beispielhaft die ermittelten minimalen und maximalen Laubholzanteile für die Stammstandortsgruppe Z2. Demnach kann der Wirtschaftler beispielsweise auf einem ziemlich nährstoffarmen mittelfrischen Standort im trockenen Tieflandklima (Tt Z2) BZT einen Laubholzanteil von 10 % bis 60 % anstreben. Auf leistungsfähigeren Standorten (z. B. K2) sind aber auch bis zu 100 % Laubholzanteil möglich (Abb. 4).

Tab. 4: Auszug aus dem BZT-Erlass mit zugeordneten minimalen und maximalen Laubholzanteilen

Stammstandortsformengruppe	Bestandeszieltypen	Min. LBH-Anteil	Max. LBH-Anteil
Z2 f	GKI-L, GKI-RBU, GKI-TEI, GKI-REI, GKI-GDG, GBI-GKI	10	80
Z2 m	GKI-L, GKI-RBU, GKI-TEI, GKI-GBI, GBI-GKI	10	60
Z2 t	GKI-L, GKI-GBI, GKI-TEI	20	60

In Abb. 4 sind unter anderem die minimalen (roter Balken) und maximalen Laubholzanteile (gelber Balken) gemäß des BZT-Erlasses auf den elf, in der Stichprobe (SP) am häufigsten vorgefundenen Stammstandortsformen dargestellt. Darüber hinaus ist ersichtlich, dass die für die untersuchten Waldumbaubestände ermittelten mittleren Laubholzanteile (blauer Balken) weit über den Mindestvorgaben des BZT-Erlasses liegen. Gleiches gilt auch für die durchschnittlichen Anteile geeigneter Baumarten (grüner Balken).

Die Minimalwerte der Anteile geeigneter Laubbaumarten (schraffierte grüne Balken) machen aber auch deutlich, dass es einzelne Waldumbaubestände gibt, auf denen die Vorgaben des BZT hinsichtlich zu entwickelnder Laubholzanteile nicht erreicht wurden (z. B. auf Tm M2, Tm Z2g Tm Z2, Tt M2g).

Bei der Bewertung der „Laubholzanreicherung“ werden schließlich beide Merkmale, der absolute Laubholzanteil und der Grad der Erfüllung der Laubholz-Mindestanforderungen des BZT (Tab. 4), berücksichtigt. Betrachtet werden dabei ähnlich wie bei der „Bauartenvielfalt“ sowohl

- der Laubholzanteil insgesamt (Anteil LBH in %) als auch
- der Anteil des geeigneten Laubholzes (Anteil LBH geeignet in %).

Aufgrund der in den Untersuchungsbeständen vorgefundenen hohen Laubholzanteile wurden bei diesem Merkmal auch vergleichsweise hohe Maßstäbe bei der Festlegung der Bewertungsstufen angesetzt (Tab. 5). Während danach mehr als 50 % der Bestände (210) einen sehr hohen und noch einmal mehr als 10 % einen hohen bzw. mäßigen Laubholzanteil in der Verjüngungsschicht aufwiesen, hatten noch mehr als 20 % der Waldumbaubestände insbesondere auf den schwächeren Standorten einen unzureichenden Laubholzanteil (Abb. 11).

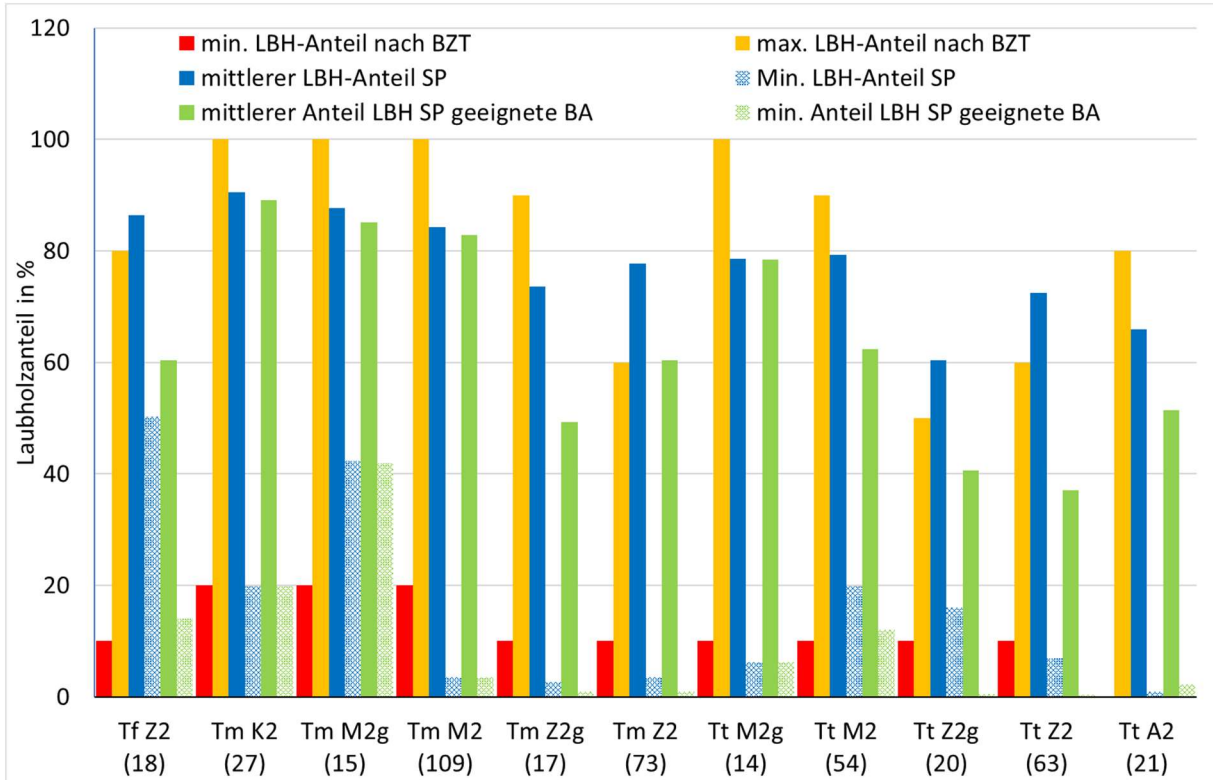


Abb. 4: Standortsspezifischer Vergleich der erfassten Laubholzteile mit den Vorgaben des BZT-Erlasses

Tab. 5: Bewertungsschema der „Laubholzanreicherung“

Stufe	Anteil LBH in %	Anteil LBH geeignete Baumarten in %	Bewertung
1		≥ 80 oder ≥ minLBH+50 %	Sehr hoher Laubholzanteil
2	≥ 80 oder ≥ minLBH+50 %	≥ 50 oder ≥ minLBH+30 %	Hoher Laubholzanteil
3	≥ 50 oder ≥ minLBH+30 %	≥ 30 oder ≥ minLBH+10 %	Mäßiger Laubholzanteil
4	≥ 30 oder ≥ minLBH	≥ 10 % oder ≥ minLBH	Geringer Laubholzanteil
5	sonst		Unzureichender Laubholzanteil

Etablierungsgrad

Die Dichte der Verjüngung bzw. der Schlussgrad als Maß für die Dichte sind wichtige Weiser für die Übernahmefähigkeit von Verjüngungen als Folgegeneration. Deren Bewertung dient der Indikator „Etablierungsgrad“.

Neben dem Gesamtschlussgrad in der Verjüngungsschicht ist zudem entscheidend, welche Anteile die geeigneten und somit zukunftsfähigen Baumarten einnehmen. Zur Bewertung des „Etablierungsgrades“ wurden daher

- der Gesamtschlussgrad (SG gesamt) als Summe der Schlussgrade aller Verjüngungsbaumarten und
- der Schlussgrad der geeigneten Baumarten (SG geeignete Baumarten) als Summe der Schlussgrade aller geeigneten Baumarten

betrachtet.

Basierend auf diesen waldbaulichen Einschätzungen weisen mehr als 50 % aller erfassten Waldumbauflächen „etablierte“, entwicklungsfähige Verjüngungen mit Schlussgraden $\geq 0,6$ bei geeigneten Baumarten und $\geq 0,8$ über alle Baumarten auf (Abb. 11). Demgegenüber musste aber auf ca. 30 % der Flächen festgestellt werden, dass die angestrebten Schlussgrade, die für die Entwicklung einer waldwirtschaftlich und waldökologisch leistungsfähigen Folgegeneration erforderlich sind, noch nicht erreicht wurden. Hier ist langfristig eine weitere Anreicherung insbesondere auch mit geeigneten Verjüngungsbaumarten unerlässlich.

Tab. 6: Bewertungsschema des „Etablierungsgrades“

Stufe	SG gesamt	SG geeignete Baumarten	Bewertung
1	$\geq 0,9$	$\geq 0,8$	sichere Etablierung
2	$\geq 0,8$	$\geq 0,6$	gute Etablierung
3	$\geq 0,6$	$\geq 0,4$	Etablierung ungewiss
4	$\geq 0,4$		ungenügende Etablierung
5	sonst		keine Etablierung

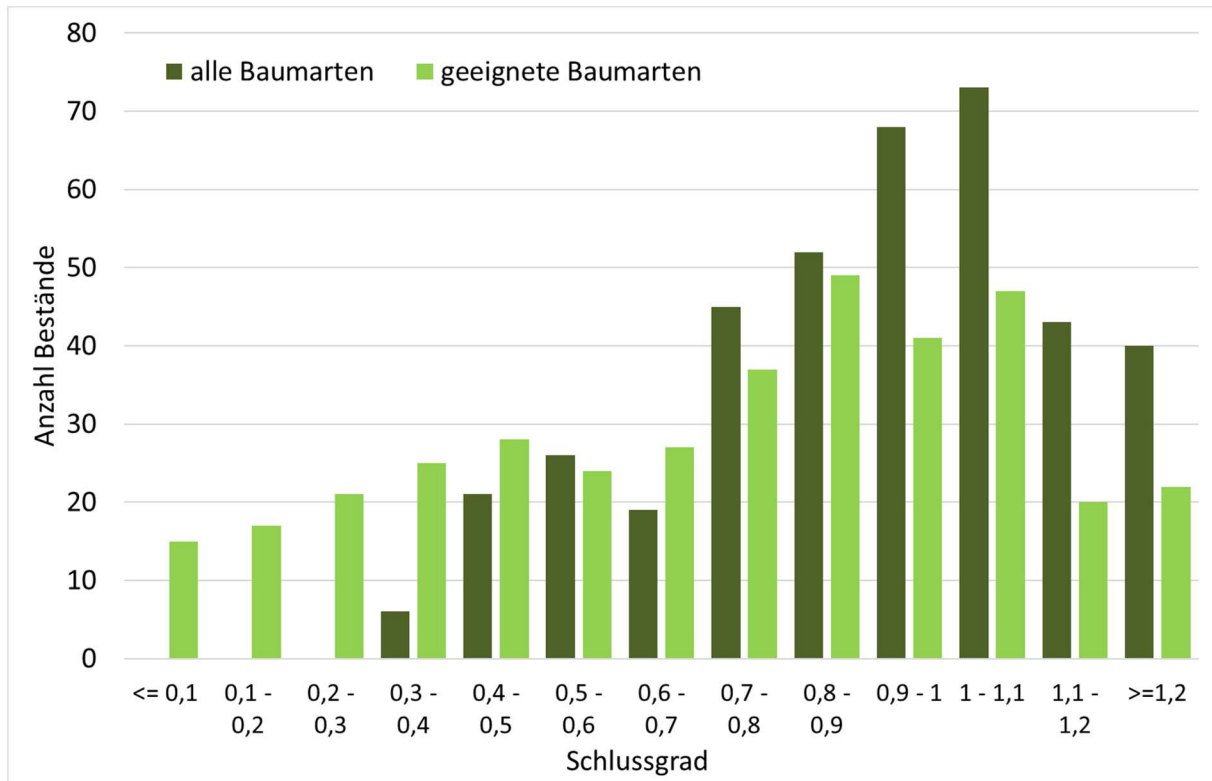


Abb. 5: Häufigkeit der Waldumbaubestände nach Gesamtschlussgrad bzw. Schlussgrad der geeigneten Baumarten in der Verjüngungsschicht

Sicherungsgrad

Der Indikator „Sicherungsgrad“ dient der Bewertung, inwieweit die Verjüngung dem Äserbereich des Schalenwildes entwachsen und damit nicht mehr durch Verbiss gefährdet ist. Die Beurteilung des „Sicherungsgrades“ basiert ebenfalls auf einer Schlussgradermittlung. Einbezogen wurden aber im Unterschied zum „Etablierungsgrad“ nur Verjüngungsbaumarten, die eine mittlere Höhe von mehr als 2 m erreicht haben.

Die Verteilung der Bestände auf die in Zehnteln unterteilte Schlussgradkategorien (Abb. 6) zeigt, dass bei einer Vielzahl der untersuchten Waldumbaubestände keine der Verjüngungsbaumarten insbesondere auch der geeigneten Baumarten die Höhe von 2 m erreicht hat.

In Analogie zum „Etablierungsgrad“ wurden bei der Definition der Bewertungsstufen des „Sicherungsgrades“ sowohl

- die Summe der Schlussgrade aller Verjüngungsbaumarten mit einer mittleren Höhe über 2 m (Schlussgrad – MHö > 2m) als auch
- die Summe der Schlussgrade aller geeigneten Verjüngungsbaumarten mit einer mittleren Höhe über 2 m (Schlussgrad der geeigneten Baumarten – MHö > 2m)

betrachtet, jedoch die Anforderungen an die Schlussgrade etwas herabgesetzt (Tab. 7). Bei einem Schlussgrad der geeigneten Baumarten größer als 0,6 und einem Gesamtschlussgrad über 0,8 kann davon ausgegangen werden, dass die Verjüngung im Bestand gesichert ist. In Abstufungen von jeweils

0,2 wurden die Verjüngungsbestände mit „weitgehend sicher“, „teilweise sicher“, „weitgehend nicht sicher“ bzw. „nicht sicher“ bewertet.

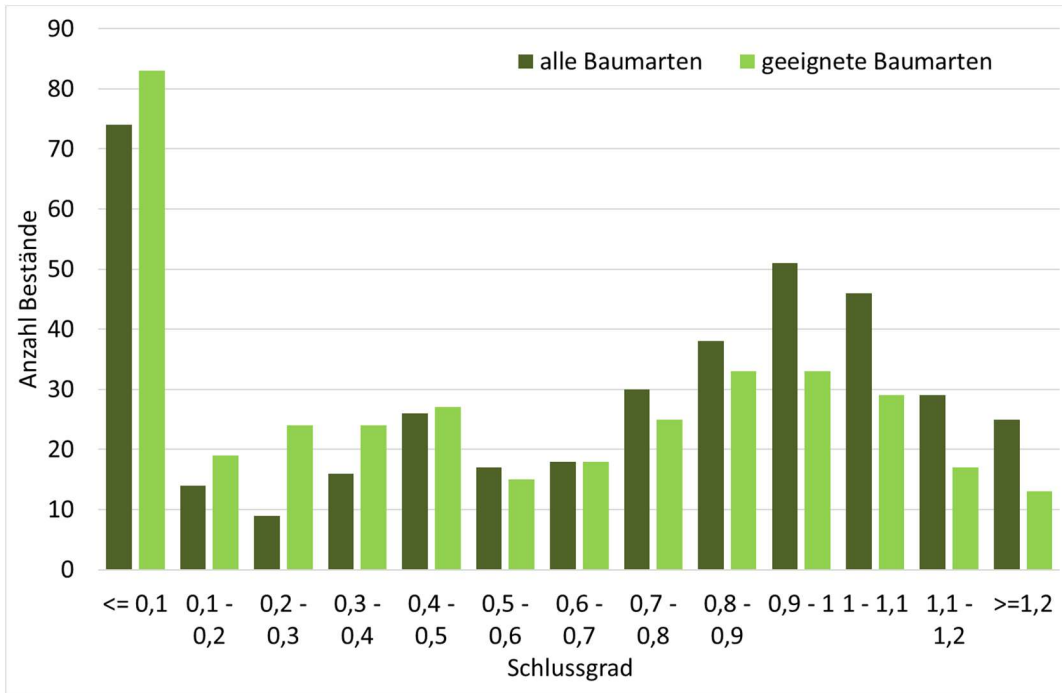


Abb. 6: Häufigkeit der Waldumbaubestände nach Schlussgrad über alle Verjüngungsbaumarten mit einer mittleren Höhe über 2 m bzw. Schlussgrad nur der geeigneten Baumarten in der Verjüngungsschicht über 2 m

Tab. 7.: Bewertungsschema des „Sicherungsgrades“

Stufe	SG Höhe > 2 m	SG geeignete Baumarten Höhe > 2 m	Bewertung
1	≥ 0,8	≥ 0,6	sicher
2	≥ 0,6	≥ 0,4	weitgehend sicher
3	≥ 0,4	≥ 0,2	teilweise sicher
4	≥ 0,2		weitgehend nicht sicher
5	sonst		nicht sicher

Die Verteilung der Waldumbaubestände in den Bewertungsstufen ähnelt jener des „Etablierungsgrades“ (Abb. 11). Während ca. 47 % der erfassten Waldumbaupläche als „sicher“ bzw. „weitgehend sicher“ eingeschätzt wurden, erhalten aber noch etwa 38 % der Waldumbaupläche die Bewertungen „weitgehend nicht sicher“ und „nicht sicher“. Diese Ergebnisse machen deutlich, dass häufig generell noch zu geringe Schlussgrade erreicht werden oder ein erheblicher Anteil der erfassten Verjüngungen im Höhenbereich unter 2,0 m liegt und somit immer noch einem hohen betrieblichen (Verbiss-)Risiko ausgesetzt sind.

Vertikale Struktur

Eine Erhöhung der vertikalen und horizontalen Struktur durch Waldumbaumaßnahmen dient vor allem einer verbesserten Ausnutzung des Kronenraumes und der Sicherung von Differenzierungsprozessen, führt zu positiven mikroklimatischen Effekten und unterstützt die Entwicklung vielfältiger Habitate. Die vertikale Struktur kann damit zur Erhöhung der Stabilität und Elastizität von Waldökosystemen beitragen.

Da die Höhen der einzelnen Verjüngungsbaumarten bei der Sonderinventur nur als Mittelwert angesprochen und nicht durch exakte Höhenmessungen ermittelt wurden, kann die tatsächliche vertikale Strukturierung im Bestand zunächst nur eingeschränkt wiedergegeben werden. Trotzdem wurde versucht, aus den vorliegenden Daten geeignete Bewertungsmaßzahlen abzuleiten.

Betrachtet wurden dazu

- die Höhendifferenz zwischen der größten und der kleinsten Höhe in der Verjüngungsschicht sowie
- die Zahl der in der Verjüngungsschicht auftretenden 1 m - Höhenklassen (Anzahl HKL).

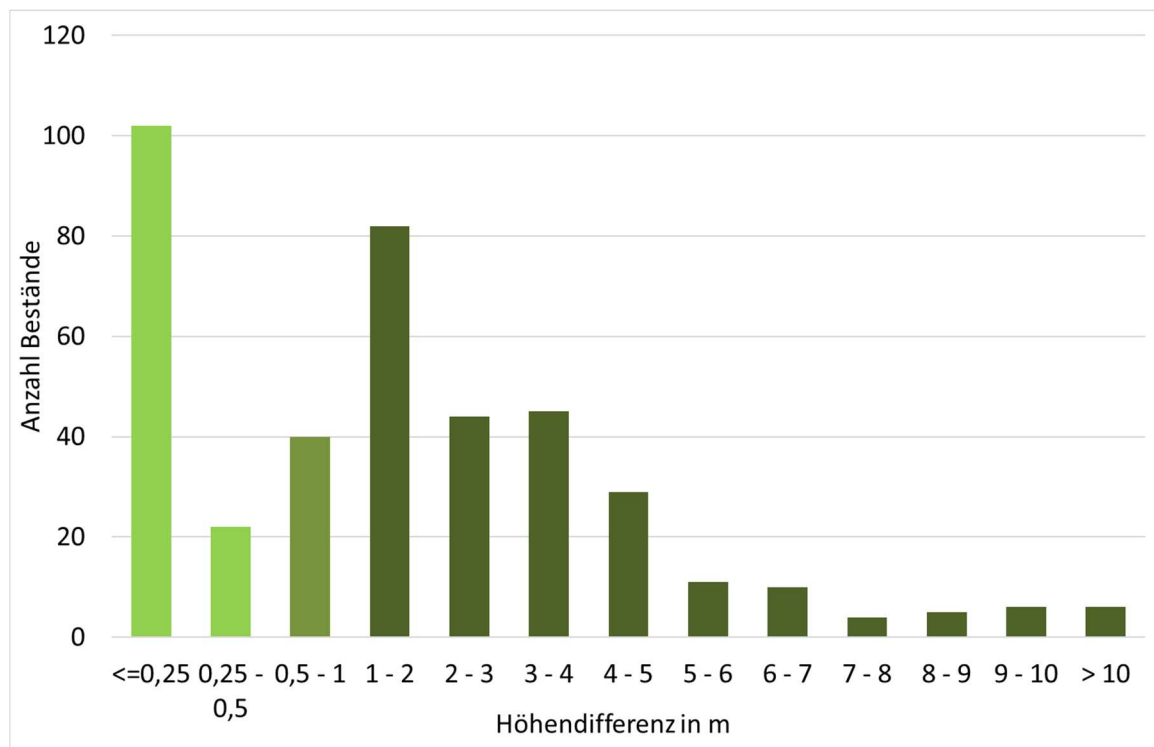


Abb. 7: Häufigkeit der Waldumbaubestände nach Differenzen der Mittelhöhen in der Verjüngung

Abb. 7 zeigt die Verteilung der untersuchten Waldumbaubestände in den dargestellten Höhendifferenzkategorien. Da die Verjüngungsbaumarten in fast 50 % der Bestände Höhendifferenzen von weniger als einem Meter aufweisen, wurde dieser Bereich in drei Kategorien geteilt: 0 – 0,25 m, 0,25 – 0,5 m (hellgrüne Balken) sowie 0,5 – 1 m (grüner Balken) Höhendifferenz. Alle weiteren Kategorien umfassen jeweils eine 1 m – Spanne (dunkelgrüne Balken).

In einer sehr hohen Zahl an Beständen (102) liegen die Höhendifferenzen unter 0,25 m, in weiteren 22 und 40 Beständen zwischen 0,25 und 0,5 m bzw. 0,5 und 1 m.

Es wurden zwar vereinzelt auch Waldumbaubestände erfasst, in denen die Baumarten der Verjüngungsschicht Höhendifferenzen von bis zu 10 m aufwiesen, insgesamt scheinen die Untersuchungsbestände jedoch eher gering vertikal strukturiert zu sein.

Ähnliche Effekte zeigen sich bei der Betrachtung der Anzahl der 1 m - Höhenklassen (Abb. 8). Auch hier überwiegen die Bestände mit nur wenigen Klassen, wobei eine genauere Erfassung der Höhen der Verjüngungsschicht sicher ein differenzierteres Bild ergeben könnte.

Bei der Bewertung der vertikalen Struktur basierend auf diesen beiden Maßzahlen wurde vorrangig versucht, den Erwartungen an den Waldumbau im Hinblick auf die Entwicklung strukturierterer Waldbestände annähernd gerecht zu werden (Tab. 8).

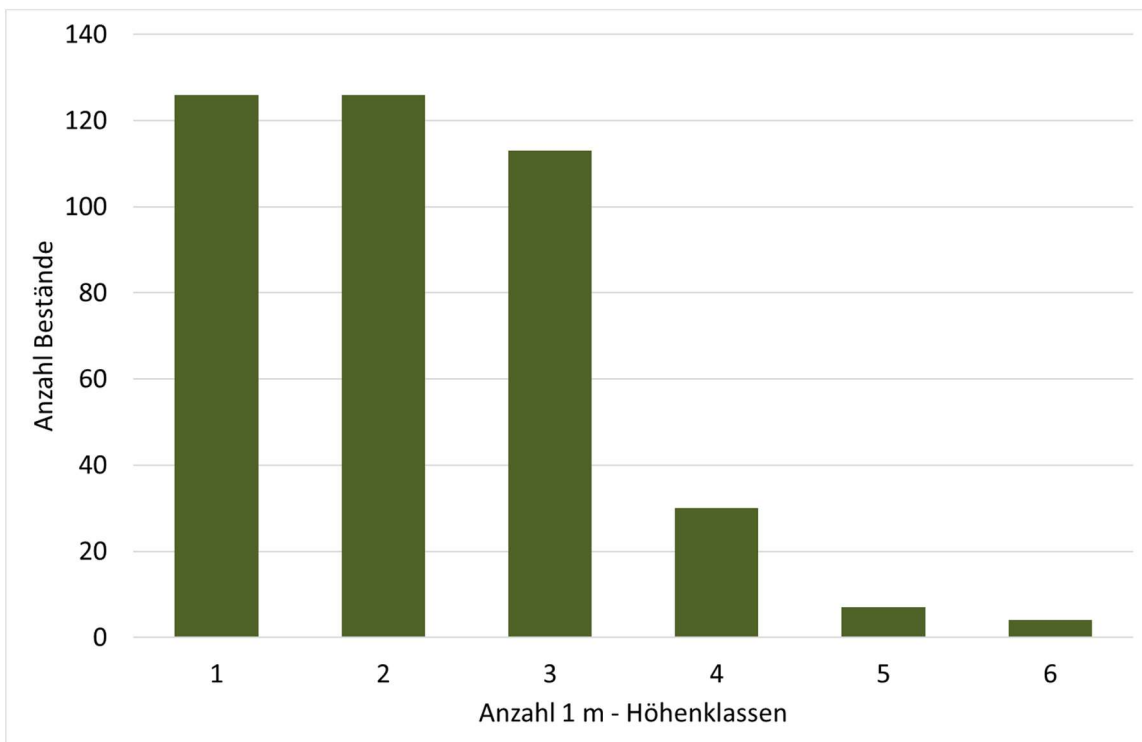


Abb. 8: Häufigkeit der Waldumbaubestände nach Anzahl der Höhenklassen in der Verjüngung

Tab. 8: Bewertungsschema der „Vertikalen Struktur“

Stufe	Anzahl HKL	Höhendifferenz	Bewertung
1	≥ 4	> 5 m	stark strukturiert
2	≥ 3	> 3 m	strukturiert
3	≥ 2	> 1,5 m	mäßig strukturiert
4	≥ 1	> 0,25 m	wenig strukturiert
5	Sonst		kaum strukturiert

Abb. 11 zeigt, dass die Bewertungen der „Vertikalen Struktur“ wesentlich schlechtere Ergebnisse für die untersuchten Waldumbaubestände liefern als die vorherigen Indikatoren. Nur 20 Bestände fallen in die Stufe 1 „stark strukturiert“, mehr als ein Viertel der Bestände (102) sind dagegen „kaum strukturiert“ (Stufe 5) und mehr als die Hälfte nur „mäßig“ bzw. „wenig strukturiert“.

Horizontale Struktur

Ähnlich wie bei der vertikalen Bestandesstrukturierung kann auch bei stärkerer horizontaler Gliederung der Bestände von einer Verbesserung der Stabilität und Elastizität der Waldökosysteme ausgegangen werden.

Maßzahlen zur Charakterisierung von Bestandesstrukturen basieren in der Regel auf Abstandsmessungen oder Baumfußkoordinaten. Aufgrund des damit verbundenen sehr hohen Arbeits- und Zeitaufwandes musste darauf bei den aktuellen Untersuchungen jedoch verzichtet werden. Alternativ wurde die Mischungsform (MF) für jede Baumart der Verjüngungsschicht angesprochen. Entsprechend den in Abb. 9 dargestellten Anteilen auftretender Mischungsformen wurden am häufigsten einzelstammweise (38,8 %) und flächige Mischungen (36,7 %) registriert. Während truppweise Mischungen noch in fast 8 % der Fälle erkennbar waren, traten gruppen- und horstweise Mischungen jeweils nur noch zu etwa 5 % auf. Ähnlich geringe Anteile verzeichnen die reihen- und streifenweisen Mischungen (2 % bzw. 5,5 %).

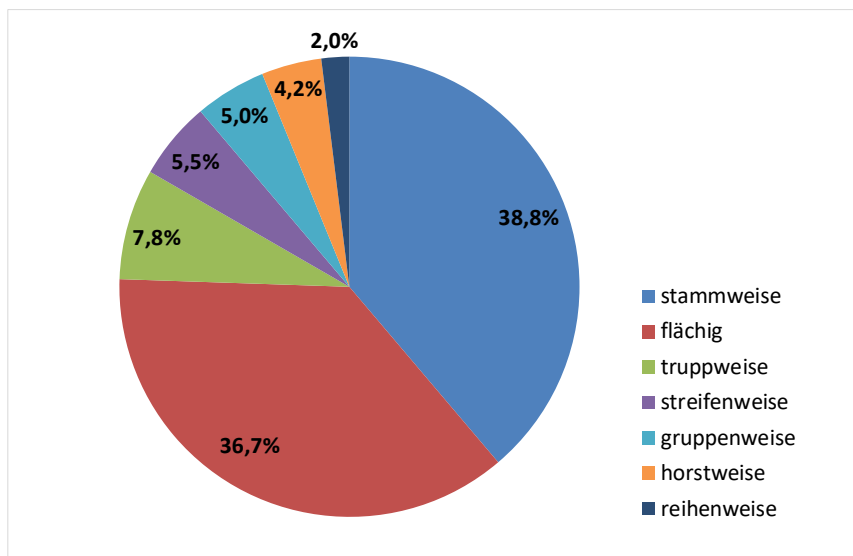


Abb. 9: Prozentuale Anteile der Mischungsformen in den Verjüngungen

Ein hier verwendeter erster Ansatz zur Bewertung der einzelnen Mischungsformen bzgl. ihrer Bedeutung für den Waldumbau basierte ausschließlich auf ökologischen Kriterien. Danach wurde versucht, den kleinräumigsten Mischungen die höchsten Werte zuzuordnen: stamm-, trupp-, gruppenweise = 4; streifen-, horstweise = 3; reihenweise = 2; flächig = 1.

Als Grundlage für die Bewertung der horizontalen Struktur der Waldumbaubestände diene das flächengewichtete Mittel der Mischungsformen der Baumarten in der Verjüngungsschicht. Deren Verteilung ist in Abb. 10 dargestellt.

Die Auswertungen zeigen, dass die Verjüngungsbaumarten auf mehr als 20 % der Flächen ausschließlich flächig und auf weiteren 20 % vorwiegend flächig (1 - 1,5) eingebracht wurden, also kaum eine horizontale Strukturierung aufweisen. Lediglich 11 % der Bestände erreichen Werte über 2,5, sind also eher kleinflächiger gemischt. Aufgrund der Rechtsschiefe der Verteilung wurden die Bewertungsstufen für die horizontale Struktur auf den Bereich bis 2,5 gleichmäßig aufgeteilt und der Bereich über 2,5 in Stufe 5 als „stark strukturiert“ zusammengefasst. Gegebenenfalls ließen sich hier aber auch strengere Maßstäbe ansetzen (Tab. 9).

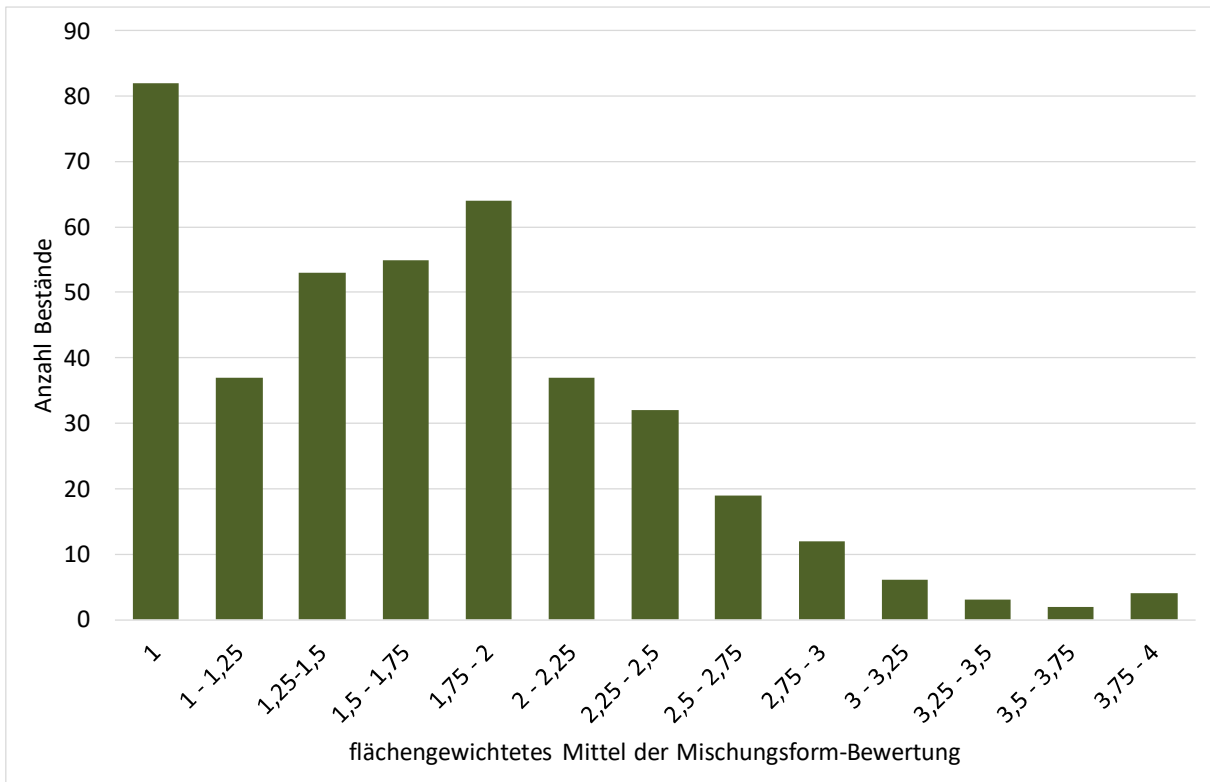


Abb. 10: Häufigkeit der Waldumbaubestände in Kategorien der flächengewichteten Mittel der Mischungsformenbewertung

Tab. 9: Bewertungsschema der „Horizontalen Struktur“

Stufe	MW MF	Bewertung
1	> 2,5	stark strukturiert
2	2 – 2,5	strukturiert
3	1,5 – 2	mäßig strukturiert
4	1 – 1,5	wenig strukturiert
5	1	kaum strukturiert

Trotz des hier gewählten, eher vorsichtigen Bewertungsansatzes bestätigen die in Abb. 11 dargestellten Ergebnisse, dass bei den bisherigen Waldumbaumaßnahmen die horizontale Struktur offensichtlich nur geringe Beachtung fand. Klarere Aussagen wären möglich, wenn einerseits die Bestandesstruktur genauer erfasst werden könnte, andererseits die waldbaulichen Ziele bzgl. der Bestandesstruktur (MLUR 2004, NLF 2016) gegebenenfalls über die Definition von Waldentwicklungstypen (Böckmann et al. 2019, LFBW 2014) konkreter formuliert würden.

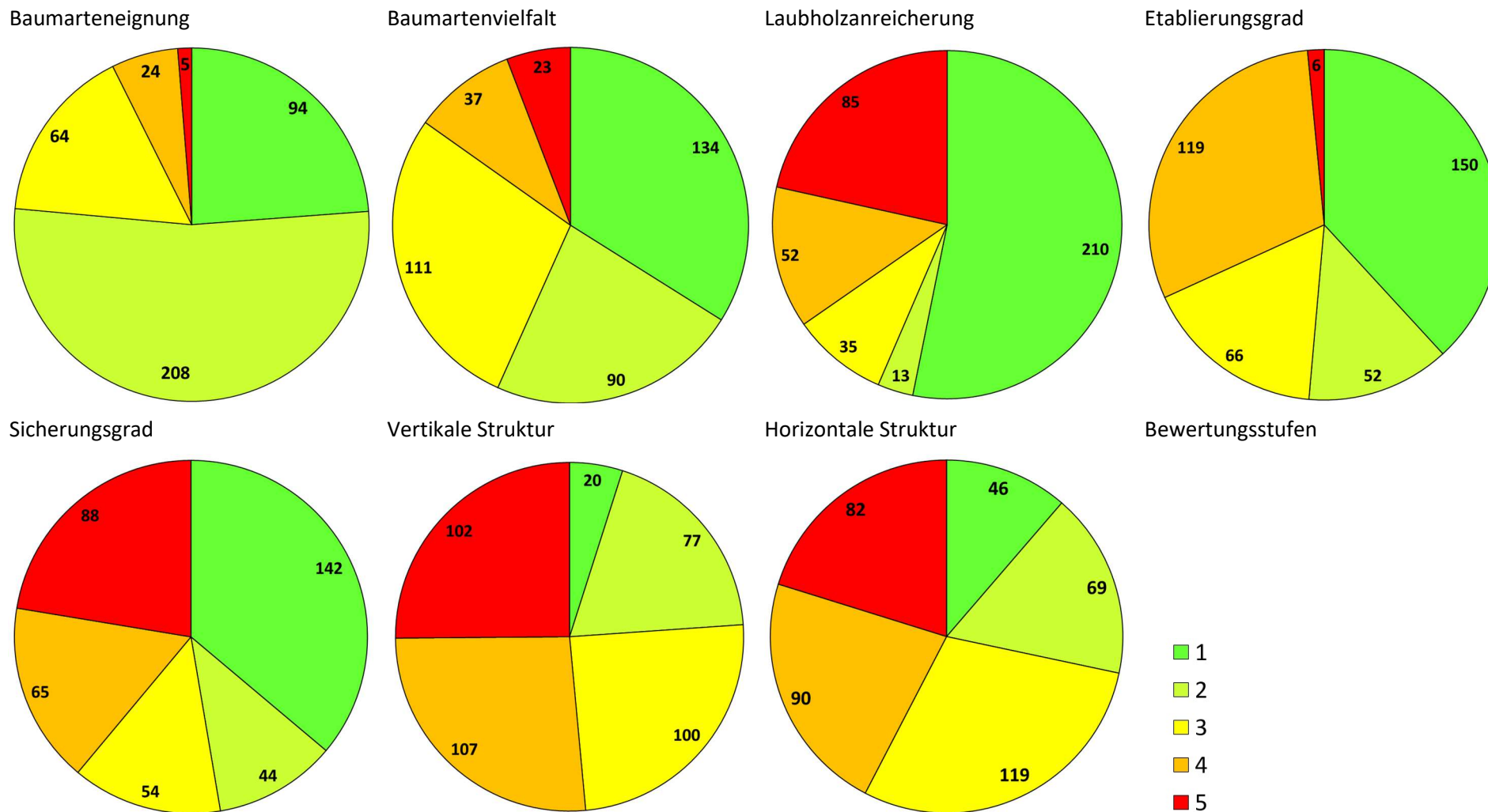


Abb. 11: Verteilung der untersuchten Waldumbaubestände auf die Bewertungsstufen der Indikatoren „Baumarteneignung“, „Baumartenvielfalt“, „Laubholzanreicherung“, „Etablierungsgrad“, „Sicherungsgrad“, „Vertikale Struktur“ und „Horizontale Struktur“

Gesamtbewertung

Die Bewertung der einzelnen Indikatoren bildeten die Grundlage für eine Gesamtbewertung aller untersuchten Waldumbaubestände. Für die Gesamtbewertung eines Bestandes wurden die Bewertungsstufen der Indikatoren „Baumarteneignung“, „Baumartenvielfalt“, „Laubholzanreicherung“, „Etablierungsgrad“ und „Sicherungsgrad“ addiert. Auf die Einbeziehung der Merkmale „Vertikale Struktur“ und „Horizontale Struktur“ wurde zunächst verzichtet, da einerseits die erhobenen Strukturdaten noch zu ungenau für belastbare Aussagen waren, andererseits aber auch die Bedeutung der Waldstruktur für den Erfolg von Waldumbaumaßnahmen derzeit noch nicht konkret formuliert werden konnte.

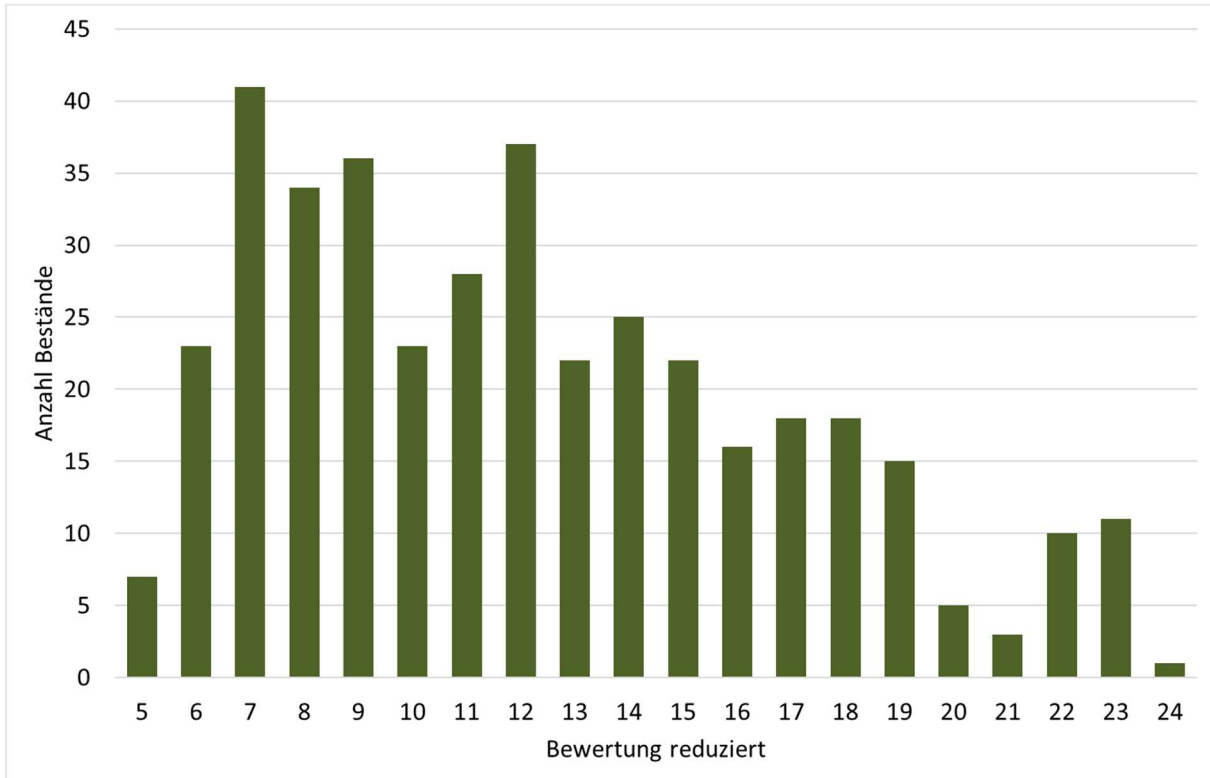


Abb. 12.: Verteilung der Waldumbaubestände entsprechend ihrer Gesamtbewertung

Die für alle untersuchten Waldumbaubestände ermittelten Summenwerte decken fast vollständig den gesamten möglichen Wertebereich – fünfmal die Bewertungsstufe 1 = 5 bzw. fünfmal die Bewertungsstufe 5 = 25 – ab (Abb. 12). Obwohl die meisten Gesamtbewertungen in den Bereich zwischen 7 und 12 fallen, scheinen die Bestände gleichmäßiger verteilt zu sein als bei den Einzelmerkmalen.

Bei der Definition der fünfstufigen Gesamtbewertungsskala spielten neben waldbauliche Gesichtspunkte vor allem die Plausibilität eine Rolle. Waldumbaubestände wurden somit der Stufe 1 „ausgesprochen gelungen“ zugeordnet, wenn die mittlere Bewertung der Einzelindikatoren nicht größer als 2 war. Bei durchschnittlichen Bewertungen von 4 und schlechter, wurde der Waldumbau dagegen mit 5 „nicht gelungen“ bewertet. Die Zwischenstufen „gelungen“, „bedingt gelungen“ und „noch ungewiss“ ergaben sich in ähnlicher Weise (Tab. 10).

Tab. 10: Bewertungsschema für die Gesamtbewertung der Waldumbaubestände

Stufe	Gesamtbewertung = Summe der Einzelbewertungen	Bewertung Waldumbau gesamt
1	5 -10	ausgesprochen gelungen
2	11 - 13	gelungen
3	14 - 16	bedingt gelungen
4	17 - 19	noch ungewiss
5	20 - 25	nicht gelungen

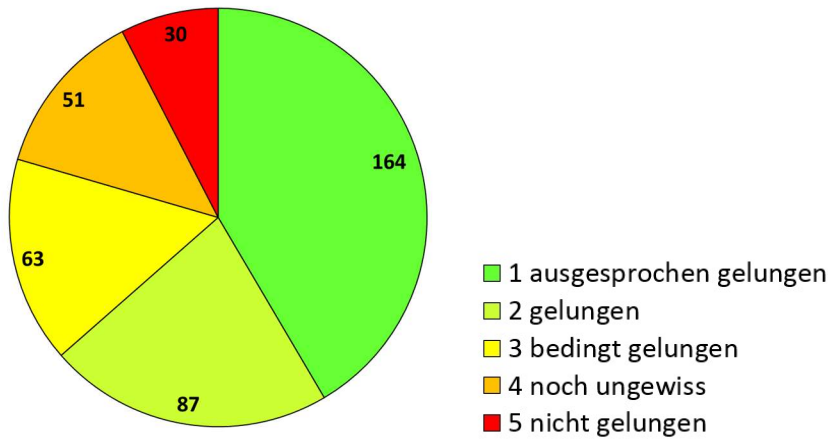


Abb. 13: Ergebnisse der Gesamtbewertung²

Entsprechend dieser Klassifikation wurde auf 62 % aller untersuchten Flächen der Waldumbau als „gelungen“ bzw. „ausgesprochen gelungen“ (87 bzw. 164) bewertet (Abb. 13). In 63 Beständen (ca. 15 %) ist der Waldumbau bislang „bedingt gelungen“. Hier liegen mutmaßlich teilflächenweise und/oder baumartenspezifische Ausfälle vor. Die Defizite ließen sich gegebenenfalls durch Nachbesserungen, Ergänzungen, waldbauliche Steuerungsmaßnahmen in der Verjüngung oder auch überfällige Auflichtungen des Oberstandes mit relativ geringem Aufwand ausgleichen. 15 Bestände wiesen einen Entwicklungsstatus in der Verjüngung auf, der als „noch ungewiss“ beurteilt werden musste. In 30 Beständen ist der Waldumbau „nicht gelungen“. Im Rahmen der Waldumbauevaluierung wurde zwar nach möglichen Ursachen für den unbefriedigenden Entwicklungsstatus der in diese beiden Bewertungskategorien fallenden Waldumbaubestände gesucht (s. Abschnitt 5), jedoch konnten nicht alle möglichen Einflussfaktoren wie beispielsweise klimatische Extremereignisse (z. B. Dürre, Frost), biotische Schadfaktoren (z. B. Mäusefraß, Wildverbiss), fehlenden waldbaulichen Folgemaßnahmen (z. B. Nachbesserung) oder versäumte Kulturpflege betrachtet werden, da dazu keine geeigneten Daten vorlagen.

² Im Folgenden wird die in der Legende dargestellte Farbgebung der Stufen 1 - 5 für alle folgenden Auswertungen der Waldumbaubewertung analog verwendet.

Ausgewählte Ergebnisse

Aus der Vielzahl der Untersuchungen, die in einem umfassenden Bericht (Stähr et al. 2021) dargestellt wurden, sollen im Folgenden einige der wichtigsten Ergebnisse erläutert werden. Insbesondere beziehen sich die folgenden Abschnitte auf die Analyse möglicher Ursachen für das Nichtgelingen von Waldumbaumaßnahmen und den daraus resultierenden Empfehlungen für zukünftige Behandlungskonzepte.

Vergleich von Landeswald und Nicht-Landeswald

Aufgrund unterschiedlicher Förderregularien und waldbaulicher Verfahrensweisen im Landeswald (LW) und Nicht-Landeswald (NLW) bestand die Frage, wie sich diese auf den Waldumbauerfolg auswirken würden.

Zur Beurteilung der Differenzen zwischen diesen beiden Eigentumskategorien wurden die einzelnen Indikatoren gegenübergestellt. Die Balkendiagramme in Tab. 11 zeigen die Verteilung der untersuchten Bestände in den Bewertungsstufen der einzelnen Indikatoren, wobei die absoluten Zahlen aus der Balkenbeschriftung und die prozentualen Anteile aus den Einheiten der x-Achse abzulesen sind. Darüber hinaus enthält die Tabelle für alle Indikatoren und Eigentumskategorien die Mittelwerte der Bewertungsstufen über alle untersuchten Bestände.

Während im LW die Baumartenvielfalt sowie die vertikale und horizontale Struktur etwas besser als im NLW bewertet wurden, zeigt der NLW vor allem höhere Etablierungs- und Sicherungsgrade. Eine der wichtigsten Ursachen dürfte sein, dass die untersuchten Waldumbaubestände des LW zu fast 2/3 aus Naturverjüngung hervorgegangen sind, dagegen die Verjüngungen im NLW zu mehr als 50 % durch Voranbau begründet wurden. Naturverjüngungen sind im Gegensatz zu künstlichen Verjüngungen durch längere Entwicklungsphasen, gegebenenfalls größere Baumartenanzahl, ungleichmäßigere Verteilungen der Verjüngung, aber teilweise auch durch Lücken bzw. Bereiche mit niedrigeren Schlussgraden gekennzeichnet.

Darüber hinaus sind die Verjüngungen im LW aufgrund der Stichprobenauswahl (Abschnitt 3.3) etwas älter als im NLW, sodass sich in diesen Beständen schon eine stärkere vertikale Strukturierung herausbilden konnte. Die Schlussgrade der lückigeren Naturverjüngungen könnten dagegen durch kleinflächige Pflanzungen erhöht werden, ohne auf die gute entwickelte Struktur verzichten zu müssen.

Darüber hinaus waren die Waldumbaubestände im NLW im Durchschnitt deutlich kleiner als im LW (NLW: Ø 1,94 ha; LW: Ø 3,91 ha), was vermutlich darin begründet liegt, dass der NLW kleinparzellierter als der LW ist.

Die geringere Flächengröße im NLW ließe sich aber auch damit begründen, dass die umzubauenden Flächen insbesondere bei künstlicher Verjüngung hinsichtlich Anlage und Pflege leistbar und trotz Förderung aufgrund der notwendigen Vorfinanzierung auch bezahlbar sein müssen. Eventuell könnten durch Änderungen in den Förderrichtlinien, wie z. B. eine Gewährung einer Vorauszahlung, die Waldbewirtschafter zum Waldumbau auf größerer Fläche motiviert werden.

Tab. 11: Prozentuale Anteile der Bestände des LW und NLW in den Bewertungsstufen der sieben Indikatoren sowie deren Mittelwerte

Indikator			Mittelwert
Baumarteneignung	NLW		2,07
	LW		2,08
Baumartenvielfalt	NLW		2,35
	LW		2,27
Laubholzanreicherung	NLW		2,45
	LW		2,48
Etablierungsgrad	NLW		2,29
	LW		2,80
Sicherungsgrad	NLW		2,51
	LW		2,95
Vertikale Struktur	NLW		3,59
	LW		3,42
Horizontale Struktur	NLW		3,27
	LW		3,20

Standort

Insgesamt wurden 66 verschiedene Stammstandortsformen auf den untersuchten Waldumbaubeständen erfasst. Am häufigsten vertreten waren die elf in Abb. 14 aufgeführten Standortseinheiten, die mehr als die Hälfte der untersuchten Gesamtfläche abdecken. Vergleicht man die prozentualen Flächenanteile dieser Stammstandortsformen im Gesamtwald mit denen der Stichprobe, dann wird deutlich, dass Waldumbau überproportional häufiger in der klimatisch günstigeren Klimastufe Tm (mäßig trockenes Tieflandklima) erfolgte.

Die in Abb. 15 beispielhaft für die Klimastufen Tm und Tt dargestellten Anteile an den fünf Bewertungsstufen deuten außerdem darauf hin, dass die Waldumbaubestände mit abnehmender Standortsnährkraft zunehmend schlechter bewertet wurden. Die Verringerung der Bewertungen „ausgesprochen gelungen“ und „gelungen“ und die Zunahme der Bewertungen „noch ungewiss“ und „nicht gelungen“ von den Z2g (g = grundwassernah) zu den Z2-Standorten verdeutlicht darüber hinaus die außerordentliche Bedeutung der Wasserverfügbarkeit für den Waldumbauerfolg.

Bei standörtlich und klimatisch ungünstigeren Bedingungen muss daher von einem höheren Erfolgsrisiko, einer schwierigeren waldbaulichen Umsetzbarkeit sowie einer zeitlichen Verlängerung der Waldumbauphase ausgegangen werden. Da die noch immer sehr hohen Anteile an Kiefernreinbeständen in den trockenen Klimabereichen (Tt) auf leistungsschwachen Standorte (Z- und A-Standorte) ein erhebliches Betriebsrisiko darstellen, besteht auf diesen Standorten ein dringender Nachholbedarf an stabilisierenden Maßnahmen.

Durch standortsabhängige Förderbeträge könnten jedoch erhöhte Risiken und größere waldbauliche Aufwände ausgeglichen und die Bewirtschafter stärker zum Umbau auch bei ungünstigen Standortbedingungen motiviert werden.

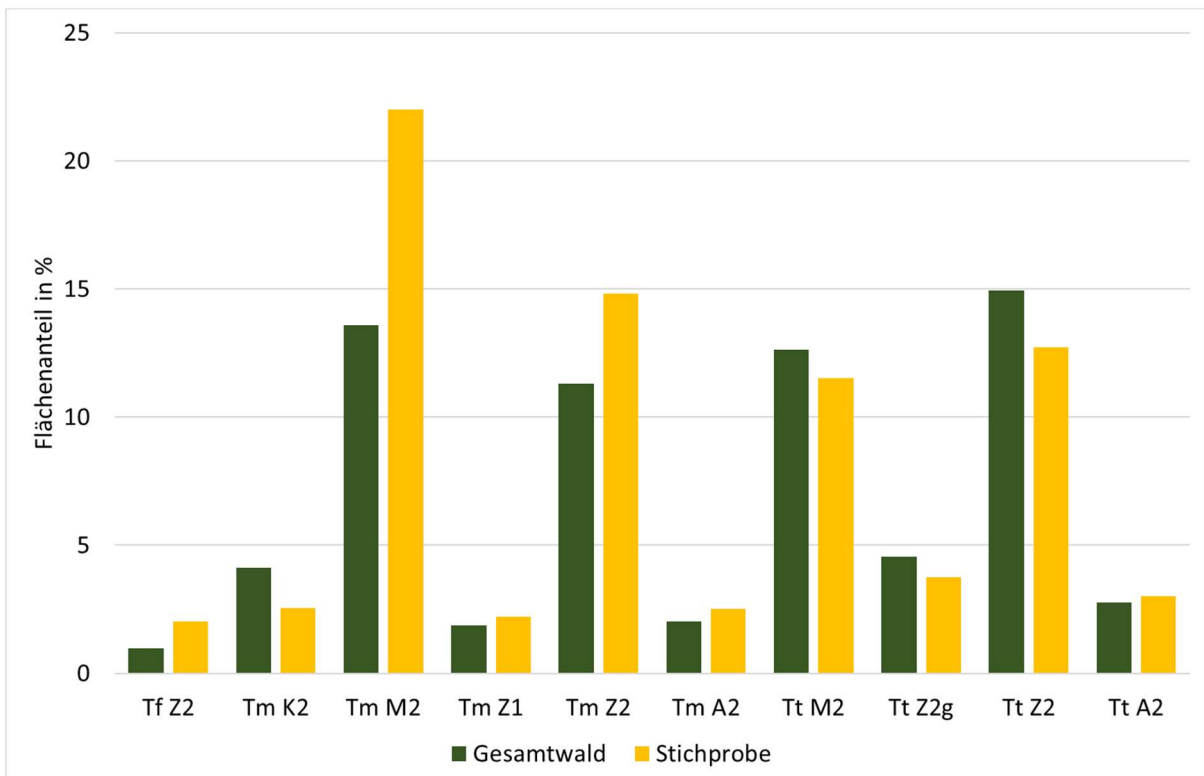


Abb. 14: Vergleich der Standortsanteile der Stichprobe mit den Anteilen im Gesamtwald Brandenburgs

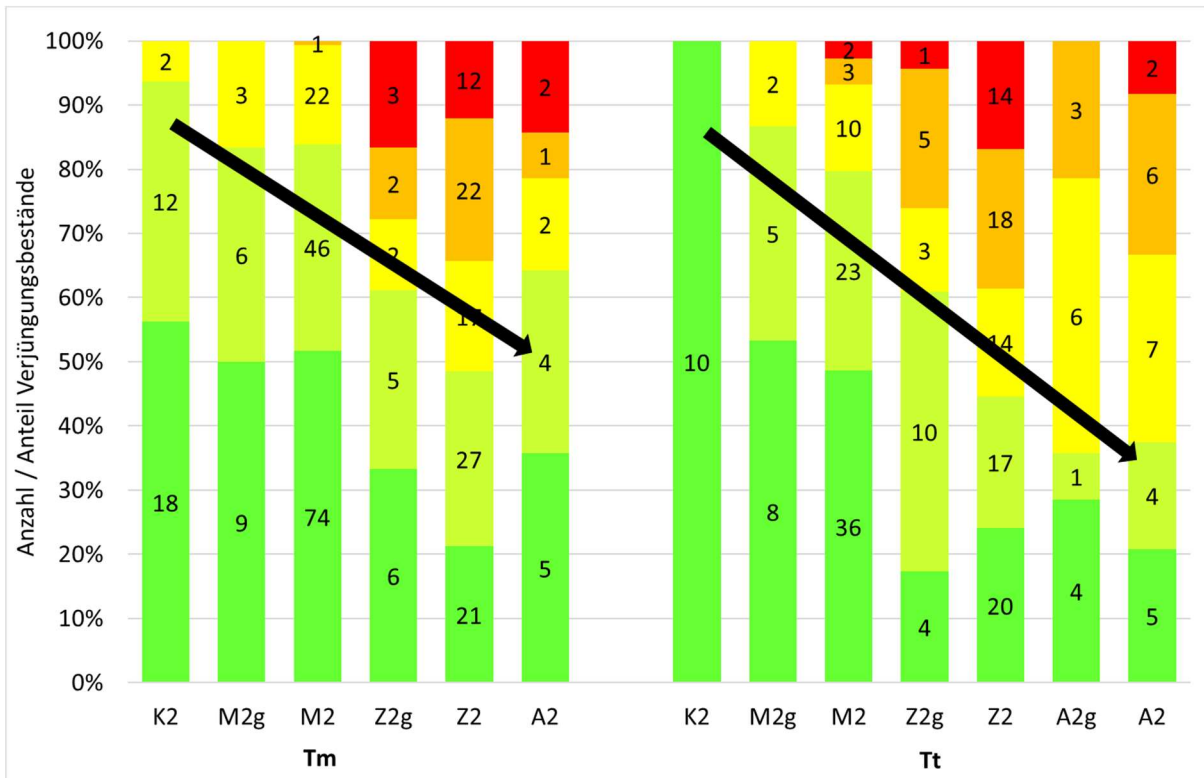


Abb. 15: Anzahl (Balkenbeschriftung) und Anteil (Beschriftung der y-Achse) der Verjüngungsbestände gegliedert nach Standortseinheiten und Bewertungskategorien

Standort – Baumart

Um eine Risikoverteilung durch die Entwicklung stabiler Mischbestände mit einer Vielzahl standortgerechter Baumarten(kombinationen) zu gewährleisten, ist die Zahl der vorgefundenen und damit gegebenenfalls relevanten Baumarten auf den einzelnen Standortseinheiten von besonderem Interesse (Abb. 16).

Insgesamt wurden 50 Baumarten in den Verjüngungsschichten der untersuchten Waldumbaubestände erfasst, wobei auf fast allen untersuchten Standortseinheiten eine überraschend große Zahl verschiedener Baumarten festgestellt werden konnte.

Eine eigentlich zu erwartende Verringerung der Baumartenzahl mit abnehmender trophisch-hydri-scher Standorts Ausstattung zeichnet sich in den Waldumbaubeständen nicht ab. Insbesondere ist bemerkenswert, dass auch auf leistungsschwächeren terrestrischen Waldstandorten insgesamt ein sehr großes Baumartenspektrum aufgenommen werden konnte. So wurden in den 13 bzw. 73 untersuchten Beständen im mäßig trockenen Tieflandklima (Tm) auf den nährstoffarmen und ziemlich nährstoffarmen mittelfrischen terrestrischen Stichprobenflächen Tm A2 bzw. Tm Z2 insgesamt zwölf bzw. 20 verschiedene Baumarten angetroffen, in den 21 bzw. 65 Beständen auf den adäquaten Stammstandortsformen im trockenen Tieflandklima (Tt) sogar 15 bzw. 26. In den zwei untersuchten Beständen auf dem leistungsschwächsten und trockensten Waldstandort Tt A3 konnten immerhin noch fünf verschiedene Baumarten erfasst werden.

Das auf allen Standorten beobachtete breite Baumartenspektrum sollte damit eine solide Grundlage für den Waldumbau darstellen und vielfältige waldbauliche Handlungsoptionen zulassen.

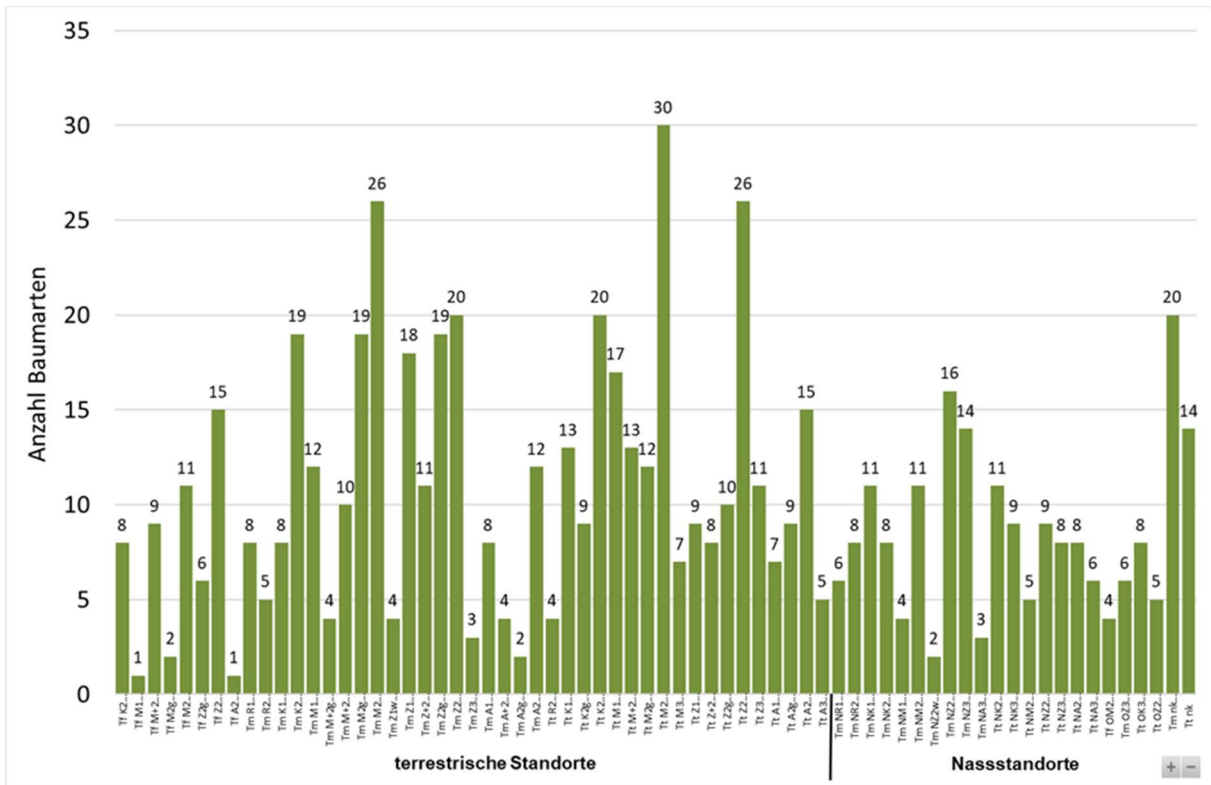


Abb. 16: Summarische Baumartenanzahl auf den erfassten Standortseinheiten

Baumartenwahl

Erwartungsgemäß kristallisierten sich unter den 50 erfassten Baumarten die heimischen Eichenarten als die am häufigsten auftretende Verjüngungsbaumart heraus. 62 % aller untersuchten Umbaubestände wiesen Verjüngung mit Trauben-Eiche (TEI) auf, 12 % mit Stiel-Eiche (SEI). Ebenfalls besonders häufig erfasst wurde Verjüngung der Baumarten Gemeine Kiefer (GKI) (59 %), Rot-Buche (RBU) (55 %) und Gemeine Birke (GBI) (47 %). Daneben sind weitere Nadelbaumarten wie Grüne Douglasie (GDG) in 17 %, Gemeine Fichte (GFI) in 16 % und Europäische Lärche (ELA) in 6 % der untersuchten Verjüngungen beteiligt (Abb. 17).

Trotz fehlender waldbaulicher Empfehlung wurde auf 29 % der Flächen ein Vorkommen von Spätblühender Traubenkirsche (STK) nachgewiesen. Weitere verjüngungsprägende Laubbaumarten sind Eberesche (EB) (24 %), Rot-Eiche (REI) (13 %), Berg-Ahorn (BAH) (12 %), Hainbuche (HBU) (9 %), Robinie (RO) (8 %) sowie mit jeweils 5 % Winter-Linde (WLI) und Aspe (AS).

Um einschätzen zu können, inwieweit die einzelnen Baumarten zum Gelingen des Waldumbaus beitragen können, wurden für die am häufigsten in den Verjüngungen auftretenden umbaurelevanten Baumarten die Gesamtbewertungen verglichen. Abb. 18 zeigt die Anzahl (Balkenbeschriftung) und Anteile (Skala der y-Achse) der Bestände gegliedert nach Baumarten und Bewertungsstufen.

Bemerkenswert ist, dass bei der am häufigsten vertretenen Baumart TEI der Anteil der „ausgesprochen gelungenen“ und „gelungenen“ Bestände mit 60 % im Vergleich zu den anderen betrachteten Baumarten gering und der Anteil der „nicht gelungenen“ Verjüngungen mit 10 % vergleichsweise hoch ist (MW der Bewertung = 2,32). Dagegen erhalten die Baumarten SEI (1,71) und REI (1,86), aber auch die EB (1,86) und die GFI (1,89) mit sehr hohen Anteilen an „ausgesprochen gelungen“ und „gelungen“

Beständen die besten Bewertungen, gefolgt von der zweithäufigsten Laubbaumart, der Rot-Buche (1,96). Eher durchschnittlich sind die Verjüngungsbaumarten GBI (2,0), ELA (2,07), BAH (2,12), GDG (2,16) und GKI (2,16) einzuordnen.

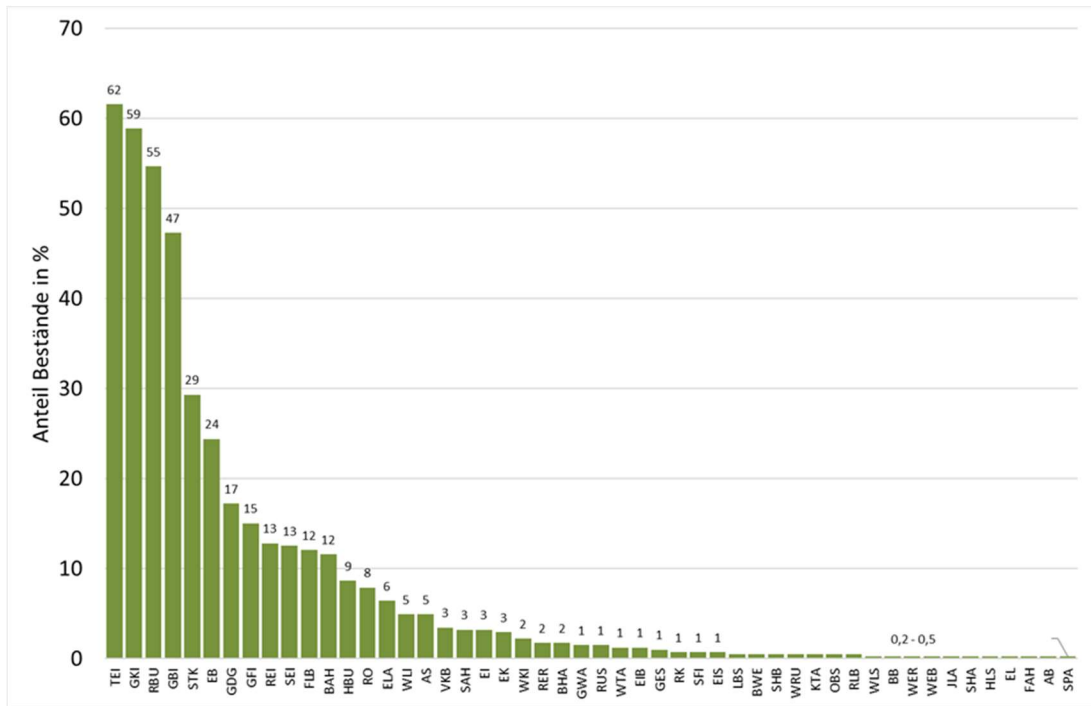


Abb. 17: Anteile der Stichprobenflächen mit Nachweisen der jeweiligen Verjüngungsbaumart

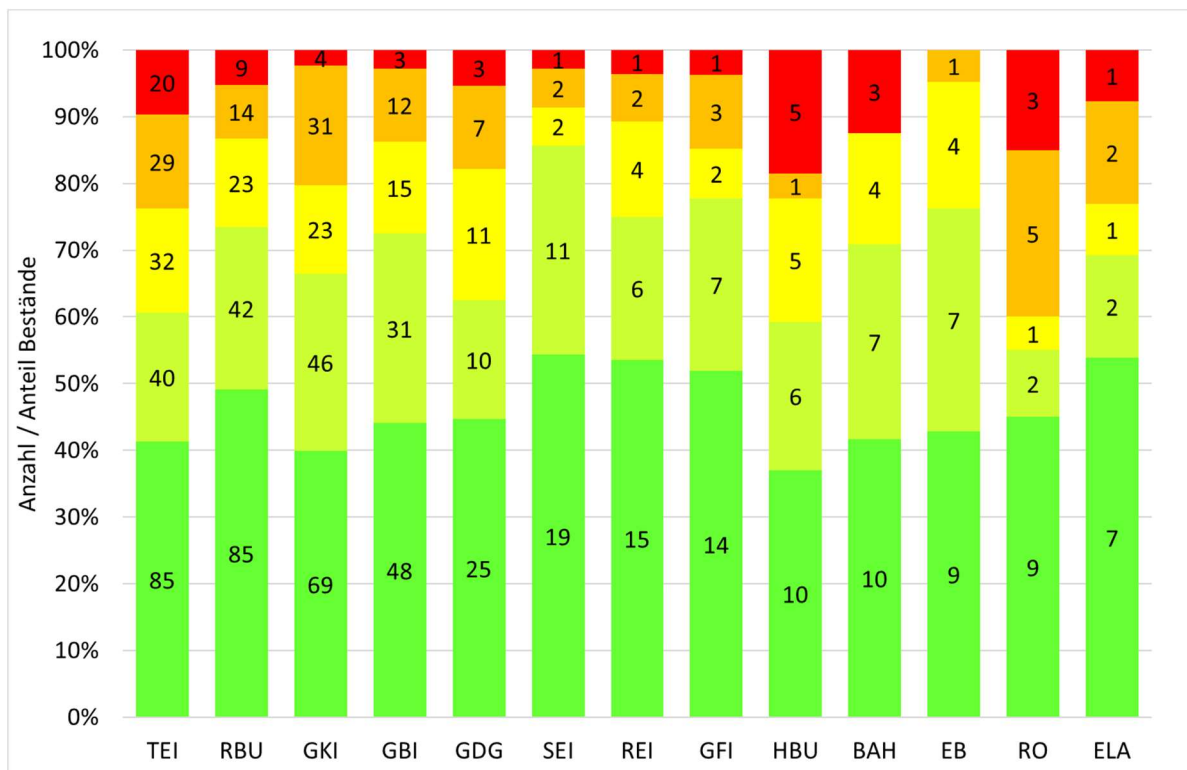


Abb. 18: Anzahl (Beschriftung der Balken) und Anteil (Beschriftung der y-Achse) der erfassten Flächen gegliedert nach Beteiligung der Verjüngungsbaumarten und Bewertungskategorien

Die relativ schlechten Bewertungen der TEI könnten aus einem unterschätzten oder auch aus kapazitiven Gründen nicht abdeckbaren Pflegebedarf resultieren.

Möglicherweise wurde beim Waldumbau bisher zu häufig auf TEI gesetzt und zu wenig auf SEI oder waldbaulich wenig beachtete Nebenbaumarten (z. B. GBI) vertraut. Die guten Bewertungen der REI zeigen darüber hinaus, dass auch nichtheimische Baumarten zum Gelingen des Waldumbaus beitragen können.

Verbiss

Da die Entwicklung der Verjüngung erheblich durch das Wild beeinflusst wird, erfolgte im Rahmen der Datenerfassung zwischen Oktober und Dezember 2020 eine Beurteilung der Verbisschäden in Anlehnung an das Verfahren der Forsteinrichtung. Diese Daten können jedoch nur eine Momentaufnahme darstellen. Für sicherere Abschätzungen des Wildeinflusses sind detailliertere und insbesondere kontinuierlichere Aufnahmen (z. B. Verbiss- und Schälschadensmonitoring) erforderlich.

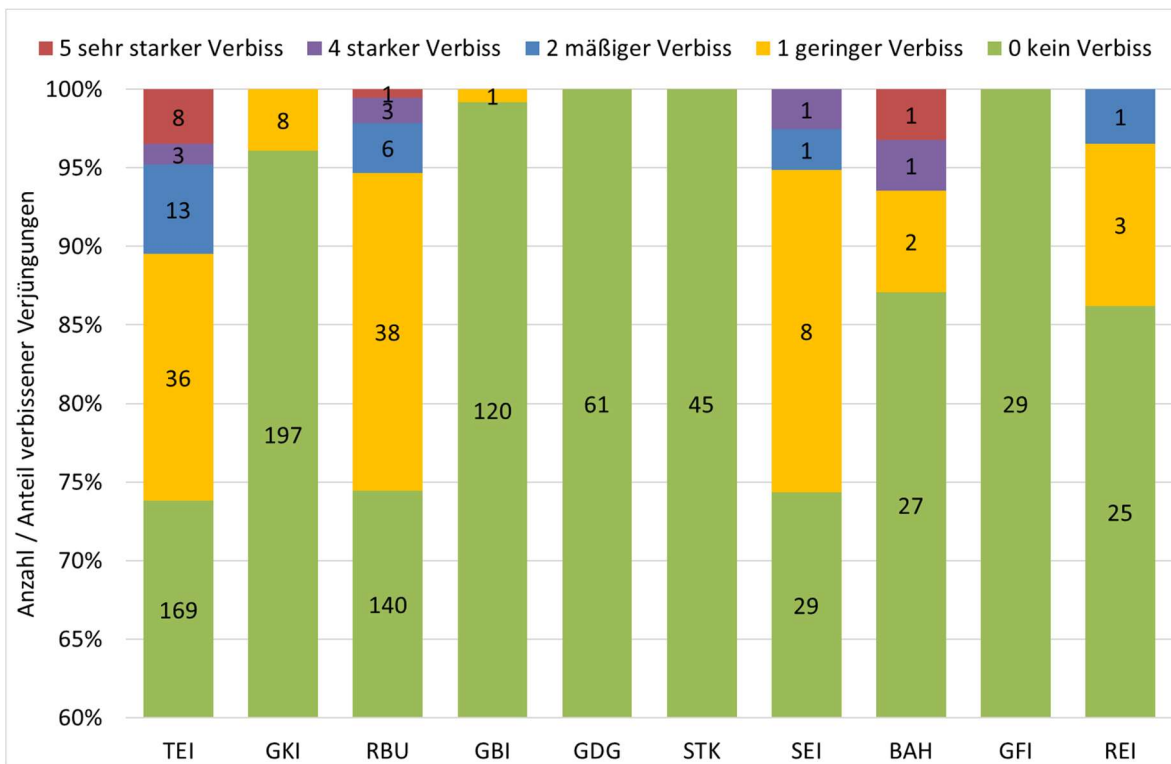


Abb. 19: Verteilung der Verbissbelastung auf die zehn häufigsten Baumarten

Insgesamt wiesen über 90 % der Verjüngungen auf den untersuchten Waldumbauflächen keine oder geringe Verbisschäden auf. In der Waldumbau-Stichprobe wurden daher im Vergleich mit den Ergebnissen der LWI (MLUL 2018) und BWI (BWI 2012) deutlich höhere Anteile unverbissener Verjüngungen festgestellt. Dies kann sowohl an den unterschiedlichen Aufnahmeverfahren als auch am ungünstigen Aufnahmezeitpunkt liegen. Darüber hinaus werden geförderte bzw. aktiv verjüngte Bestände möglicherweise intensiver betreut oder vor Wildeinwirkung geschützt als durchschnittlich alle durch die Inventuren erfassten, auch spontan auftretenden Verjüngungen.

Dennoch konnten aus den erhobenen Daten einige Anhaltspunkte zum Einfluss des Wildes auf die Verjüngungsentwicklung abgeleitet werden. Wird die Verbissdisposition der zehn am häufigsten auftretenden Baumarten betrachtet, zeigt sich, dass das Laubholz erwartungsgemäß stärker verbissen ist (Abb. 19). TEI, RBU und SEI weisen mit mehr als 25 % den höchsten Anteil verbissener Verjüngungen auf, wobei die TEI mit einem Anteil von ca. 11 % der mäßig bis sehr stark verbissenen Verjüngungen am schlechtesten abschneidet. Auch wenn die Anzahl der SEI-Verjüngungen vergleichsweise gering ist, belegen die Erhebungen eine bevorzugte Verbissdisposition der heimischen Eichenarten. Keine oder geringe Verbisschäden wurden dagegen an den Nadelhölzern sowie an GBI und STK festgestellt.

Obwohl nur der aktuelle Schadenszustand, nicht jedoch die Entwicklung vor der aktuellen Aufnahme betrachtet werden kann, wurde der Einfluss des Verbisses auf das Gelingen des Waldumbaus untersucht (Abb. 20). Trotz der nicht ausreichend genauen Datenbasis zeichnet sich schon hier ein gewisser Trend dahingehend ab, dass mit zunehmender Stärke des Verbisses der Waldumbauerfolg abnimmt. Inwieweit das Erreichen der waldbaulichen Zielstellung gefährdet ist, kann nur mit Hilfe eines intensiveren Monitorings überprüft werden.

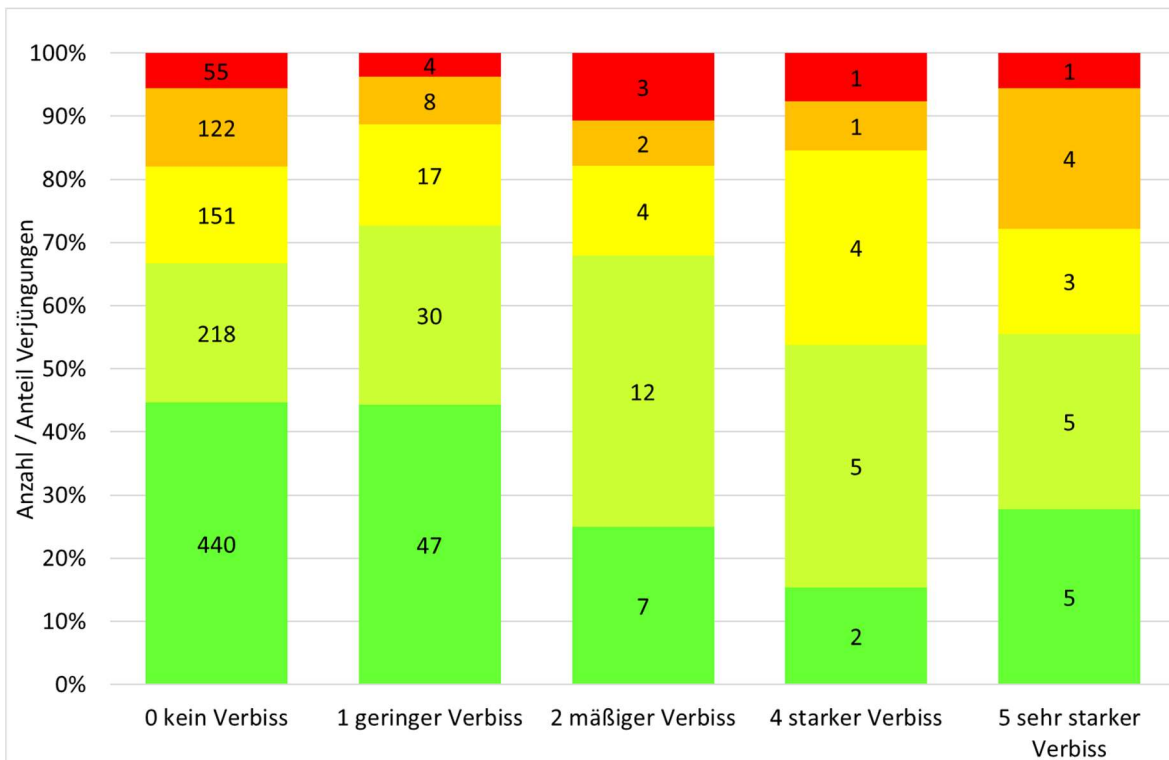


Abb. 20: Einfluss der Verbissstärke auf die Bewertung der Waldumbaubestände

Zaunschutz und Pflegezustand

Um das Gelingen des Waldumbaus durch unangepasste Schalenwildbestände nicht zu gefährden, wurden in den letzten Jahrzehnten die Verjüngungen in großem Maße durch Zäune geschützt. Im Rahmen der Untersuchungen wurde daher versucht, für jeden Bestand nachzuvollziehen, ob die Verjüngungen mit oder ohne (zeitweisen) „Zaunschutz“ aufwuchsen.

Dazu wurden die Bestände „mit Zaunschutz“ eingestuft, wenn

- bei der aktuellen Begehung der Bestände irgendetwas auf einen Zaun hinwies (von noch existierendem Zaunschutz bis Reste eines Zaunes),
- für LW-Bestände ein Hinweis auf zeitweisen Zaunschutz im Datenspeicher Wald (DSW2 2021) gefunden oder
- für NLW-Bestände ein Zaunschutz gefördert wurde.

Insgesamt waren danach fast 2/3 aller Bestände zeitweise gezäunt, wobei der Anteil im NLW mit ca. 80 % wesentlich höher als im LW (ca. 50 %) war.

Zwar zeigt der Vergleich der Bewertungen der Waldumbaubestände mit und ohne Zaunschutz (Abb. 21), dass der Anteil „ausgesprochen gelungener“ Bestände mit Zaunschutz höher als ohne ist, gleichfalls aber auch der Anteil der „bedingt“ bis „nicht gelungenen“ Verjüngungen dort die schlechteren Werte aufweisen. Ein belastbarer Zusammenhang zwischen dem Zaunschutz und der Gelungenheitsbewertung der Waldumbaupfläcche war gegenwärtig hingegen auch aufgrund der eher ungenauen Datenlage nicht nachweisbar.

Im Zuge der Stichprobeninventur wurde auch der Pflegezustand der Verjüngungsbestände begutachtet. Deren Einschätzung konzentriert sich dabei vornehmlich auf Maßnahmen zur Verhinderung der Entwicklung von verdämmenden Begleitfloren (z. B. Sandrohr oder Adlerfarn), auf Maßnahmen zur Standraum- und Mischungsregulierung sowie auf die Vorbeugung oder Beseitigung überlegener Konkurrenz von Baumarten, die nicht dem Verjüngungsziel entsprechen (z. B. Spätblühende Traubenkirsche). Auch in diesem Fall konnte nur die aktuelle Situation, nicht jedoch die vorhergehende Entwicklung beurteilt werden.

Insgesamt wurden ca. 83 % aller Bestände als „gepflegt“ eingeschätzt, wobei sich die Anteile im LW und NLW nicht unterscheiden. Diese hohen Werte bestätigen, dass die Waldumbaubestände von den Waldbewirtschaftern überwiegend fachlich korrekt und in ausreichender Häufigkeit gepflegt und weiterentwickelt werden.

Beim Vergleich der „gepflegten“ und „ungepflegten“ Verjüngungen bzgl. der Verteilung der Bewertungskategorien lassen sich jedoch kaum Unterschiede nachweisen (Abb. 21). Da nur 2/3 der „gepflegten“ Verjüngungen als „ausgesprochen gelungen“ und „gelungen“ bewertet wurden, muss allerdings davon ausgegangen werden, dass der Waldumbauerfolg durch weitere Faktoren wie witterungsbedingte (Dürre, Frost) oder forstsanitäre (Insekten, Mäuse) Risiken während der Verjüngungsentwicklung beeinflusst wird, die im Rahmen der hier vorliegenden Untersuchungen jedoch nicht ausreichend berücksichtigt werden konnten.

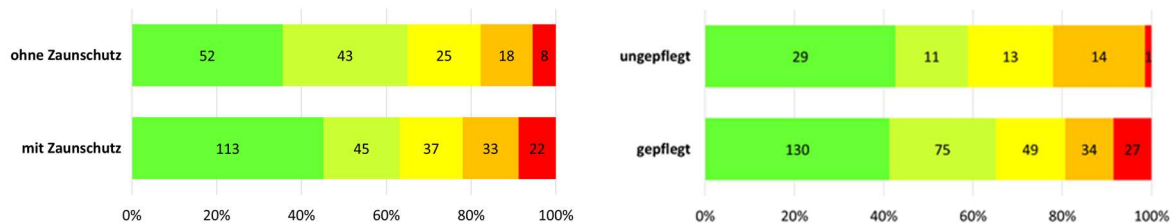


Abb. 21: Der Einfluss von Zaunschutz (links) und Pflegezustand (rechts) auf die Bewertung der Waldumbaubestände

Struktur

Auch wenn die erfassten Merkmale zur „vertikalen“ und „horizontalen Struktur“, wie die Mittelhöhen der Baumarten in der Verjüngungsschicht sowie deren Mischungsformen, noch nicht vollständig den gewünschten Anforderungen genügen, wurde versucht, den Einfluss der Entstehungsart der Verjüngung – natürlich oder künstlich - auf die Bestandesstrukturen zu quantifizieren.

Ein Vergleich der Mittelwerte der Bewertungsstufen der beiden Strukturindikatoren „Vertikale“ und „Horizontale Struktur“ (Tab. 12) zeigt, dass dabei die natürlichen Verjüngungen besser als die künstlichen Verjüngungen abschneiden. Darüber hinaus sind die Baumarten insgesamt zwar häufiger durch Naturverjüngung (618) als durch künstliche Verjüngung (508) in die Fläche gebracht worden, doch deren Flächenanteil ist wesentlich geringer (43 %).

Um die Strukturierung in den Beständen zu erhöhen und trotzdem übernahmefähige Verjüngungen zu erziehen, wäre es demnach hilfreich, mehr Geduld bei der Entwicklung von Naturverjüngungen aufzubringen und die Umbauzeiträume zu verlängern oder Naturverjüngungen schrittweise durch künstliche Verjüngungen zu ergänzen und dabei verschiedene kleinräumige Verfahren (z. B. trupp- und gruppenweise Ergänzungen) intensiver zu nutzen.

Tab. 12: Kennwerte zum Vergleich von natürlicher und künstlicher Verjüngung

Entstehungsart	Mittelwert der Bewertungsstufen		Anzahl Verjüngungsbaumarten	Flächenanteil in der Verjüngung
	Vertikale Struktur	Horizontale Struktur		
Künstliche Verjüngung	3,16	2,91	508	57 %
Natürliche Verjüngung	2,88	2,83	618	43 %

Fazit

Im Rahmen der durch das Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg beauftragten Waldumbauvaluierung wurde ein erster Versuch unternommen, die Wirkungen der seit mehr als 25 Jahren in Brandenburg intensiv durchgeführten Waldumbaumaßnahmen qualitativ und quantitativ zu bewerten. Die hier dargestellten Ergebnisse können die Grundlage für „klarere“ Zielsetzungen (s. Kap. 1) (MLUK 2020b) für den zukünftig noch stärker klimawandelangepassten Waldumbau bilden.

Zur Erhöhung der Akzeptanz in der Politik, Wissenschaft und Praxis ist jedoch eine breite Diskussion und eine kontinuierliche zielgerichtete Anpassung des entwickelten Ansatzes erforderlich.

Insbesondere ist für einige Fragestellungen, wie z. B. dem Einfluss des Wildverbisses, der Notwendigkeit des Zaunschutzes oder auch der Bedeutung der Bestandesstrukturierung für den Waldumbau, die Datenbasis durch angepasste Inventur- und Monitoringverfahren zu erweitern. Darüber hinaus zeigte sich bei einigen Analysen, dass die waldbaulichen Empfehlungen wie BZT oder Baumarteneignungsbewertungen nicht mehr uneingeschränkt den aktuellen Ansprüchen genügen. In Abschnitt 4.3. wurde beispielsweise darauf hingewiesen, dass die erfassten Laubholzanteile sehr häufig weit über die Vorgaben des aktuell vorliegenden BZT-Erlasses von 2006 hinausgehen. Die kurz vor dem Abschluss stehenden aktualisierten BZT (Riek et al. 2020) sollten neue Bewertungsmaßstäbe setzen können.

Gleichfalls musste bei den aktuellen Untersuchungen auf Bauarteneignungsbewertungen zurückgegriffen werden, die aus den Kriterien „Konkurrenz“, „Stabilität“, „Leistung“ und „Pfleglichkeit“ abgeleitet wurden, jedoch noch keine „Klimawandelangepasstheit“ berücksichtigen. Auch hier wird es in naher Zukunft neue Erkenntnisse geben.

Dessen ungeachtet sollte der Einsatz des im Rahmen der Untersuchungen entwickelten „Stufensystems“ auch jetzt schon bei der Empfehlung, Begleitung und Kontrolle von Waldumbaumaßnahmen hilfreich sein. Insbesondere könnte es zur Konkretisierung von Behandlungskonzepten beitragen, aber auch Kennzahlen für die Beschreibung von Waldentwicklungstypen liefern.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass der Waldumbau auf den von 1996 bis 2020 geförderten Flächen aus heutiger Sicht gut gelungen ist. Sich ändernde Klimaprognosen und die Dynamik der Waldentwicklung erfordern jedoch eine regelmäßige Überprüfung sowohl der waldbaulichen Empfehlungen als auch der Waldentwicklungszustände.

Literatur

- Aldinger, E.; Michiels, H.-G. (1997) Baumarteneignung in der forstlichen Standortkartierung Baden-Württemberg; AFZ/Der Wald 5;
- BMEL (2019) Agenda. Anpassung von Land- und Forstwirtschaft sowie Fischerei und Aquakultur an den Klimawandel. Unter: https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/_Landwirtschaft/AMK-12-04-19-Agenda-Anpassung-Klimawandel.html (abgerufen am 09.03.2021)
- BMEL (2020) Eckpunkte der Waldstrategie 2050. Stellungnahme. Wissenschaftlicher Beirat Waldpolitik beim BMEL (Hrsg.), Berlin, 71 S.
- BMELV (2011) Waldstrategie 2020. Nachhaltige Waldbewirtschaftung – eine gesellschaftliche Chance und Herausforderung. Unter: https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/Waldstrategie2020.pdf;jsessionid=5E46FDF0BAAFE7773B994650DB037529.live922?__blob=publicationFile&v=5 (abgerufen 24.08.2021)
- Böckmann T.; Hansen J.; Hauskeller-Bullerjahn K.; Jensen T.; Nagel J.; Nagel R.-V.; Overbeck M.; Pampe A.; Petereit-Bitter A.; Schmidt M.; Schröder M.; Schulz C.; Spellmann H.; Stüber V.; Suttmöller J.; Wollborn P. (2019) Klimaangepasste Baumartenwahl in den Niedersächsischen Landesforsten. Aus dem Walde-Schriftenreihe Waldentwicklung in Niedersachsen, Bd. 61. 170 S.
- BWI (2012) BWI-Ergebnisdatenbank. <https://bwi.info/> (abgerufen 24.08.2021)
- DSW2 (2021) Datenspeicher Wald – Version 2: die Zukunft der zentralen und dezentralen Verwaltung natürlicher Informationen über unseren Wald. Unter: <https://dsw2.de> (abgerufen am 09.03.2021)
- DVFFA (2019) Anpassung der Wälder an den Klimawandel. Positionspapier des Deutschen Verbandes Forstlicher Forschungsanstalten (DVFFA). Unter: http://www.dvffa.de/system/files/files_site/Waldanpassung_Positionspapier%20des%20DVFFA_09_2019.pdf (abgerufen am 09.03.2021)
- FGK (2021) Unter: <https://www.metaver.de/trefferanzeige?cmd=doShowDocument&docuidd=164D3836-8FBB-41D7-9690-0603F7056833&plugid=/ingrid-group:ige-iplug-BB>. (abgerufen am 09.03.2021)
- FSK (2019) Forstliche Standortskarte des Landes Brandenburg. <https://metaver.de/trefferanzeige?cmd=doShowDocument&docuidd=F5FF89BD-A4B9-4375-8838-61A4B-D2E4832&plugid=/ingrid-group:ige-iplug-bb>
- Grüll, M. (2021) Baumarteneignungsbewertungen. Gutachtlich, unveröffentlicht.

- LFB (2013): Betriebliche Anweisung zur Forsteinrichtung des Landeswaldes im Land Brandenburg (BA FE), Potsdam
- LFBW (2014) ForstBW PRAXIS - Richtlinie landesweiter Waldentwicklungstypen. Herausgeber: Landesbetrieb Forst Baden-Württemberg, Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg
- MELF (1996) Zielstellungen für den Waldumbau im Rahmen des Landeswaldprogramms. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Kabinettsbeschluss, Feb. 1996, intern.
- MIL (2011a) Waldprogramm 2011 - Gemeinsames Handeln zum Schutz und Nutzen ländlicher Naturräume. Unter: <https://mluk.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de/Waldprogramm2011.pdf> (abgerufen am 09.03.2021)
- MIL (2011b) Waldvision 2030 - Eine neue Sicht für den Wald der Bürgerinnen und Bürger. Unter: <https://forst.brandenburg.de/sixcms/media.php/9/wvision2030.pdf> (abgerufen am 09.03.2021)
- MLUL (2015) Richtlinie des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg zur Gewährung von Zuwendungen für die Förderung forstwirtschaftlicher Vorhaben (EU-MLUL-Forst-RL). Unter: <https://bravors.brandenburg.de/verwaltungsvorschriften/forstrl2015> (abgerufen am 16.05.2021)
- MLUK (2020a) Brandenburger Waldkonferenz 2020. Unter: <https://mluk.brandenburg.de/mluk/de/landwirtschaft/forst/brandenburger-waldkonferenz-2020/> (abgerufen am 09.03.2021)
- MLUK (2020b): Strukturüberprüfung 2020 des Landesforstbetriebes Brandenburg. Brief des Ministers für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz des Landes Brandenburg, Potsdam, 30.03.2020, intern.
- MLUR (2004): Waldbau-Richtlinien 2004 „Grüner Ordner“ der Landesforstverwaltung Brandenburg. Potsdam, Mai 2004
- MLUV (2006): Bestandeszieltypen für die Wälder des Landes Brandenburg – Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg. Abteilung Forst und Naturschutz. Potsdam. 119 S.
- NLF 2016: 25 Jahre ökologische Waldentwicklung in den Niedersächsischen Landesforsten – Eine Bilanz. Aus dem Walde - Schriftenreihe Waldentwicklung in Niedersachsen, Heft 60
- Riek, W.; Russ, A.; Grill, M. (2020): Zur Abschätzung des standörtlichen Anbaurisikos von Baumarten im Klimawandel im nordostdeutschen Tiefland. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 69. Potsdam und Eberswalde, 49-71
- Stähr, F.; Degenhardt, A.; Rose, B. (2021): Evaluierung des Waldumbaus im Land Brandenburg. Analyse zum Stand und Erfolg des Waldumbaus im Gesamtwald des Landes Brandenburg. Abschlussbericht. Eberswalde, intern.

Silvicultural measures for improvement of soil moisture conditions below spruce and pine

*Jiří Novák, Ondřej Špulák, David Dušek, Dušan Kacálek
Forestry and Game Management Research Institute, Research Station at Opočno, Czech Republic*

Summary

Climate change manifests as drought events frequently and forests have to cope with new conditions. The two dominant trees are Norway spruce and Scots pine in the Czech Republic. There are two approaches how to help: (i) large monospecific forests should be converted into mixed ones using drought-tolerant species and (ii) silviculture offers tools such as thinning and/or renewal management that help reduce interception which is expected to improve soil moisture conditions. This study focuses on effects of thinning in pine and spruce young stands and also on removal of spruce understory from mature pine stands on volumetric soil moisture measured using automated device (pine), manual collection and weighing of soil samples using capsules (spruce) and manual measurement using a sensor (pine with spruce understory). Shallow layer (-10 cm) showed higher values below unthinned pines whereas thinning increased soil moisture at deeper topsoil over long periods (-30 cm). Moisture of shallow layer (-10 – 13 cm) below young spruce improved following wetter year. Thinning did not increase the moisture significantly; no signs of moisture depletion due increased evaporation were found. Reduced interception and increased throughfall were not reflected in significant differences of soil moisture following spruce understory removal; pines, however, reacted positively as they increased their radial increment.

Introduction

Recent climate change manifests, inter alia, as more frequent and longer periods of drought during the vegetation season. This, together with rising average temperatures and changes in precipitation distribution (Hentschel et al. 2014), has a negative impact on forest stands, which health decline and even many tree species death are exhibited on various sites (Mze 2020). In Central Europe, it is mostly apparent in Norway spruce, which seems to be predisposed to flat rooting and is frequently grown at lower sites where the species needs are not met. But also a deep-rooting tree species such as Scots pine can decline. Large-scale vegetation die-off occurs also due to the outbreaks of calamitous pests, which are, however, secondary processes following the shift of conditions. Given the ongoing global climate change (e.g. Maracchi et al. 2005; Tatarinov, Cienicala 2009; Lindner et al. 2010; Hlasny et al. 2011; Mason et al. 2012; Seidl et al. 2017) and the current changed species composition of forests, it can be assumed that the undesirable state of forest stands will continue in the coming years (Hanewinkel et al. 2013).

Foresters have two main groups of options to mitigate the risk of stands decay due to drought:

- Conversion of monospecific forests into mixed ones using drought-tolerant species. This measure takes more time due to long rotation.
- Changing of canopy/stand density following thinning and renewal felling. These measures can be implemented faster and can immediately change conditions inside the forest stand. Many studies confirmed that thinning can improve stand conditions (water and nutrient regime), however knowledge about quantification of this effects especially in different seasons (very dry, average and very wet years) are still very rare.

Moreover there are raising doubts about negative effects of thinning as it is expected to increase evaporation due to opening canopy. The same “feeling” accompanies stand density reduced in order to stabilize conditions in mature stands. To improve knowledge base of effects of both thinning and stand stabilization on stand environment, research questions address following: 1) Can thinning increase (improve) topsoil moisture (regime) in young Scots pine stands? 2) What is its effect on topsoil moisture in young stands with Norway spruce? 3) Can reduction of spruce understory stabilize pine stands on sandy soils with ground water level beneath the rooting zone?

Material and Methods

Topsoil moisture in differently thinned young Scots pine stands

Volumetric soil moisture development was analysed under differently thinned pine stands in three dry years (2004, 2015 and 2018) and two wet years (2010 and 2020). The series consist of two comparative plots in young pine stand with different thinning regime - control, thinned (Fig. 1). Climatic characteristics including air temperature and precipitation are measured on both plots and on open area continually (for more explanation see Slodičák, Novák 1999, Slodičák et al. 2011, Novák et al. 2017). Since October 1999 automatic measurement of volumetric soil moisture using a logger with VIRRIB sensors at depths of 10 and 30 cm started. Due to technical limitations, only two sensors (at the two depths) per plot were used. For presented study, above mentioned dry and wet years were selected (Fig. 2). Volumetric soil moisture data for vegetation season (April-September) were evaluated by maximum and minimum values. Small number of sensors only allows the evaluation of trends.

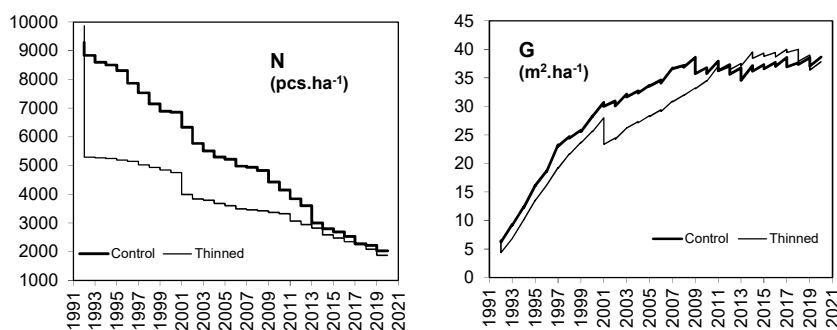


Fig. 1: Development of density (N – number of trees) and growth (G – basal area) on thinning experiment Týniště in young pine stands in period 1992-2020 (age of 7-35 years).

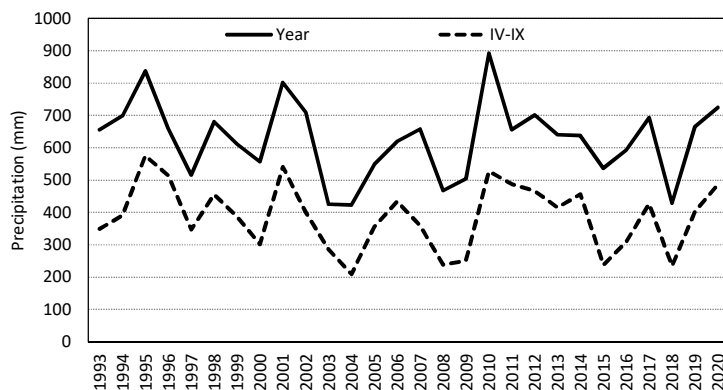


Fig. 2: Amount of precipitation (on open space) for year and vegetation period April-September (IV-IX) on experiment site Týniště.

Topsoil moisture below young Norway spruce stands

Mineral topsoil samples from 10-13 cm depth (20 per thinned-unthinned series i.e. 10 per the treatment) were taken monthly in May-September periods in 2019 – 2020. Larger stones were excluded from the samples and each sample was placed into metal capsules (of known weight) and covered with lid. The closed capsules were then delivered to laboratory where a water weight loss was measured as ratio of dry (dried at 105 °C) and fresh sample weights; this allowed us to determine a soil sample moisture. Arithmetic means were calculated from 10 values representing thinned and unthinned moisture conditions. The differences were tested using a pair t test (see Dušek et al. 2021 for more explanation).

Effects of reduction of spruce understory in mature pine forests

To stabilize/improve conditions of mature Scots pine stands, removal of subcanopy was conducted at the altitude of cca 255 m in the municipal estate of Hradec Králové City in north-eastern Bohemia, the Czech Republic. Nutrient-poor pine-oak forest site developed on sandy-gravel soil – nutrient-poor podzols typical of low contents of N, P, K and Ca, raw thick surface humus and very low contents of nutrients in mineral soil placed deeper than 80 cm (Peřina 1960). Ground water table level depth is 4 – 8 m. Average air temperature of the area was 7.3 °C and average annual precipitation totaled 612 mm. The stands of 102-122 years were mixed Scots pine (target natural regeneration) with Norway spruce understory (natural regeneration, min. 30 years younger than pine; for more information on the stands in the area see Špulák, Kacálek 2020). In pines, increasing defoliation became apparent in recent years with intensive spread of mistletoe, whereas spruce understory remained healthy (until cca 2018).

Three experimental series (duplets of plots) were established. Each duplet consisted of: 1) pine with spruce understory (height up to ca 10 m, ca 20 % N and max. 5 % G) and 2) pine, where the spruce understory was completely removed in 2012 or 2013. In 2018, topsoil (in A horizon, i.e. in depth of cca 15 cm) volumetric water content by ML3 sensor (Eijkelkamp, The Netherlands) of duplet was measured in transects. At the end of the vegetation period of 2018, i.e. five or six years after reduction of spruce story in Pi treatment plots, increment cores (at height of 1.3 m) of minimally 30 pines with no mistletoe infestation randomly selected in the central part of each plot were taken. Trees in close proximity of spruces were selected in the Pi+Sp treatments (for more information see Špulák 2019). Health status of pines was evaluated in 2019 in accordance with the ICP Forests Methodology (Eichhorn et al. 2016).

Results

Volumetric soil moisture during second half of vegetation period decreased to 5-6% in both the 10- and 30-cm depths in dry and also in wet years. On the other hand, maximal values of soil moisture did not reach 20% during the vegetation period (Fig. 3 and 4). Maximal differences were higher (6-7%) in wet years 2010 and 2020 compared to dry years 2004 a 2015 (4-5%). While the long-term values of soil moisture were higher on control plot in depth 10 cm, more wet soil in depth 30 cm was detected under thinned stand for a long period (Tab. 1).

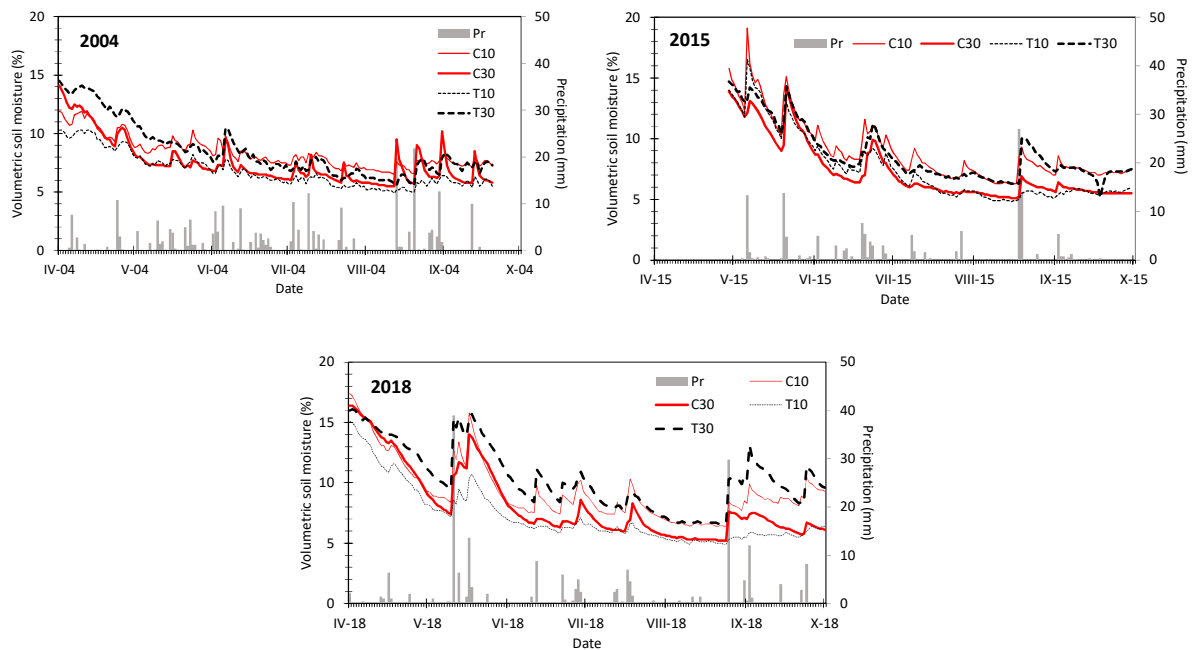


Fig. 3: Precipitation of open space (Pr) and volumetric soil moisture under pine stands on experiment Tyniste in “dry” years 2004, 2015 and 2018. Location of samplers: C10 and C30 – control unthinned plot 10 and 30 cm under forest-floor, T10 and T30 – thinned plot 10 and 30 cm under forest-floor.

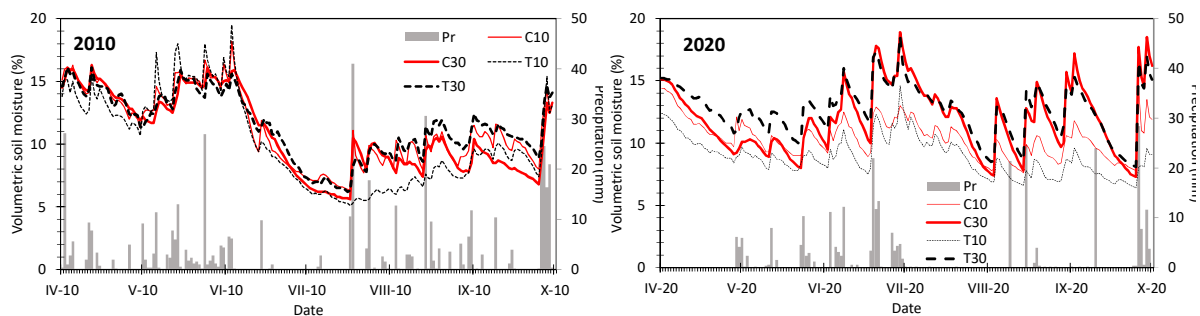


Fig. 4: Precipitation of open space (Pr) and volumetric soil moisture under pine stands on experiment Tyniste in “wet” years 2010 and 2020. Location of samplers – see Figure 3.

Tab. 1: Volumetric soil moisture in % (maximum and minimum values with an indication of the month when they were reached) on experiment Tyniste in years 2004, 2010, 2015, 2018 and 2020. Location of samplers: 10 and 30 cm under forest-floor.

Year		Control 10 cm		Thinned 10 cm		Control 30 cm		Thinned 30 cm	
2004	Max	11.9	IV	10.3	IV	14.1	IV	14.5	IV
	Min	6.5	VIII	4.9	VIII	5.5	VIII	5.6	VIII
2010	Max	18.2	VI	19.5	VI	16.3	IV	16.1	IV
	Min	6.3	VII	5.1	VII	5.6	VII	6.2	VII
2015	Max	19.1	V	16.5	V	14.3	V	14.7	V
	Min	6.3	VIII	4.8	VIII	5.1	VIII	5.2	IX
2018	Max	17.4	IV	15.1	IV	16.4	IV	16.1	IV
	Min	6.4	VIII	4.9	VIII	5.2	VIII	6.5	VIII
2020	Max	14.4	IV	14.6	VI	18.9	VI	18.6	VI
	Min	7.8	VIII	6.4	IX	7.3	IX	8.1	IX

Topsoil moisture below young Norway spruce stands

Very low precipitation at depth of 10-13 cm was observed in 2019 (Tab. 2). Consequently, topsoil moisture was also low with minimum values in July. In 2020, more favorable conditions were found with maximal values in May and July. Higher variability of soil moisture was detected in 2020 compared to 2019. The differences between control and thinned treatments were very small and even negligible (see Dušek et al. 2021 for more explanation and detailed results).

Tab. 2: Average soil moisture in % (with standard deviation - Sx) from May to September in 2019 and 2020 under control and thinned young stands with Norway spruce.

Year	2019				2020			
	Control		Thinned		Control		Thinned	
Month	Mean	Sx	Mean	Sx	Mean	Sx	Mean	Sx
V	21.4	1.68	21.1	2.31	19.1	4.40	19.9	4.41
VI	15.2	1.57	16.1	2.11	17.2	4.33	17.7	4.14
VII	12.6	1.99	13.0	1.43	20.7	3.71	22.5	3.68
VIII	15.0	1.85	16.1	2.24	18.3	1.53	18.3	1.84
IX	17.0	2.92	18.4	2.27	15.5	4.00	16.3	4.58

Effects of reduction of spruce understory in mature pine forests

Differences in volumetric topsoil soil moisture of both parts of the mature pine stand (spruce left (Pi+Sp) and with spruces reduced (Pi)) in the summer dates of dry year of 2018 were mostly not significant. Although in both terms soil moisture in forest interior of pine was slightly higher. significant difference at the stand edges were reverse in August to June date (Fig. 5).

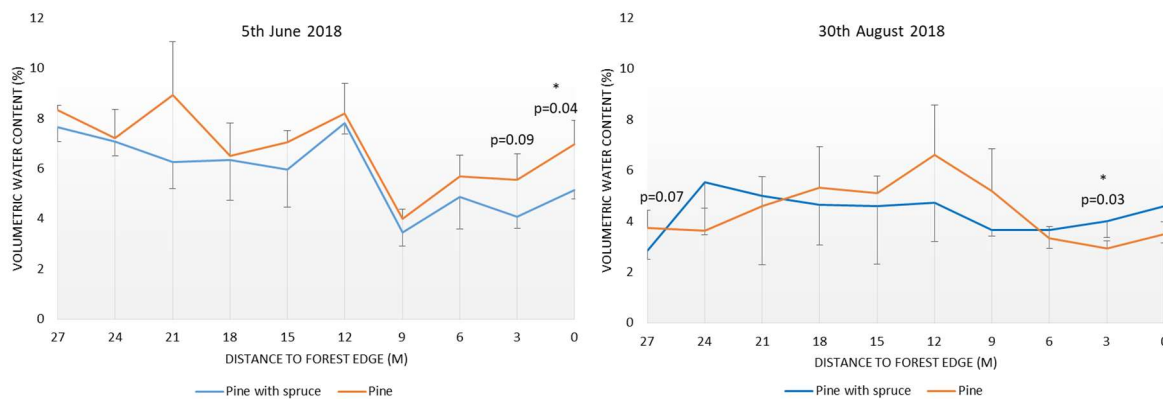


Fig. 5: Volumetric topsoil water content in two measuring campaigns according to distance to the forest edges (neighbouring 6-years old stand).

There was a significant impact of treatment on defoliation of pines verified ($p=0.002$). Comparing to Pi, higher defoliation of pines was found in Pi+Sp treatment of series A ($p=0.04$) and C ($p=0.003$). In B duplet the difference was not detected ($p=0.50$; Fig. 6).

There was proved a significant increase of radial growth of pines in Pi treatments following spruce understory reduction. The increase showed lately second year after release, next year the differences in tree ring width increments were significant (Fig. 7. see also Špulák 2019).

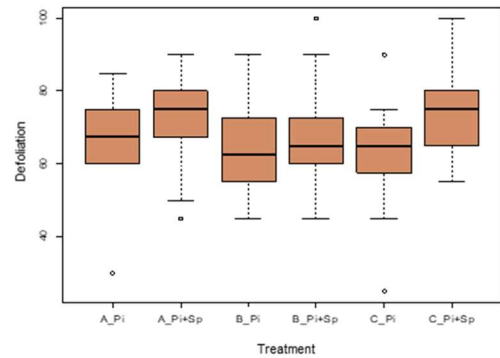


Figure 6: Defoliation of the pine duplets (A, B, C) in 2019. Pi – pine with removed spruce subcanopy. Pi+Sp – pine with spruce subcanopy.

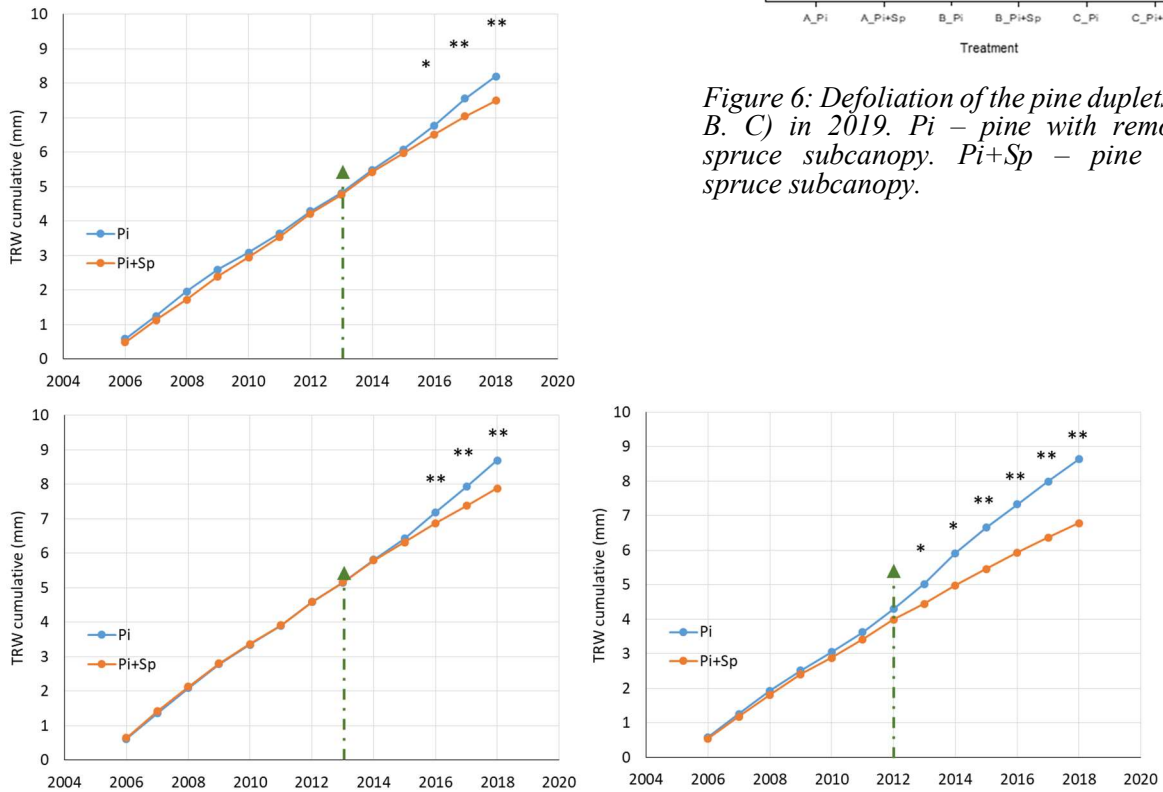


Fig. 7: Average cumulative tree ring width (TRW) increment of three stand duplets of pine with removed spruce subcanopy (Pi) and control (Pi+Sp) plots. Green arrow shows the year of spruce reduction. Significantly different year ring increments are marked by star(-s).

Discussion and Conclusions

Topsoil moisture in differently thinned young Scots pine stands

Volumetric soil moisture falling to 5-6% in dry warm years was for spruce and pine reported also by Lagergren et al. (2008). The low moisture was confirmed at 10- and 20-cm depths in the second half of growing season by Kranabetter a Coates (2004). At mountain sites with higher precipitation, the volumetric soil moisture at 20-cm depth ranged 16-25% in dry events (Balcar et al. 2012) whereas the lowland sandy site have not shown 20% even as the maximum values.

Low values in spring reflect likely the beginning of higher transpiration. Importance of this water-balance component has been confirmed when soil moisture below stand and clear-cut or stand gap were compared Ritter, Vesterdal (2005) and Gálhidy et al. (2006).

Shallow-layer (-10 cm) moisture was found higher below unthinned control, whereas the deeper layer (-30 cm) showed higher values below thinning. Bolat (2014) found similar pattern in 0-5-cm layer below Austrian pine which was likely to be the result of increased transpiration of the trees left on site (Chang et al. 2016).

Following 24 years after the operation. Tan et al. (2008) found higher moisture of surface humus in thinned *Pinus contorta* compared to control. In upper 20 cm of mineral soil were found no significant differences which confirmed temporary effects of thinning. In spring and summer. 6% and 10% higher soil moisture values were found respectively in thinned Douglas-fir stands (Chase et al. 2016).

Effects of reduced stand density are limited in periods of frequent and long-lasting drought (Stogsdill et al. 1989, Kolb et al. 2007). Sohn et al. (2013) reported a faster spruce growth recovery following the end of drought. As for our pine stands, both throughfall and wetter topsoil were found a few years following thinning (Slodičák. Novák 1999. Slodičák et al. 2011).

Based on the investigation in Elbe-lowland pines it can be concluded that: (i) Sandy soils were capable of drying to 5-6% moisture at both 10 cm and 30 cm depths in the second half of growing season; it applies to both dry and wet years. The wettest soil did not exceeded 20% moisture in growing season. (ii) Maximal differences (6-7%) were found in wetter 2010 and 2020 than in drier 2004 and 2015 (4-5%). Topsoil at 10-cm depth was wetter below unthinned control while deeper topsoil at 30 cm was wetter below thinned treatment over long time.

Topsoil moisture below young Norway spruce stands

Lagergren et al. (2008) reported a reduced transpiration (tens %) due to reduced number of trees. There is also a strong correlation between transpiration and LAI (Granier et al. 2000) which can increase soil water availability.

On the other hand, evapotranspiration increases in thinner thickets and heavy thinnings can support ground weeds that compete for water with trees. Chroust (1997) reported the greatest soil evaporation differences between dense and thin spruce thickets after heavy rainfall events in warm summer days. Although thinning reduces stand transpiration at least temporarily, particular trees are likely to transpire more (Krejza et al. 2019) due to more needles exposed to the sun and higher aerodynamic roughness of the stand (Bréda et al. 1995).

Chroust (1997) found the same mean water content below both thinned and dense thickets. When precipitation was low, the thinner stand showed 0.8% wetter soil which is similar to 0.6 – 0.9% in our study.

To maintain at least minimal share of spruce in mixtures, it will be necessary to release spruce trees of good quality in first thinning. If this thinning is omitted, no measure helps fight undesirable short crowns and worsening of h/d ratio of trees.

Effects of reduction of spruce understorey in mature pine forests

The analysis of impact of spruce subcanopy reduction proved negative influence of the spruce on diameter increment of the pines. Their reduction lowers interception and evapotranspiration of the stand, which increases sum of throughfall. The most probable cause is root competition of the two species for soil water on the site with deep groundwater level, which is unaccessible also for the deep rooting trees such as Scotch pine. Flat root system of spruce (Puhe 2003) benefits from the opportunity to uptake water earlier even in low precipitation events. Observed limited differences in soil moisture of the treatments five years after release can be a result of intensive suction of released pines. Their improved nutrition (see Pallardy 2008) reflects in better health status and especially in acceleration of radial growth.

For improvement of health status of mature pines in uncertainty of future climate, removal of subcanopy spruces should be considered. As a result of presented outcomes, this measure is, hopefully successively, already being applied by foresters in the region of interest.

Acknowledgements: Research is supported by Ministry of Agriculture of the Czech Republic (MZE-RO0118).

Literature

- Balcar V., Špulák O., Kacálek D., Kuneš I. 2012. Klimatické podmínky na výzkumné ploše Jizerka - I. Srážky a půdní vlhkost. Zprávy lesnického výzkumu. 57 (1): 74-81.
- Bolat I. 2014. The effect of thinning on microbial biomass C, N and basal respiration in black pine forest soils in Mudurnu, Turkey. Eur J Forest Res. 133: 131-139.
- Bréda N.J.J., Granier A., Aussenac G. 1995. Effects of thinning on soil and tree water relations, transpiration and growth in an oak forest (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl. Tree Physiology 15: 295-306
- Chang CH-T., Sperlich D., Sabaté S., Sánchez-Costa E., Cotillas M., Espelta J. M., Gracia C. 2016. Mitigating the Stress of Drought on Soil Respiration by Selective Thinning: Contrasting Effects of Drought on Soil Respiration of Two Oak Species in a Mediterranean Forest. Forests. 7 (263): 16 s.
- Chase C.W., Kimsey M.J., Shaw T.M., Coleman M.D. 2016. The response of light, water, and nutrient availability to pre-commercial thinning in dry inland Douglas-fir forests. Forest Ecology and Management. 363: 98–109.
- Chroust L. 1997. Ekologie výchovy lesních porostů. Smrk obecný - borovice lesní - dub letní - porostní prostředí - růst stromů - produkce porostu. /The ecology of forest tending. *Picea excelsa* - *Pinus sylvestris* - *Quercus robur* - environmental factors - tree growth - stand production/. Opočno. Výzkumný ústav lesního hospodářství - Výzkumná stanice 1997. 277 p.
- Dušek D., Novák J., Černý J., Kacálek D. 2021. Vliv prvních výchovných zásahů v mlazinách na obsah vody ve svrchní vrstvě minerální půdy. /Impact of the first thinning on topsoil moisture in young growth/. Zprávy lesnického výzkumu 66: in print

- Eichhorn J. Roskams P. Potočić N. Timmermann V. Ferretti M. Mues V. Szepesi A. Durrant D. Seletković I. Schröck H-W. Nevalainen S. Bussotti F. Garcia P. Wulff S. 2016: Part IV: Visual Assessment of Crown Condition and Damaging Agents. In: UNECE ICP Forests Programme Co-ordinating Centre (ed.): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Thünen Institute of Forest Ecosystems. Eberswalde, Germany. 49 p. + Annex [<http://www.icp-forests.org/manual.htm>].
- Gálhidy L., Mihók B., Hagyó A., Standovár T., Rajkai K. 2006. Effects of gap size and associated changes in light and soil moisture on the understorey vegetation of a temperate deciduous forest. *Plant Ecology*. 183 (1): s. 133-145.
- Granier A., Loustau D., Bréda N. 2000. A generic model of forest canopy conductance dependent on climate, soil water availability and leaf area index. *Annals of Forest Science*. 57: 755–765.
- Hanewinkel M., Cullmann D.A., Schelhaas M.-J., Nabuurs G.-J., Zimmermann N.E. 2013. Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature Climate Change*. 3: 203-207.
- Hentschel R., Rosner S., Kayler Z.E., Andreassen K., Børja I., Solberg S., Tveito O.E., Priesack E., Gessler A. 2014. Norway spruce physiological and anatomical predisposition to dieback. *Forest Ecology and Management*. 322: 27-36
- Hlasny et al. 2011 Hlásny T., Holuša J., Štěpánek P., Turčáni M., Polčák N. 2011. Expected impact of climate change on forests: Czech Republic as a case study. *Journal of Forest Science*. 57 (10): 422-431.
- Kolb T. E., Agee J. K., Fule P. Z., McDowell N. G., Pearson K., Sala A., Waring R. H. 2007. Perpetuating old ponderosa pine. *Forest Ecology and Management*. 249: 141-157.
- Kranabetter J. M., Coates K. D. 2004. Ten-year postharvest effects of silviculture systems on soil-resource availability and conifer nutrition in a northern temperate forest. *Can. J. For. Res.*, 34: 800-809.
- Krejza J., Světlík J., Bellan M., Horáček P. 2019. Stanovení stresu smrku ztepilého přímými metodami – certifikovaná metodika. *Lesnická práce. Kostelec nad Černými lesy*. 68 p.
- Lagergren F., Lankreijer H., Kučera J., Cienciala E., Mölder M., Lindroth A. 2008. Thinning effects on pine-spruce forest transpiration in central Sweden. *Forest Ecology and Management*. 255: 2312-2323
- Lindner M., Maroschek M., Netherer S., Kremer A., Barbati A., Garcia-Gonzalo J., Seidl R., Delzon S., Corona P., Kolstrom M., Lexer M.J., Marchetti M. 2010. Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*. 259: 698–709.
- Maracchi G., Sirotenko O., Bindi M. 2005. Impact of Present and Future Climate Variability on Agriculture and Forestry in the Temperate Regions: Europe. *Climate Change*. 70: 117-135.
- Mason W.L., Petr M., Bathgate S. 2012. Silvicultural strategies for adapting planted forests to climate change: from theory to practice. *Journal of Forest Science*. 58: 265-277.
- Mze 2020. Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2019. MZe ČR. Praha. 124 p. ISBN 978-80-7434-571-5
- Novák J., Dušek D., Slodičák M. 2017. Objemová vlhkost půdy pod různě vychovávaným mladým borovým porostem. /Volume soil moisture under differently thinned young pine stand/. In: *Adaptívny manažment pestovania lesov v procese klimatickej zmeny a globálneho otepľovania*. Ed. P. Jaloviar. M. Saniga. Zvolen. Technická univerzita vo Zvolene 2017. 103-110. Proceedings of Central European silviculture. Vol. 7. – ISBN 978-80-228-2979-3
- Pallardy S.G. (2008): *Physiology of Woody Plants*. Third edition. Academic Press. Elsevier. ISBN 978-0-12-088765-1. p. 255-324

- Peřina V. (1960): Přeměny borových monokultur na pleistocenních terasách. [Conversion of pine monocultures on Pleistocene terraces]. Praha. SZN: 210.
- Puhe J. (2003). Growth and development of the root system of Norway spruce (*Picea abies*) in forest stands - A review. *Forest Ecology and Management*. 175. 253-273. 10.1016/S0378-1127(02)00134-2.
- Ritter E. Vesterdal L. 2005. Gap formation in Danish beech (*Fagus sylvatica*) forests of low management intensity: soil moisture and nitrate in soil solution. *Eur J Forest Res*. 125: 139-150.
- Seidl R., Thom D., Kautz M., Martin-Benito D., Peltoniemi M., Vacchiano G., Wild J., Ascoli D., Petr M., Honkaniemi J., Lexer M.J., Trotsiuk V., Mairota P., Svoboda M., Fabrika M., Nagel T.A., Reyer P.O. 2017. Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change*. 7: 395-402.
- Slodičák M., Novák J. 1999. Vlhkost půdy v borových porostech s různým režimem výchovy. *Zprávy lesnického výzkumu*. 44 (1): 1-5.
- Slodičák M., Novák J., Dušek D. 2011. Canopy reduction as a possible measure for adaptation of young scots pine stand to insufficient precipitation in Central Europe. *Forest Ecology and Management*. 262: 1913-1918.
- Sohn J. A., Gebhardt T., Ammer CH., Bauhus J., Häberle K-H., Matyssek R., Grams T. E. E. 2013. Mitigation of drought by thinning: Short-term and long-term effects on growth and physiological performance of Norway spruce (*Picea abies*). *Forest Ecology and Management*. 308: 188-197.
- Stogsdill W. R., Wittwer R. F., Hennessey T. C., Dougherty P. M. 1989. Relationship between throughfall and stand density in a *Pinus taeda* plantation. *Forest Ecology and Management*. 29: 105-113.
- Špulák. O. 2019. Vliv smrkové etáže na tloušťkový přírůst borových porostů na stanovišti chudá borová doubrava v suchých letech. [Impact of the Norway spruce subcanopy on DBH of Scotch pine stands on the nutrient poor oak with pine forest site in dry years]. *Proceedings of Central European silviculture [Vol. 9]*. – ISBN 978-80-7509-669-2
- Špulák. O., Kacálek. D. 2020. How different approaches to logging residues handling affected retention of nutrients at poor-soil Scots pine site after clear-cutting? A case study. *Journal of Forest Science*. 66. 2020. č. 11. s. 461–470. DOI: 10.17221/143/2020-JFS
- Tan X., Chang S. X., Comeau P. G., Wang Y. 2008. Thinning effects on microbial biomass, N mineralisation, and tree growth in a mid-rotation fire-origin lodgepole pine stand in the Lower Foothills of Alberta, Canada. *Forest Science*. 54: s. 465-474.
- Tatarinov F.A., Cienciala E. 2009. Long-term simulation of the effect of climate changes on the growth of main Central-European forest species. *Ecological Modelling*. 220: 3081-3088.

Einfluss der Bestandesdichte auf das Wachstum in Mischbeständen

Eric Andreas Thurm¹, Hans Pretzsch²

¹Sachgebiet Waldbau & Waldwachstum, BT-FVI – Landesforst MV AöR,

²Lehrstuhl für Waldwachstumskunde, TU München

Zusammenfassung

Die Waldbewirtschaftung steuert das Wachstum in Wäldern hauptsächlich durch die Regulierung der Bestandesdichte. Zahlreiche Arbeiten befassen sich mit der Beziehung zwischen Dichte und Wachstum in Reinbeständen. Studien zur Dichteregulierung gemischter Bestände und deren Wachstumsreaktionen sind noch selten. Gerade durch das Bestreben der Forstverwaltungen den Mischungsanteil der heimischen Wälder stetig zu erhöhen, entsteht ein dringender Bedarf an geeigneten Methoden und Anleitungen zur Steuerung der Baumartenmischung. Eine Voraussetzung dafür ist ein ausreichendes Wissen über den Effekt unterschiedlicher Dichtehaltungen auf das artspezifische Wachstum.

In der vorliegenden Untersuchung nutzten wir 128 langfristige Versuchsflächen aus Bayern und Mecklenburg-Vorpommern zur Analyse der Dichte-Zuwachs-Beziehung von Rotbuchen-Mischbeständen. Durch die Anwendung von linear gemischten Modellen können wir zeigen, dass Mischbestände im Dichtebereich von 70 - 100 % ein konstantes Wachstumsplateau aufweisen. Es ist bekannt, dass Mischbestände eine höhere Dichte als die jeweiligen Reinbestände aufweisen. Diese höhere Dichte haben wir mittels eines Mischbestandsaufschlags berücksichtigt. Dennoch übertrafen 10 % der Bestände die berechnete maximale Dichte von 100 %. Auffällig war, dass diese „überdichten“ Bestände einen weiteren Wachstumsaufschwung zeigten. Die Dichte-Zuwachs-Beziehung ähnelt letztlich einer kubischen Funktion mit einem Plateau zwischen 70 - 100 % und einer Zuwachssteigerung im Bereich von 0 zu 70 % und 100 zu 140 %. Die Einbeziehung der Bestandsentwicklung führte zu einer Abflachung der Dichte-Zuwachs-Beziehung in jüngeren Jahren. Die Beimischung von schattenintoleranten Arten zur Buche bewirkte einen verstärkten kubischen Verlauf der Beziehung.

Des Weiteren war für uns von Interesse, wie die kurzfristige Verringerung der Dichte, die Durchforstung, das Wachstum des Bestandes beeinflusst. Schwache Durchforstungen waren nach unserer Untersuchung eher geeignet, den Zuwachs zu steigern als starke Durchforstungen. Interessant war, dass Durchforstungen im herrschenden (Hochdurchforstungen) sich positiver auswirkten, als Durchforstungen im unterdrückten Bestandeskollektiv (Niederdurchforstung).

In Beständen ergibt sich durch die diversen Artansprüche immer ein intensiverer Steuerungsaufwand als in Reinbeständen. Mit unserer Untersuchung konnten wir zeigen, dass Buchenmischbestände durchaus einen weiten waldbaulichen Spielraum lassen, ohne Zuwachsverluste in Kauf nehmen zu müssen. Dieser Spielraum kann für die Steuerung des Mischungsanteils und für den Erhalt von konkurrenzschwächeren Arten genutzt werden. Aus unserer Studie geht auch hervor, dass ein Bereich (Dichte > 100 %) existiert, den wir mit derzeitigen Daten und Methoden nur schwer analysieren können. Die Studie unterstreicht damit die Notwendigkeit eines systematischen Versuchsaufbaus, für ein besseres Verständnis der intraspezifischen Interaktionen bei unterschiedlichen Dichten.

Der Beitrag ist ein deutsches Exzerpt aus dem Artikel Thurm, Eric Andreas; Pretzsch, Hans (2021): Growth–density relationship in mixed stands – Results from long-term experimental plots. In: Forest

Eco Manag 483, S. 118909. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.118909. Methodische Verfahren, Datengrundlage und eine weiterführende Diskussion können dort nochmals nachgelesen werden.

Einleitung

Die Steuerung der Bestandesdichte gehört zu den wichtigsten waldbaulichen Maßnahmen und ist von ähnlicher Bedeutung wie die Baumartenwahl, die Art oder Dichte zur Bestandesbegründung (Nyland, 2016). Im Gegensatz zu diesen Maßnahmen erfolgt die Dichtesteuerung jedoch kontinuierlich während der gesamten Bestandesentwicklung und beeinflusst daher permanent eine ganze Reihe ökologischer, ökonomischer und sozioökonomischer Ökosystemfaktoren und -funktionen (Cao et al. 2008; Riofrío et al. 2017). In zahlreichen Studien wurden Maßnahmen zur Quantifizierung der Bestandesdichte (Reineke 1933; Zeide 2005), Techniken zur Verringerung der Dichte durch Durchforstung (Nyland 2016), Reaktionen des Bestandeswachstums auf Durchforstung (Mäkinen und Isomäki 2004a, 2004b) und Grundprinzipien der Wachstums-Dichte-Beziehung (Assmann 1950; Curtis et al. 1997; Langsæter 1941; Zeide 2001) untersucht. Eine der wichtigsten Erkenntnisse war, dass die Dichte-Zuwachs-Beziehung abhängig ist von der Baumart, den Standortbedingungen und der Entwicklungsphase des Bestandes (Pretzsch 2009, S. 410). Die meisten Studien beziehen sich auf monospezifische und gleichaltrige Bestände. Vergleichbare Untersuchungen zu gemischten Beständen und deren Reaktion auf die Verringerung der Bestandesdichte sind selten (Puettmann et al. 1992), aber angesichts der zunehmenden Bedeutung und des Auftretens von Mischbeständen dringend erforderlich (Forest Europe 2015).

In Mischbeständen gibt es wesentliche Unterschiede, die sich direkt auf die oben genannten Grundsätze auswirken und die Notwendigkeit zusätzlicher Untersuchungen zur Durchforstung in Mischbeständen aufzeigen. Die Fähigkeit von Mischbeständen Dichten zu generieren, die die Bestandesdichten vergleichbarer Reinbestände der Arten übersteigen, ist ein wesentlicher Unterschied (Pretzsch und Biber 2016). Diese höhere Dichte kommt durch Faszilitation und Komplementarität zustande. Beide Mechanismen sind abhängig von der jeweiligen Baumarten-Kombination und folglich stellen sich auch unterschiedliche maximale Dichte je Mischungstyp ein (Shaw 2006; Woodall et al. 2005). Diese Variabilität der maximal möglichen Dichte verursacht eine andere methodische Herangehensweise, als sie beispielsweise durch Assmann (1961) für Reinbestände beschrieben wurde.

Im Folgenden wollen wir vier Fragen beantworten: (1.) Welche Auswirkung hat die Bestandesdichte auf den laufenden Volumenzuwachs? (2.) Wie verändert sich diese Dichte-Zuwachs-Beziehung mit fortschreitender Bestandesentwicklung (Alter und mittlerer Durchmesser)? (3.) Welchen Einfluss hat die funktionelle Gruppe der Mischbaumart (Licht- und Schattenbaumart)? (4.) Wie reagiert der laufende Volumenzuwachs auf eine Dichteregulierung bzw. Durchforstung?

Material & Methoden

Klima- und Baumdaten

Grundlage für unsere Untersuchungen waren 128 langfristige Versuchsflächen aus Bayern und Mecklenburg-Vorpommern. Die Versuchsflächen liegen mitten im Verbreitungsareal der Rotbuche (siehe Abb. 1). Die Jahresmitteltemperatur schwankt zwischen 5,5 bis 8,0 °C bei einem Jahresniederschlag von 597 bis 1347 mm. Der Höhengradient der Flächen verläuft von 20 m bis zu 1240 m.

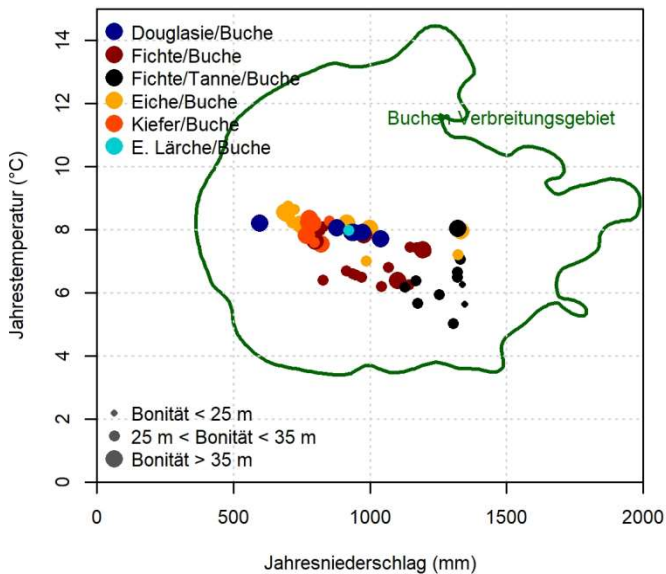


Abb. 1: Überblick über den klimatischen Bereich der Versuchsfelder (farbige Punkte), basierend auf Klimadaten aus Wordclim2.0 (Fick und Hijmans, 2017). Die Größe der Punkte stellt die Bonität der Rotbuche pro Parzelle dar. Die bioklimatische Hülle (grüne Linie) zeigt das Verbreitungsgebiet der Rotbuche in Europa, basierend auf einer Sammlung europäischer nationaler Inventurdaten aus Thurm et al. 2018.

In allen Versuchsfeldern ist die Buche beteiligt, durchschnittlich mit einem Mischungsanteil von 36,9 %. Die beigemischten Baumarten sind a) Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* (Mirbel) Franco), b) Waldkiefer (*Pinus sylvestris* L.), c) Trauben- oder Stieleiche (*Quercus petraea* (Mattuschka) Liebl.; *Quercus robur* L.), d) Europäische Lärche (*Larix decidua* Mill.), e) Gemeine Fichte (*Picea abies* (L.) H.Karst.), und f) Weißtanne (*Abies alba* Mill.). Die Mischbestände wurden als 2-Arten-Mischungen angelegt; außer die Bergmischwald-Kombination aus Fichte/Tannen/Buchen. Zu einem geringen Anteil sind auch noch weitere Baumarten an den Mischungen beteiligt. Deren Anteil liegt unter 15 % und wurde dann rechnerisch der jeweils ähnlichsten Hauptbaumart zugeordnet. Die Bestände sind größtenteils Hochwaldbestände, lediglich ein Teil der Fichte/ Tannen/ Buchen-Flächen werden plenterartig bewirtschaftet. Eine Übersicht der Bestandesdaten findet sich in Tab. 1.

Tab. 1: Übersicht über die wichtigsten Wachstumsparameter der sechs Mischungstypen. Die Daten wurden nach dem Anteil von Buche und den beigemischten Arten getrennt (Misch). Der Mischungsanteil wird für die Buche und die beigemischten Arten sowie die zusätzlichen Arten mit geringem Anteil getrennt (siehe Gl. 2). Für den Mischungstyp Fichte/ Tanne/ Buche haben wir die Wachstumsparameter von Fichte und Tanne wegen der geringen Unterschiede zu Misch aggregiert. Dg - Mittlerer quadratischer Durchmesser in Brusthöhe, IV - Periodischer jährlicher Volumenzuwachs des Mischbestandes, Dichte - basierend auf Gl. 2. Die Standardabweichung ist kursiv und in Klammern angegeben.

Mischungstyp	Mittendurchmesser (cm)		Mittelhöhe (m)		Alter (Jahre)		Zuwachs (m³/ha/a)		Grundfläche (m²/ha)		Dichte (%)	Mischungsanteil (%)		
	Buche	Misch	Buche	Misch	Buche	Misch	Buche	Misch	Buche	Misch	Gesamt	Buche	Misch	Andere
Douglasie/ Buche	26.3 <i>(10.5)</i>	50 <i>(21)</i>	26.8 <i>(7.9)</i>	34.1 <i>(10.5)</i>	70.5 <i>(32.7)</i>	70.5 <i>(32.7)</i>	3.5 <i>(1.7)</i>	13.6 <i>(6.7)</i>	20.4 <i>(7.6)</i>	49.8 <i>(16.6)</i>	64.0 <i>(10.8)</i>	30 <i>(15.7)</i>	53.6 <i>(13.7)</i>	16.4 <i>(17.8)</i>
Lärche/ Buche	48.9 <i>(0.7)</i>	72.7 <i>(1.3)</i>	37.4 <i>(0.3)</i>	43 <i>(1.4)</i>	127 <i>(2.8)</i>	127 <i>(2.8)</i>	6.7 <i>(0.5)</i>	1 <i>(1)</i>	17.6 <i>(4)</i>	50.2 <i>(6.3)</i>	75.6 <i>(13.7)</i>	38.1 <i>(6.6)</i>	25.8 <i>(1.5)</i>	36.1 <i>(5)</i>
Eiche/ Buche	36.7 <i>(13)</i>	37.5 <i>(14)</i>	28 <i>(5.6)</i>	27.6 <i>(5.2)</i>	115 <i>(45.2)</i>	116 <i>(47.7)</i>	6.2 <i>(3.5)</i>	4.7 <i>(3.4)</i>	11.1 <i>(4.3)</i>	27.1 <i>(8.2)</i>	70.0 <i>(23.8)</i>	46.7 <i>(23.7)</i>	36.7 <i>(28.8)</i>	16.6 <i>(19.7)</i>
Fichte/ Buche	27.5 <i>(7.9)</i>	41.9 <i>(10.5)</i>	26.1 <i>(4.8)</i>	32 <i>(5.2)</i>	98.2 <i>(28.6)</i>	90.7 <i>(29.7)</i>	6.5 <i>(3.6)</i>	8.1 <i>(5.5)</i>	15.2 <i>(5.5)</i>	40.7 <i>(12.3)</i>	69.7 <i>(16.4)</i>	53.4 <i>(21.4)</i>	40.2 <i>(19)</i>	6.4 <i>(9.7)</i>
Fichte / Tanne/ Buche	28.8 <i>(9.1)</i>	39.4 <i>(12.2)</i>	22.2 <i>(5)</i>	27.5 <i>(5.8)</i>	195 <i>(65.5)</i>	204 <i>(64.9)</i>	2 <i>(1.9)</i>	4 <i>(2.8)</i>	10.6 <i>(5.4)</i>	40 <i>(13.4)</i>	77.0 <i>(25.4)</i>	24 <i>(17.3)</i>	70.9 <i>(18.2)</i>	5.1 <i>(8.4)</i>
Kiefer / Buche	20.3 <i>(7.6)</i>	29.2 <i>(14)</i>	21.6 <i>(4.8)</i>	24.3 <i>(5.7)</i>	68.9 <i>(32.8)</i>	83.8 <i>(54.9)</i>	5.3 <i>(2.6)</i>	7.5 <i>(4.3)</i>	17.7 <i>(5.9)</i>	43.4 <i>(11.3)</i>	85.2 <i>(22.6)</i>	29.5 <i>(15.8)</i>	57.7 <i>(16.8)</i>	12.8 <i>(8.1)</i>
Mittel	31.4	45.1	27.0	31.4	112.5	115.3	5.0	6.5	15.4	41.9	73.6	37.0	47.5	15.6

Dichte und Mischungsanteil

Bei der Berechnung des Mischungsanteils ist es wichtig, die jeweiligen artspezifischen Wuchsraumansprüche zu berücksichtigen (Vospornik und Sterba 2015). Um die artspezifische Dichte zu standardisieren, haben wir die Dichte jeder Art ins Verhältnis zur maximal möglichen Dichte der Art gesetzt.

$$DI_{Baumart1} = N_{Baumart1} / N_{maxBaumart1} * 100. \tag{Gl. 1}$$

Diese maximale Dichte basiert auf dem Berechnungsansatz von (Reineke 1933) $\ln(N_{maxBaumart1}) = a + b \ln(DG_{Baumart1})$. Reineke's Funktion leitet die maximale Stammzahl (Nmax) aus dem jeweiligen Mittendurchmesser (DG) ab. Die artspezifischen Koeffizienten a und b nutzen wir aus einer Studie von Pretzsch (2019).

Um die Dichte des Gesamtbestandes zu berechnen, summierten wir die jeweiligen artspezifischen Dichten im Bestand auf. Wir sind hier schon davon ausgegangen, dass der Mischbestand eine höhere Dichte erreicht, als eine reine summarische Dichte aus den jeweiligen Reinbeständen der beigemischten Arten (siehe Abb. 2). Somit erhielt jeder Mischbestand noch einen Aufschlag (SKM, Steigerungskoeffizient der Dichte). Diese Mischungsspezifischen Steigerungs-Koeffizienten ergaben sich ebenfalls aus der vorangegangenen Studie von Pretzsch (2019).

$$DI = \frac{\sum(DI_{Baumart1} + \dots + DI_{Baumart.n})}{SKM * 100} * 100 \tag{Gl. 2}$$

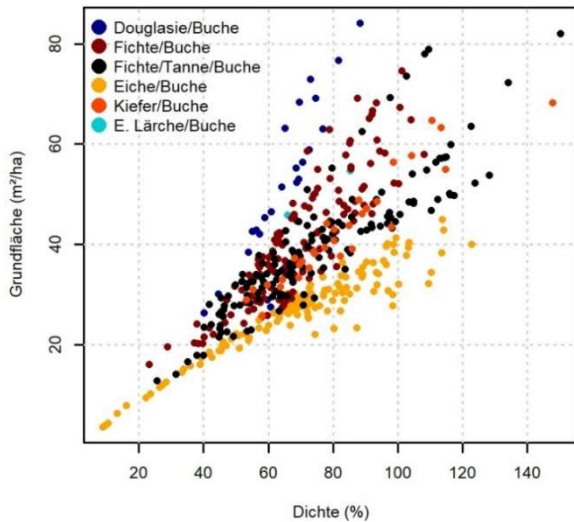


Abb. 2: Verhältnis zwischen Grundfläche pro Hektar und Bestandesdichte für die sechs Mischungstypen. Jeder Punkt steht für eine einzelne Bestandeserhebung.

Zur Berechnung des Mischungsanteils der einzelnen Arten am Gesamtbestand (MA) wurde die Dichte einer Baumart ins Verhältnis zur Summe aller Baumartendichten eines Bestandes gesetzt:

$$MA_{\text{species1}} = \frac{DI_{\text{Baumart1}}}{\sum (DI_{\text{Baumart1}} + \dots DI_{\text{Baumart.n}})} \quad \text{Gl. 3}$$

Dichte-Zuwachs-Beziehung

Um den Zusammenhang zwischen Dichte und Zuwachs herzustellen, unterstellen wir einen Kurvenverlauf ähnlich der Optimums-Kurve, wie sie für Reinbestände durch Assmann (1961) beschrieben worden ist. Um diese Flexibilität in unserem Modell zu erreichen, nutzen wir additive generalisierte Modelle (GAM), die wir auf 5 Freiheitsgrade einschränken. Als Zielvariable dient der jährliche Volumenzuwachs (IV) einer jeden Versuchsfläche (Index j) innerhalb eines Versuchsstandorts (i) zum Zeitpunkt (t). Diesen Bestandeszuwachs versuchen wir zu erklären mit der Bestandesdichte (Dichte) und dem Mischungstypen (MT).

$$IV_{i,j,t} = f_1 DI_{i,j,t} + MT_{i,j} + \varepsilon_{i,j,t} \quad \text{Gl. 4}$$

MT, als kategoriale Variable, repräsentiert die 6 verschiedenen Mischungstypen. Um zu untersuchen, welchen Einflusses die Bestandesentwicklung auf das Dichte-Zuwachs-Verhältnis hat, haben wir das Modell (Gl. 4), ergänzt um die Variable Alter (A) beziehungsweise Durchmesser des Grundflächenmittelstamms der Buche (DGrbu). Beide Variablen wurden in Wechselwirkung mit der Dichte untersucht.

$$IV_{i,j,t} = f_1 DI_{i,j,t} * f_2 A_{i,j,t} + MT_{i,j} + \varepsilon_{i,j,t} \quad \text{Gl. 5}$$

$$IV_{i,j,t} = f_1 DI_{i,j,t} * f_2 DGrbu_{i,j,t} + MT_{i,j} + \varepsilon_{i,j,t} \quad \text{Gl. 6}$$

Als weitere Variable interessiert uns, ob die ökophysiologische Eingruppierung nach Schattentoleranz einen Einfluss hat. Wir unterteilten unsere sechs Mischungstypen nach schattentoleranter und schattenintoleranter Beimischung. Die Eiche, Lärche und Kiefer wurden dabei als schattenintoleranter eingestuft nach einer Klassifizierung von Niinemets und Valladares (2006). Das daraus resultierende Modell berücksichtigt ebenfalls das Alter:

$$IV_{i,j,t} = f_1 \text{Dens}_{i,j,t} * f_2 \text{EcoTrait}_{i,j} + f_3 \text{Age}_{i,j,t} + \varepsilon_{i,j,t} \quad \text{Gl. 7}$$

Durchforstungseffekte

Neben der Betrachtung der reinen Dichte-Zuwachs-Beziehung interessierte uns auch, wie Durchforstungsart und -intensität den Zuwachs beeinflussen. Dafür wurde die relative Zuwachsveränderung (IVC) innerhalb einer 5-Jahres-Periode (t+5) und innerhalb einer 10-Jahres-Periode (t+10) betrachtet.

$$IVC_{t5} = \frac{IV_{t+5}}{IV_t} \text{ und } IVC_{t10} = \frac{IV_{t+10}}{IV_t} \quad \text{Gl. 8 \& Gl. 9}$$

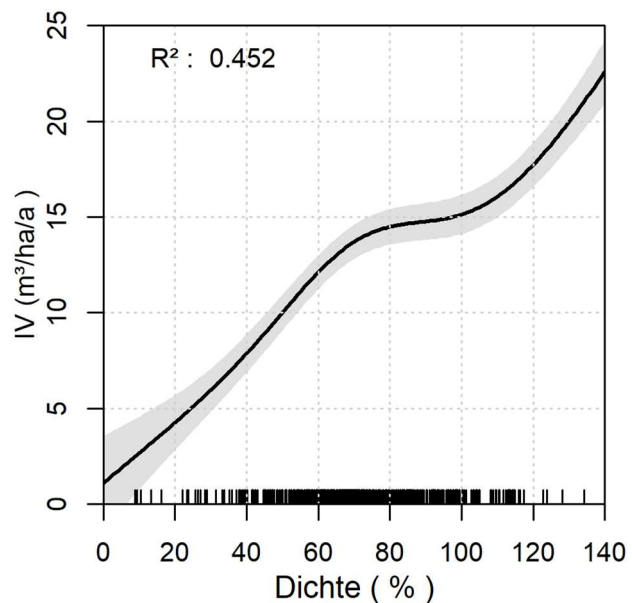
Die Durchforstungsart (THM, Hoch- bzw. Niederdurchforstung) beziehen wir über das Verhältnis des DG's des verbleibenden Bestandes zum DG des ausscheidenden Bestandes mit ein. Die Durchforstungsintensität wird durch die Grundfläche des ausscheidenden Bestandes (VA, Entnahmemenge) berücksichtigt. Das Modell enthält ebenfalls wieder die Dichte und den Mischungstyp des Bestandes:

$$IVC_{i,j,t} = f_1 \text{THM}_{t_{i,j,t}} * f_2 \text{VA}_{i,j,t} + f_3 \text{DI}_{i,j,t} + \text{MT}_{i,j} + \varepsilon_{i,j,t} \quad \text{Gl. 10}$$

Ergebnisse

Trotz des genutzten Mischbestandsaufschlages in Form des SKM (+ 11 - 43 %), kommt es bei 10 % der Versuchsflächen zu einer Dichte von über 100 %. Die durchschnittliche Grundfläche der Bestände liegt bei 41,9 m²/ha, was nach unserem Berechnungsansatz einer Dichte von 73,5 % entspricht. Die „überdichten“ Bestände besitzen eine durchschnittliche Grundfläche von 56,0 m²/ha.

Abb. 3: Zusammenhang zwischen Bestandsdichte und jährlichem Volumenzuwachs (IV) aller untersuchten Mischbestände. Senkrechte Striche auf der x-Achse stellen die Dichte der einzelnen Messaufnahmen dar. Sie bieten eine Übersicht zu deren Verteilung. Modellübersicht in Tabelle 4 in Thurm und Pretzsch (2021).



Bei der Betrachtung der Dichte-Zuwachs-Beziehung in Abb. 3 wird ersichtlich, dass der Zuwachs mit steigender Dichte ansteigt. Die Kurve ähnelt einem kubischen Verlauf. Auffällig ist dabei ein konstantes Zuwachsniveau zwischen 70 und 100 % Dichte. Nach diesem Zuwachs-Plateau, in dem Dichtebereich >100 %, kommt es zu einem erneuten Anstieg des Zuwachses. Das zugrunde liegende Modell (Gl. 4) besitzt eine R^2 von 0.45.

Berücksichtigt man in einem zweiten Schritt die Bestandesentwicklung über dem Alter (Abb. 4 a) bzw. dem BHD (Abb. 4 b), flacht die Dichte-Zuwachs-Beziehung ab. Das bedeutet, je niedriger das Alter der Bestände bzw. je kleiner dessen mittlerer BHD, umso geringer wird der Einfluss der Dichte auf den Zuwachs. Beide Modelle haben ein R^2 von 0,49 (Alter) bzw. 0,44 (BHD).

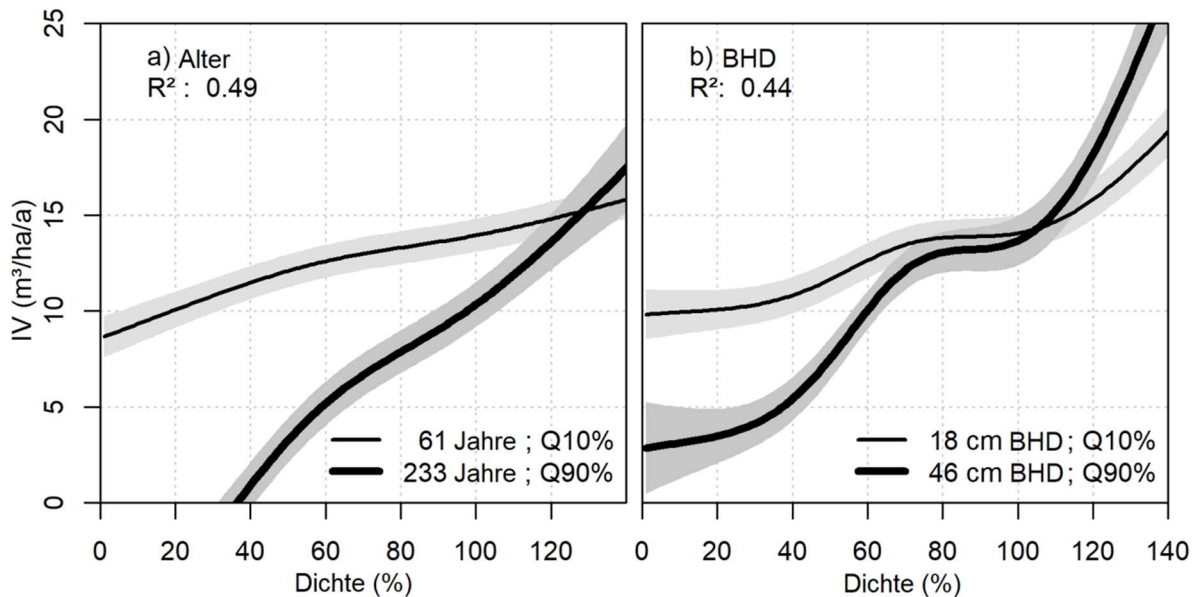
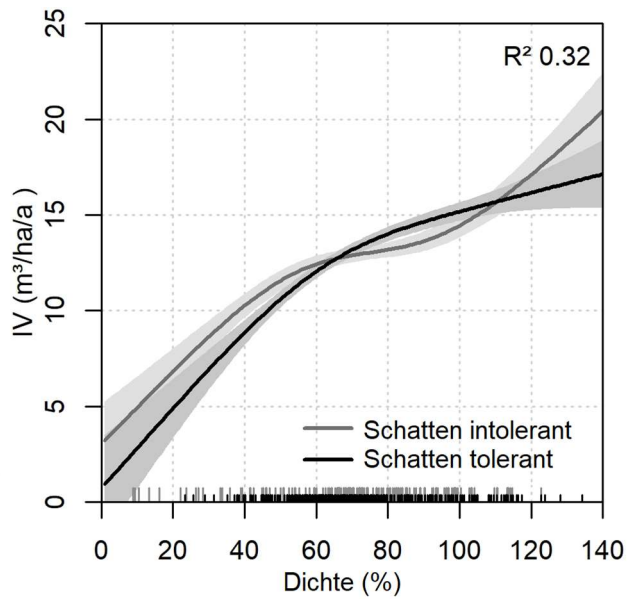


Abb. 4: Beziehung zwischen der Bestandesdichte und dem jährlichen Volumenzuwachs (IV) und dessen Wechselwirkung mit a) dem Alter und b) dem BHD. Q10 % und Q90 % geben die jeweiligen Quantile des gesamten Datensatzes an. Modellübersicht in Tabelle 4.

Als dritte Hypothese haben wir unterstellt, dass auch die ökophysiologischen Eigenschaften der beigemischten Baumart den Verlauf der Dichte-Zuwachs-Beziehung beeinflusst. In Abb. 5 wird ersichtlich, dass die Gruppe „schattenintolerant“ den gleichen Verlauf der Dichte-Zuwachs-Beziehung hat, wie wir ihn schon eingangs beschrieben haben - auch hier findet man eine Plateaulage und einen darauffolgenden Anstieg des Zuwachses. Die Gruppe „schattentolerant“ zeigt indessen eine Abflachung des Zuwachsanstiegs ab einer Dichte von 70 %, ohne einen erneuten Anstieg im Dichtebereich > 100 %.

Abb. 5: Beziehung zwischen der Bestandesdichte und dem jährlichen Volumenzuwachs (IV) für *F. sylvatica* in Mischung mit schattenintoleranten ("Licht"-Gruppe - *Quercus*-Arten, *L. decidua* und *P. sylvestris*) oder schattentoleranten Arten ("Schatten"-Gruppe - *A. alba*, *P. menziesii* und *P. abies*), basierend auf einem Index von Niinemets und Valladares (2006). Die kurzen und langen Aufwärtsstriche auf der x-Achse zeigen die Dichteverteilung der Licht- (lang) und Schattengruppe (kurz). Modellübersicht in Tabelle 5.



Des Weiteren ist für uns von Interesse, inwieweit die Intensität und die Art der Dichteabsenkung einen Einfluss auf den Zuwachs in Mischbeständen hat. In dem Modell (Gl. 10) wird dafür die relative Zuwachsveränderung analysiert. Je stärker die Durchforstungsintensität umso niedriger der zu erwartende Zuwachs. Dieser Verlauf war in beiden betrachteten Zeitperioden (0-5 Jahre, 5-10 Jahre) zu erkennen. Ab einer Entnahmemenge von mehr als 10 m²/ha sinkt dann auch der Zuwachs unter das Niveau vor der Durchforstung. Dabei ist zu beachten, dass die zugrunde liegende, durchschnittliche Grundfläche des Bestandes bei den zuvor angegebenen 41,9 m²/ha liegt. Eine signifikante Zuwachserhöhung gegenüber dem Zuwachs vor der Durchforstung ist im Bereich von unter 5 m²/ha zu erwarten. Das beschriebene Modell ist zwar signifikant, das R² liegt jedoch nur bei 0,03 bzw. 0,05.

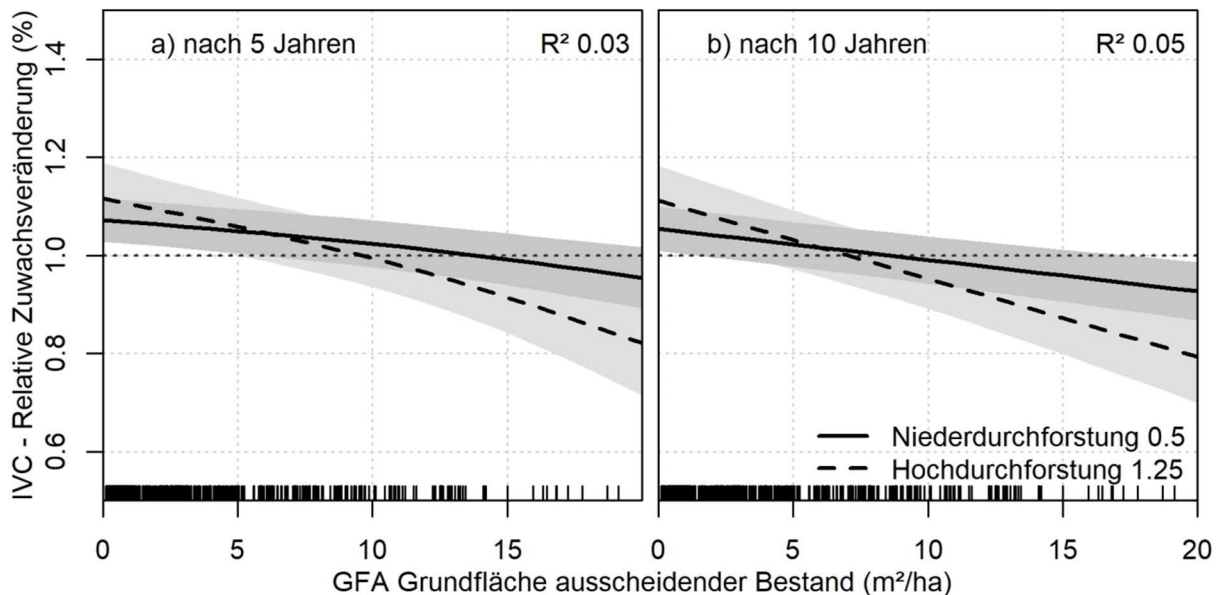


Abb. 6: Beziehung zwischen der Grundfläche der entnommenen Bäume (Entnahmebestand - BAR) und der relativen jährlichen Volumenveränderung (IVC), die das Verhältnis zwischen dem Wachstum a) 5 Jahre bzw. b) 10 Jahre nach der Durchforstung und dem Wachstum vor der Durchforstung darstellt (siehe Gl. 8 und 9). Die senkrechten Striche auf den x-Achsen zeigen die Verteilung der Grundfläche des ausscheidenden Bestandes. Modellübersicht in Tabelle 5 in Thurm und Pretzsch (2021).

Diskussion

Dichte-Zuwachs-Beziehung

Anhand von 128 Versuchsflächen konnten wir zeigen, dass die Dichte-Zuwachs-Beziehungen sich in Mischbeständen anders darstellen als in Reinbeständen. Das von uns angenommene Optimum im mittleren Dichtebereich mit einem anschließendem Absinken im überdichten Bereich, wie es für Reinbestände beschrieben ist (Assmann 1961), konnten wir anhand unserer Daten nicht finden. Dennoch stellte sich auch in unserer Untersuchung ein Zuwachsplateau zwischen 70 – 100 % Dichte ein. Auch wenn der Zuwachs nach diesem Plateau in unserer Studie wieder ansteigt, ist dieser Bereich vergleichbar mit Erkenntnissen aus Buchen-Reinbeständen. Auch hier beschreiben einige Autoren einen Dichtebereich zwischen 60 bis 100 %, in dem man ohne Zuwachsverlust die Dichte des Bestandes variieren kann (z.B. Schober 1972; Nord-Larsen und Johannsen 2007; Nagel und Spellmann 2008). Vergleichbar zu unserer Auswertung ist dies bei Bryndum (1987) und Nord-Larsen und Johannsen (2007) auch ein tatsächliches Plateau. Bei Nagel und Spellmann (2008) und Pretzsch (2004) fand sich jedoch ein klarer Unterschied zwischen den Zuwächsen, so dass hier eine optimale und eine maximale Grundflächenhaltung beschrieben werden konnte.

Der wesentliche Unterschied unserer Analyse ist sicherlich, dass im Dichtebereich von über 100 %, es nicht zu einem Zuwachseinbruch kommt. An dieser Stelle muss man nochmal die methodischen Unterschiede hervorheben. Pretzsch (2020) betont die Notwendigkeit der undurchforsteten Bestände (A-Grade) zur Abbildung der tatsächlichen Dichte-Zuwachs-Beziehung. Diese Bestände lagen uns für die Mischbestände nicht vor, und es ist prinzipiell zu überlegen, ob diese maximalen Dichten bei gleichem Mischungsanteil versuchstechnisch je verwirklicht werden können. Insofern war der von uns gewählte Ansatz über die Berechnung der Reinbestandesdichten, die derzeitig einzig realisierbare Annäherung an die schon von Assmann (1961) beschriebene Methode.

Wie ist nun der Zuwachsanstieg im überdichten Bereich zu bewerten. In unseren Daten war auffällig, dass besonders im Dichtebereich größer 100 % häufig beigemischte Baumarten beteiligt waren. Bei genügend ökologischen Nischen könnten diese weiteren Baumarten im Bestand den Zuwachs noch weiter steigern (Liang et al. 2016). Um diese These zu testen, haben wir auch die absolute Baumartenzahl in das Modell integriert. Sie führte jedoch nicht zu einer signifikanten Verbesserung, was wahrscheinlich auch an der Vielzahl an weiteren Einflussfaktoren liegt. Wir vermuten, dass es im Bereich sehr hoher Dichten nicht zu einem Absinken des Zuwachses kommt, wie es für einige Baumarten in Reinbeständen bekannt ist. Mehrere Studien, die den Mehrzuwachs von Mischbeständen gegenüber von Reinbeständen untersuchten, verwiesen darauf, dass dort auch der Mischungseffekt im Form des Mehrzuwachses zunahm (Condés et al. 2013; Forrester et al. 2013; Amoroso und Turnblom 2006).

Einflussfaktor Bestandesentwicklung

In einem weiteren Schritt haben wir den Einfluss des Bestandesalters auf die Dichte-Zuwachs-Beziehung analysiert. Diese war in jüngeren Jahren nicht so ausgeprägt, wie in Beständen mit einem höherem Alter. Jener Zusammenhang ist auch schon für verschiedene Baumarten in Reinbeständen beschrieben worden (z. B. Nagel und Spellmann 2008; Nord-Larsen und Johannsen 2007; Pretzsch 2004), was wahrscheinlich wesentlich an die sinkende Reaktionsfähigkeit der Bäume im Alter geknüpft ist.

Ein weiterer Einflussfaktor in den Mischbeständen kann wieder der Mischungseffekt sein. In verschiedenen Studien wurde festgestellt, dass dieser Effekt hauptsächlich in älteren Beständen auftritt (Binkley 2003; Thurm und Pretzsch 2016; Zhang et al. 2012). Zhang et al. (2012) nahmen an, dass zwei unterschiedliche Entwicklungsstadien des Bestandes zu dieser Reaktion führen. Im jungen Stadium kommt es zu einer starken Dimensionierung der Bäume und einem zunehmend geschlossenen Kronendach. Es treten starke Konkurrenzeffekte auf. Im Reifestadium indessen tritt der Wettbewerb in den Hintergrund und Komplementaritätseffekte können verstärkt wirken.

Einflussfaktor ökophysiologische Gruppe

Der Einfluss der beigemischten Art und dessen ökologischen Eigenschaften ist ein weiterer wichtiger Faktor im Verhältnis zwischen Wachstum und Dichte von Buchenmischbeständen. Einerseits definiert die beigemischte Art das allgemeine Wachstumsniveau, andererseits beeinflusst sie auch den Verlauf der Beziehung. Wir haben diesen artspezifischen Effekt berücksichtigt, in dem wir in den Modellen (Gl. 4, 5, 6 und 10) den Mischungstyp (MT) als kategoriale Variable einbezogen haben. Dies ermöglicht zumindest eine Berücksichtigung des unterschiedlichen Wachstumsniveaus der Baumarten. Besser wäre es jedoch, einen spezifischen Verlauf der Dichte-Zuwachs-Beziehung für jede Baumartenkombination zu berechnen. Dieser Ansatz war aber aufgrund der vergleichsweise geringen Anzahl von Versuchsflächen nicht möglich.

Um dennoch abschätzen zu können, ob eventuell ökophysiologische Gruppen einen Einfluss nehmen, haben wir die Baumarten getrennt nach Mischungen mit eher schattentoleranten und eher schattenintoleranten Arten betrachtet. Unsere Ergebnisse zeigen, dass die Rotbuche in der Mischung mit schattentoleranteren Arten im mittleren bis hohen Dichtebereich ein höheres Wachstum aufweist. Dieses Ergebnis ist erstmal nicht überraschend, da diese Arten (Douglasie, Fichte, Tanne) insgesamt ein höheres Wachstumsniveau aufweisen (Schober 1975).

Zusätzlich zu dem Effekt kann man erkennen, dass der Verlauf der schattentoleranten Mischungen einer logarithmischen Kurve ähnelt, während die schattenintoleranten Arten den zuvor genannten Zuwachsschub in der überdichten Phase zeigen. Wie bereits erwähnt, vermuten wir, dass dieser Wachstumsgewinn von zusätzlichen Nebenarten stammen könnte. Die Etablierung dieser Arten ist natürlich nur möglich, wenn im Mischbestand die Konkurrenz um die Ressource Licht reduziert ist (Forrester und Albrecht 2014). Besonders bei den Mischungen mit Kiefer, Eiche, aber auch Lärche kann man sich gut vorstellen, dass die Kronen nicht direkt aneinander grenzen und so Räume lassen für das Wachstum der zweiten Bestandesschicht. Zusätzlich sind die schattentoleranteren Nadelbäume, wie auch die Rotbuche, dafür bekannt, dass ihre Kronen nur wenig lichtdurchlässig sind (Ellenberg und Dierschke 2010; Valladares und Niinemets 2008). Pretzsch et al. (2018) konnte darüber hinaus zeigen, dass insbesondere bei Trockenheit Bäume des unteren BHD-Spektrums in der Lage sind, Wachstumsrückgänge des Bestandes zu kompensieren.

Durchforstungseffekte

Neben der allgemeinen Beziehung zwischen Wachstum und Dichte haben wir uns die Frage gestellt, wie Durchforstungen das Wachstum der Mischbestände beeinflusst. Unsere Daten zeigen, dass sich schwache Durchforstungen positiv auf das Bestandeswachstum auswirken, während starke Durchforstungen ($> 8 \text{ m}^2/\text{ha}$) zu einem Zuwachsrückgang führen. Das Bestimmtheitsmaß unseres Modells war

zugegebener Maßen sehr niedrig. Dazu muss erwähnt werden, dass die niedrige Erklärungskraft vornehmlich aus den fehlenden kurzfristigen und langfristigen Standortfaktoren resultiert, wie Klima, Bodenfeuchte und Wetter in der Messperiode (z.B. Anderegg und Hille-Ris-Lambers, 2019; Mohren und Rabbinge, 1990). Des Weiteren handelt es sich bei den von uns untersuchten Parzellen nicht um explizite Durchforstungsversuche mit definierten Durchforstungskonzepten wie A-, B- und C-Graden, wie sie aus den Reinbeständen bekannt sind (Hummel 1953; Verein Deutscher Forstlicher Versuchsanstalten 1902). Solche Versuchsaufbauten würden sicherlich die Durchforstungseffekte deutlicher zu Tage bringen.

Dennoch kann man sagen, dass unsere modellierten Verläufe signifikant waren und sie daher interpretierbar sind. Des Weiteren sind Erkenntnisse zum Zusammenhang zwischen Durchforstung und Zuwachs gerade aktuell von hohem Interesse. In Ermangelung von langen Messreihen in Durchforstungsversuchen mit Mischbeständen können unsere Ergebnisse daher einen ersten Einblick geben.

Die schwache Durchforstung stellt sich in unserer Arbeit positiver dar als eine starke Durchforstung. Es ist beschrieben, dass komplementäre Kronenformen verschiedener Arten zu einer erhöhten Auslastung im Kronenraum führen können (Pretzsch 2014; Bayer et al. 2013). Hier bilden sich komplexe Strukturen, die sich über die Zeit optimieren und letztlich auch den Mehrzuwachs ermöglichen können (Kunz et al. 2019). Eine zu drastische Entnahme von Kronen bzw. Individuen zerstört zwangsweise diese aufgebauten Strukturen.

Andererseits ließe sich vermuten, dass ein Ausbleiben der Durchforstung auch immer zu einer Ausdünnung konkurrenzschwächerer Arten führt. Diese unterliegen zwar in der Konkurrenz um Licht, sind aber beispielsweise eher in der Lage, Trockenheiten besser zu überstehen und gleichen so den Bestandeszuwachs über die Zeit aus (Muñoz-Gálvez et al. 2021). Primicia et al. (2016) ist eine der wenigen Studien, die in Mischbeständen unterschiedliche Durchforstungsintensitäten untersucht hat. Sie untersuchten Misch- und auch Reinbestände aus Waldkiefer und Rotbuche mit drei verschiedenen Durchforstungsintensitäten. Sie konnten zeigen, dass eine moderate Durchforstung von 20 % des verbleibenden Bestandes (in dieser Studie etwa 8 m²/ha) den größten Nutzen für das Wachstum des Bestandesvolumens mit sich bringt. Außerdem stellten sie fest, dass die Buche keinen negativen Einfluss auf das Wachstum der Kiefer in Mischbeständen hat.

In unserer Studie wurde auch die Art der Durchforstung mit einbezogen. Besonders in Mischbeständen ist dies ein wichtiger Aspekt, da hier die Diversität der Durchmesser und Höhen viel ausgeprägter ist als in Reinbeständen (Riofrío et al. 2017). Die Durchforstung beeinflusst diese Ungleichheit. Die Hochdurchforstung stellte sich in unseren Daten dabei als günstiger dar.

Mehrere Studien haben gezeigt, dass die Hochdurchforstung Wachstum im Reinbestand nicht erhöht (Bradford und Palik 2009). Wir vermuten, dass ein Grund für den positiven Effekt der Hochdurchforstung in unserem Mischbestand, die Entfernung der ineffizienten Bäume sein könnte (siehe Pretzsch 2006; Sterba 1999, 2019; Vuokila 1980). Durch die Entfernung der herrschenden Bäume entsteht Platz für dazwischen liegende und unterdrückte Individuen. In erfolgreichen Mischungen haben diese unterdrückten Bäume in der Regel eine höhere Schattentoleranz als die vorherrschenden Bäume (Toigo et al. 2018). Zum Beispiel führt die Entfernung einer E. Lärche zur Förderung von zwei überständigen E. Buchen. Nun können kleinere Bäume ihr Wachstum überproportional steigern, weil sie physiologisch

jünger sind als das dominante Kollektiv. Der Effekt ist besonders von dauerhaft unterdrückten Weißtannen bekannt, die noch wie junge Bäume reagieren können (Schütz 1969). Bis zu einem gewissen Grad ist auch die Buche zu dieser Eigenschaft fähig.

Schlussfolgerung

Unsere Studie zeigt, dass die Beziehung von Dichte und Zuwachs in Mischbeständen sich unterscheidet zu dem Verlauf in Reinbeständen. Das hat einerseits methodische Ursachen, beruht aber auch auf den unterschiedlichen ökologischen Mechanismen in diesen Systemen.

In Mischbeständen unterliegt es immer dem aufmerksamen Handeln des örtlichen Bewirtschafters, möglichst viele Baumarten im Bestandesaufbau zu erhalten. Besonders in Mischbeständen mit Buche im Oberstand, erscheint die Beteiligung von schattenintoleranten Arten wie Kiefer, Lärche und Eiche häufig unmöglich. Unsere Untersuchungen belegen jedoch, dass in den Beständen durchaus ein breiter Dichtebereich besteht, in dem man ohne Zuwachsverluste Bäume entnehmen kann, um konkurrenzschwache Arten zu fördern. Insbesondere die Erhöhung des Zuwachses durch hochdurchforstungsartige Eingriffe verstärkt diese Intention und unterstreicht die Sinnhaftigkeit, künstliche Mischbaumarten im Bestandesaufbau zu halten.

In unserer Studie haben wir weiterhin auf einen Zuwachsanstieg im „überdichten“ Bereich aufmerksam gemacht. Mit durchschnittlich 56 m²/ha Grundfläche bilden diese Bestände bisher eher die Ausnahme und das Modell ist in dem Bereich noch mit Unsicherheiten behaftet. Dennoch stellen sich zu dem erneuten Zuwachsgewinn für uns zahlreiche Fragen. Um diese Wissenslücken zu schließen, bedarf es spezieller Versuchsaufbauten, die ähnlich gestaltet sind, wie die Durchforstungsversuche der Reinbestände mit verschiedenen Dichte-Graden auf unterschiedlichen Standorten.

Danksagung

Wir bedanken uns bei dem Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern für die Förderung des langfristigen Projektes I. 1.1 – 1996 „Anlage und Weiterführung langfristiger waldbaulicher und ertragskundlicher Versuchs- und Weiserflächen“ und beim Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten für die Förderung des langfristigen Projektes W07 „Betreuung der langfristigen ertragskundlichen Versuchsflächen“. Ebenfalls danken wir für die langjährige Datenerhebung und Aufbereitung von langfristigen Versuchsflächen Ines Abraham, Martin Nickel, Gerhard Schütze und Leonhard Steinacker.

Literaturverzeichnis

- Amoroso, M. M.; Turnblom, E. C. (2006): Comparing productivity of pure and mixed Douglas-fir and western hemlock plantations in the Pacific Northwest. In: *Can J For Res* 36 (6), S. 1484–1496. DOI: 10.1139/X06-042.
- Assmann, E. (1950): Grundflächen- und Volumzuwachs der Rotbuche bei verschiedenen Durchforstungsgraden. In: *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 69 (5), S. 256–286. DOI: 10.1007/BF01822154.
- Assmann, Ernst (1961): *Waldertragskunde: organische Produktion, Struktur, Zuwachs und Ertrag von Waldbeständen*. München, Bonn, Wien: BLV Verlagsgesellschaft.
- Bayer, Dominik; Seifert, Stefan; Pretzsch, Hans (2013): Structural crown properties of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) and European beech (*Fagus sylvatica* [L.]) in mixed versus pure stands revealed by terrestrial laser scanning. In: *Trees* 27 (4), S. 1035–1047. DOI: 10.1007/s00468-013-0854-4.

- Binkley, Dan (2003): Seven decades of stand development in mixed and pure stands of conifers and nitrogen-fixing red alder. In: *Can J For Res* 33 (11), S. 2274–2279. DOI: 10.1139/x03-158.
- Bradford, John B.; Palik, Brian J. (2009): A comparison of thinning methods in red pine: consequences for stand-level growth and tree diameter. In: *Can J For Res* 39 (3), S. 489–496. DOI: 10.1139/X08-201.
- Bryndum, H. (1987): Buchendurchforstungsversuche in Dänemark. In: *Allg Forst Jagdztg* 158, S. 115–122.
- Cao, Tianjian; Valsta, Lauri; Härkönen, Sanna; Saranpää, Pekka; Mäkelä, Annikki (2008): Effects of thinning and fertilization on wood properties and economic returns for Norway spruce. In: *Forest Eco Manag* 256 (6), S. 1280–1289. DOI: 10.1016/j.foreco.2008.06.025.
- Condés, Sonia; del Río, Miren; Sterba, Hubert (2013): Mixing effect on volume growth of *Fagus sylvatica* and *Pinus sylvestris* is modulated by stand density. In: *Forest Eco Manag* 292, S. 86–95. DOI: 10.1016/j.foreco.2012.12.013.
- Curtis, Robert O.; Marshall, David D.; Bell, John F. (1997): LOGS: A Pioneering Example of Silvicultural Research in Coast Douglas-Fir. In: *Journal of Forestry* 95 (7), S. 19–25. DOI: 10.1093/jof/95.7.19.
- Ellenberg, Heinz; Dierschke, Hartmut (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. In ökologischer, dynamischer und historischer Sicht ; 203 Tabellen. Unter Mitarbeit von Christoph Leuschner. 6., vollständig neu bearbeitete und stark erweiterte Auflage. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer (UTB Botanik, Ökologie, Agrar- und Forstwissenschaften, Geographie, 8104).
- Forrester, David I.; Albrecht, Axel T. (2014): Light absorption and light-use efficiency in mixtures of *Abies alba* and *Picea abies* along a productivity gradient. In: *Forest Eco Manag* 328, S. 94–102. DOI: 10.1016/j.foreco.2014.05.026.
- Forrester, David I.; Kohnle, Ulrich; Albrecht, Axel T.; Bauhus, Jürgen (2013): Complementarity in mixed-species stands of *Abies alba* and *Picea abies* varies with climate, site quality and stand density. In: *Forest Eco Manag* 304, S. 233–242. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.04.038.
- Hummel, F. C. (1953): The definition of thinning treatments. In: *Proc. XIth IUFRO Congress. Rome*, S. 582–588.
- Kunz, Matthias; Fichtner, Andreas; Härdtle, Werner; Raunonen, Pasi; Bruelheide, Helge; Oheimb, Goddert von (2019): Neighbour species richness and local structural variability modulate aboveground allocation patterns and crown morphology of individual trees. In: *Ecol Lett* 22 (12), S. 2130–2140. DOI: 10.1111/ele.13400.
- Langsæter, Alf (1941): Om tynning i enaldret gran-og furuskog. In: *Meddelelser fra Det norske skogforsøksvesen* 8, S. 131–216.
- Liang, Jingjing; Crowther, Thomas W.; Picard, Nicolas; Wisser, Susan; Zhou, Mo; Alberti, Giorgio et al. (2016): Positive biodiversity-productivity relationship predominant in global forests. In: *Science* 354 (6309), S. 196–209. DOI: 10.1126/science.aaf8957.
- Mäkinen, Harri; Isomäki, Antti (2004a): Thinning intensity and growth of Norway spruce stands in Finland. In: *Forestry* 77 (4), S. 349–364. DOI: 10.1093/forestry/77.4.349.
- Mäkinen, Harri; Isomäki, Antti (2004b): Thinning intensity and growth of Scots pine stands in Finland. In: *Forest Eco Manag* 201 (2), S. 311–325. DOI: 10.1016/j.foreco.2004.07.016.
- Muñoz-Gálvez, Francisco J.; Herrero, Asier; Esther Pérez-Corona, M.; Andivia, Enrique (2021): Are pine-oak mixed stands in Mediterranean mountains more resilient to drought than their monospecific counterparts? In: *Forest Eco Manag* 484, S. 118955. DOI: 10.1016/j.foreco.2021.118955.
- Nagel, Ralf-Volker; Spellmann, Hermann (2008): Wachstum, Behandlung und Ertrag von Reinbeständen der Rotbuche. In: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA) (Hg.): Ergebnisse angewandter Forschung zur Buche. 3 Bände. Göttingen: Universitätsverlag Göttingen, S. 221–265.

- Nord-Larsen, Thomas; Johannsen, Vivian K. (2007): A state-space approach to stand growth modelling of European beech. In: *Ann For Sci* 64 (4), S. 365–374. DOI: 10.1051/forest:2007013.
- Nyland, Ralph D. (2016): *Silviculture: concepts and applications*. Third Edition. Long Grove: Waveland Press.
- Pretzsch, Hans (2004): Gesetzmäßigkeiten zwischen Bestandesdichte und Zuwachs. Lösungsansatz am Beispiel von Reinbeständen aus Fichte (*Picea abies* [L.] Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.). In: *Allg Forst Jagdztg* 175 (12), S. 225–234.
- Pretzsch, Hans (2006): Von der Standflächeneffizienz der Bäume zur Dichte-Zuwachs-Beziehung des Bestandes. Beitrag zur Integration von Baum- und Bestandesebene. In: *Allg Forst Jagdztg* 177 (10), S. 188–199.
- Pretzsch, Hans (2009): *Forest dynamics, growth and yield. From measurement to model*. Berlin, London: Springer.
- Pretzsch, Hans (2014): Canopy space filling and tree crown morphology in mixed-species stands compared with monocultures. In: *Forest Eco Manag* 327, S. 251–264. DOI: 10.1016/j.foreco.2014.04.027.
- Pretzsch, Hans (2020): Density and growth of forest stands revisited. Effect of the temporal scale of observation, site quality, and thinning. In: *Forest Eco Manag* 460, S. 117879. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.117879.
- Pretzsch, Hans; Biber, Peter (2016): Tree species mixing can increase maximum stand density. In: *Can J For Res*, S. 1–15. DOI: 10.1139/cjfr-2015-0413.
- Pretzsch, Hans; Schütze, Gerhard; Biber, Peter (2018): Drought can favour the growth of small in relation to tall trees in mature stands of Norway spruce and European beech. In: *Forest Ecosystems* 5 (1), S. 20. DOI: 10.1186/s40663-018-0139-x.
- Primicia, Irantzu; Artázcoz, Rubén; Imbert, Juan-Bosco; Puertas, Fernando; Traver, María-del-Carmen; Castillo, Federico-José (2016): Influence of thinning intensity and canopy type on Scots pine stand and growth dynamics in a mixed managed forest. In: *Forest Syst* 25 (2), e057. DOI: 10.5424/fs/2016252-07317.
- Puettmann, K. J.; Hibbs, D. E.; Hann, D. W. (1992): The Dynamics of Mixed Stands of *Alnus Rubra* and *Pseudotsuga Menziesii*: Extension of Size--Density Analysis to Species Mixture. In: *Journal of Ecology* 80 (3), S. 449–458. DOI: 10.2307/2260690.
- Reineke, Lester Henry (1933): Perfecting a stand-density index for even-aged forests. In: *J. Agric. Res* 46 (7), S. 627–638.
- Riofrío, José; del Río, Miren; Pretzsch, Hans; Bravo, Felipe (2017): Changes in structural heterogeneity and stand productivity by mixing Scots pine and Maritime pine. In: *Forest Eco Manag* 405, S. 219–228. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.09.036.
- Schober, Reinhard (1972): *Die Rotbuche*. Mit 46 Tabellen im Text und 110 Seiten Tabellenanhang. Frankfurt am Main: Sauerländer (Schriftenreihe der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und Mitteilungen der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, 43/44).
- Schober, Reinhard (Hg.) (1975): *Ertragstafeln der wichtigsten Baumarten. bei verschiedener Durchforstung*. Frankfurt M.: J.D. Sauerländer's Verlag.
- Schütz, Jean-Philippe (1969): *Etude des phénomènes de la croissance en hauteur et en diamètre du sapin (Abies alba Mill.) et de l'épicéa (Picea abies Karst.) dans deux peuplements jardinés et une forêt vierge*. ETH Zurich.
- Shaw (2006): Reineke's Stand Density Index: Where Are We and Where Do We Go From Here? Proceedings: Society Reineke's Stand Density Index: Where Are We and Where Do We Go From Here? Proceedings: Society of American Foresters 2005 National Convention. October 19-23, 2005, Ft. Worth, TX.

- Sterba, Hubert (1999): 20 Jahre Zielstärkennutzung in der „Hirschlacke“, Stift Schlägl. In: *Allg Forst Jagdztg* 170 (9), S. 170–175.
- Sterba, Hubert (2019): 40 Jahre Hirschlacke. In: *Forstzeitung* (3), S. 26–28.
- Thurm, Eric Andreas; Pretzsch, Hans (2016): Improved productivity and modified tree morphology of mixed versus pure stands of European beech (*Fagus sylvatica*) and Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) with increasing precipitation and age. In: *Ann For Sci* 73 (4), S. 1047–1061. DOI: 10.1007/s13595-016-0588-8.
- Thurm, Eric Andreas; Pretzsch, Hans (2021): Growth–density relationship in mixed stands – Results from long-term experimental plots. In: *Forest Eco Manag* 483, S. 118909. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.118909.
- Toïgo, Maude; Perot, Thomas; Courbaud, Benoit; Castagneyrol, Bastien; Gégout, Jean-Claude; Longuetaud, Fleur et al. (2018): Difference in shade tolerance drives the mixture effect on oak productivity. In: *Journal of Ecology* 106 (3), S. 1073–1082. DOI: 10.1111/1365-2745.12811.
- Valladares, Fernando; Niinemets, Ülo (2008): Shade Tolerance, a Key Plant Feature of Complex Nature and Consequences. In: *Annu Rev Ecol Evol Syst* 39 (1), S. 237–257. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173506.
- Verein Deutscher Forstlicher Versuchsanstalten (1902): Beratungen der vom Vereine Deutscher Forstlicher Versuchsanstalten eingesetzten Kommission zur Feststellung des neuen Arbeitsplanes für Durchforstungs- und Lichtungsversuche. In: *Allg Forst Jagdztg* (78), S. 180–184.
- Vuokila, Y. (1980): The dependence of growth and yield on density in Norway-spruce plantations in Finland. In: *Folia Forestalia, Institutum Forestale Fenniae* (No. 448), S. 15.
- Woodall, Chris W.; Miles, Patrick D.; Vissage, John S. (2005): Determining maximum stand density index in mixed species stands for strategic-scale stocking assessments. In: *Forest Eco Manag* 216 (1-3), S. 367–377. DOI: 10.1016/j.foreco.2005.05.050.
- Zeide, Boris (2001): Thinning and growth: a full turnaround. In: *Journal of Forestry* 99 (1), S. 20–25.
- Zeide, Boris (2005): How to measure stand density. In: *Trees* 19 (1), S. 1–14. DOI: 10.1007/s00468-004-0343-x.
- Zhang, Yu; Chen, Han Y. H.; Reich, Peter B. (2012): Forest productivity increases with evenness, species richness and trait variation. A global meta-analysis. In: *Journal of Ecology* 100 (3), S. 742–749. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2011.01944.x.

Modelle zur Schätzung der artspezifischen Kronenansatzhöhe von Waldbäumen in Deutschland

Christian Vonderach¹, Hendrik Stark¹, Florian Keppeler¹, Steffi Dunger², Gerald Kändler¹

¹Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

²Thünen-Institut für Waldökosysteme, Eberswalde

Zusammenfassung

Die Kronenansatzhöhe definiert den Beginn der grünen Krone und bestimmt so aus ihrer Differenz zur Scheitelhöhe die Kronenlänge, welche eine wichtige Größe für die Beschreibung der intra- und interspezifischen Konkurrenz von Bäumen in Wäldern darstellt. Sie wirkt direkt auf das Wachstum der Bäume und beeinflusst somit auch die Kohlenstoffbindung, Produktivität und Ressourcenbereitstellung in Wäldern. Die Kronenlänge ist daher eine relevante Eingangsgröße für die Waldwachstumsmodellierung. Vor dem Hintergrund von Klimawandel, Standortsveränderungen und Baumartenwechsel sind umweltsensitive ökophysiologische Wachstumsmodelle sehr hilfreich, um die Zusammenhänge zwischen Waldwachstum, Kronenansatzhöhe und Klima- bzw. Standortsveränderungen zu beschreiben und zu analysieren. Ein solches, ökophysiologisches Waldwachstumsmodell ist zum Beispiel 4C (PIK Potsdam). Die Kronenlänge ist darin ein besonders wichtiger Eingangsparameter. Das Baum- bzw. Biomassewachstum wird in 4C basierend auf der Pipe-Model-Theorie geschätzt, und ist damit direkt von Kronenlänge bzw. Photosynthesekapazität abhängig.

Für eine robuste und empirisch abgesicherte Schätzung der Kronenlänge von Waldbäumen in Deutschland standen bisher wenige bzw. keine einheitlichen Modelle zur Verfügung. Allerdings wurde die Kronenansatzhöhe in der dritten Bundeswaldinventur (BWI 2012) in einigen Bundesländern an den Höhenmessbäumen explizit zur Herleitung von Kronenlängen, Kronenmodellen und Konkurrenzverhältnissen erhoben. Die Daten wurden bisher jedoch noch nicht ausgewertet. Deshalb wurden in dieser Arbeit basierend auf den Messwerten an 49.825 Einzelbäumen der BWI 2012 Modelle zur Beschreibung der Kronenansatzhöhe erstellt. Die vorhandenen Daten erlauben es, Modelle für neun Baumarten anzupassen (Birke, Buche, Douglasie, Eiche, Fichte, Kiefer, Pappel, Robinie, Tanne). Um einen Kompromiss zwischen Genauigkeit und Einfachheit der Modelle wählen zu können, wurden Modelle mit verschiedenen Ansätzen angepasst (lineare, nichtlineare und hierarchische Modelle, Beta-Regression, GAM-Regression sowie Random Forest Modelle). Alle Modelle basieren auf üblicherweise verfügbaren Einzelbaum-Prädiktoren wie Baumhöhe, Brusthöhendurchmesser und Alter; ebenfalls eingesetzte bestandesbezogene Größen wie die Grundfläche stärkerer Bäume (BAL, Basal Area of Larger Trees) oder ein Konkurrenzindex spielen eine untergeordnete Rolle.

Um die Anpassungsgüte und den out-of-sample error über alle gefitteten Modelle hinweg bestimmen und vergleichen zu können, wurde eine Kreuzvalidierung durchgeführt. Das Ergebnis dieser Kreuzvalidierung zeigt, dass die Modelle die Kronenansatzhöhe je nach Baumart im Mittel mit einem RMSE von 2,3 m bis 4,4 m (relativer RMSE 14% bis 40%) und einem BIAS von -0,3 m bis 0,9 m schätzen. Die verschiedenen Methoden zeigen für diese Kennwerte über alle Baumarten hinweg nur geringe Unterschiede. Der kleinste RMSE wird bei Anwendung eines globalen Random Forest unter Berücksichtigung aller Prädiktoren – auch der Baumart – erreicht. Dieses Modell weist gleichzeitig aber auch den höchsten Bias auf. Der mittlere relative RMSE war für Kiefer am kleinsten und stieg in folgender Reihenfolge kontinuierlich an: Kiefer, Douglasie, Fichte, Birke, Eiche, Tanne, Pappel, Buche, Robinie. Im Vergleich

zu älteren Modellen (z.B. Nagel, 1995, implementiert in 4C) scheinen die 2012 erhobenen und folglich die hier geschätzten Kronenlängen zugenommen zu haben. Zusammengefasst steht mit den hier erstellten Modellen eine empirisch robuste, im Einzelfall jedoch grobe Schätzung der Kronenansatzhöhe für die Anwendung z.B. in Waldwachstumssimulatoren zur Verfügung.

Einleitung

Die Dimension und Form von Waldbäumen und ihrer Krone ist stark abhängig von den unmittelbaren Umweltbedingungen, insbesondere von der lokalen Konkurrenzsituation um Licht im Kronenraum (Vincent and Harja, 2008). Dabei kann sowohl die ausgeübte Konkurrenz auf Nachbarbäume und auch die Konkurrenzsensitivität je nach Baumart variieren (Thorpe et al., 2010). Das Kronenvolumen, u.a. bestimmt durch die Kronenlänge, und die Position der Kronen im Bestand bestimmen wiederum den Zugang zu photosynthetisch aktiver Strahlung. Die Kronendimension reflektiert damit die intra- und interspezifische Konkurrenz von Waldbäumen um Licht und ist eine wichtige Einflussgröße für den Kohlenstoffhaushalt, die Resistenz und Resilienz, und letztendlich das Überleben und Wachstum eines Baumes (Mäkelä, 1985; Mooney, 1972; Thompson, 2009).

In Waldwachstumssimulatoren wird die Kronenlänge eines Baumes deshalb zur Schätzung seines Wachstums und der physiologischen Kohlenstoffaufteilung berücksichtigt (Pretzsch et al., 2015). Mit Voranschreiten des Klimawandels und zunehmendem Trockenstress gewinnt die Kronenlänge in Waldwachstumssimulatoren als Proxi für interspezifische Konkurrenz bzw. funktionelle Diversität im Bestand zusätzlich an Bedeutung (Gazol and Camarero, 2016; Vitali et al., 2018). Dies gilt insbesondere für eine möglichst korrekte Schätzung des Kohlenstoffspeichers in Wäldern zur Optimierung der Waldbewirtschaftung, oder als Input für die nationale Treibhausgasberichterstattung (z.B. Riedel et al. 2019). Für die Analyse und Beschreibung der dynamischen Zusammenhänge zwischen Waldwachstum, Kronenansatzhöhe (im Folgenden HCB, height of crown base), Klima- und Standortsveränderungen sind umweltsensitive, ökophysiologische Wachstumsmodelle besonders gut geeignet.

Ein solches, ökophysiologisches Waldwachstumsmodell ist zum Beispiel 4C (FORESEE – FORESt Ecosystems in a changing Environment, PIK Potsdam). Die Abschätzung des Baum- bzw. Biomassewachstums in 4C hängt, nach der zugrundeliegenden Pipe-Model-Theorie, stark von der Kronendimension ab, für deren Berechnung die Kronenansatzhöhe eine essentielle Größe darstellt (Mäkelä, 1985). Die aktuell in 4C implementierten HCB-Modelle stammen allerdings noch aus den Anfängen der 4C-Entwicklung in den 1990er Jahren, und damit aus einer Zeit, in der es im Vergleich weniger publizierte Modelle und Funktionen zu Kronendimension gab als heute. Die aktuell in 4C verwendeten Modelle zur Schätzung der Kronenansatzhöhe sind den Arbeiten rund um Nagel (1995) entnommen und stammen aus einem lokal begrenzten Versuchsgebiet in Nordrhein-Westfalen. Bundesweit einheitliche Modelle für eine größere Vielfalt an Baumarten stehen bisher nicht zur Verfügung. Die HCB-Modelle von Nagel (1995) scheinen allerdings nicht (mehr) den heutigen, bzw. bundesweit vorherrschenden Bestandesbildern bzw. Kronenansatzhöhen zu entsprechen. Auch Nagel (2003) nutzt im Waldwachstumssimulator TreeGroSS erweiterte Funktionen. Eine Aktualisierung der HCB-Modelle in 4C ist deshalb als Beitrag für eine genauere Schätzung des Baumwachstums und der Kohlenstoffvorräte und -allokation dringend nötig.

Ziel dieser Arbeit ist es deshalb, bundesweit einheitliche, artspezifische, robuste, mit einfachen Inventurdaten betriebene und auf die aktuelle (mittlere) Bestandssituation angepasste Modelle zur Schätzung der HCB zu erstellen, die Anwendung in 4C und anderen Waldwachstumssimulatoren finden können.

In den folgenden Abschnitten wird die Datengrundlage, die Datenaufbereitung sowie die Modellentwicklung und -analyse dargestellt und diskutiert. Dazu werden die verschiedenen Modelle innerhalb einer Kreuzvalidierung angewandt, visuell bewertet und anhand der Kennwerte RMSE und BIAS untereinander und mit den Modellen von Nagel (1995) verglichen.

Material & Methoden

Datengrundlage

Bundesweit einheitliche waldwachstumskundliche Daten liefert in Deutschland die Bundeswaldinventur (BWI). Die HCB ist dabei standardmäßig zu erhebendes Attribut der BWI. Während der BWI 2012 (Dritte Bundeswaldinventur) wurde die HCB dennoch in vier Bundesländern (Bayern, Baden-Württemberg, Niedersachsen und Saarland) als zusätzliches Attribut an den Höhenmessbäumen der Traktecken erhoben. Im Kontext der BWI (vgl. erweiterte Aufnahmeanweisung Baden-Württemberg, Kändler 2011) wird HCB von der Stammhöhe unterschieden. Erstere wird definiert als „Ansatz des untersten lebenden Primärastes der Primärkrone. Wasserreiser, Klebäste und Sekundärkrone zählen nicht zur Krone. Steiläste und Zwieselansätze gelten nur als Kronenansatz, wenn sie Primärastcharakter haben“. Demgegenüber ist die Stammhöhe im Kontext der Voluminierung und Sortierung zu sehen, denn „der Messpunkt für die Stammhöhe liegt dort, wo der aufgrund seiner Form sägefähige Schaft endet. Kommt es infolge eines starken Astes [...] zu einer deutlichen Durchmesserabnahme, so ist die Stammhöhe bis zum Beginn des Astes zu messen“ (BMEL 2021, S. 63). HCB bezieht sich also auf den Punkt, ab dem photosynthetische Aktivität vorhanden ist, während die Stammlänge darüber oder darunter liegen kann, je nach tatsächlicher Ausformung des Schaftes.

Mit der Zielsetzung, neue HCB-Modelle für das ökophysiologische Waldwachstumsmodell 4C zu entwickeln, war die Baumartenauswahl vorgegeben. In 4C können acht Baumarten aus dem Set der BWI-Baumarten direkt verarbeitet werden; diese sind Fichte (Fi), Tanne (Ta), Kiefer (Kie), Douglasie (Dgl), Buche (Bu), Eiche (Ei), Robinie (Rob), Birke (Bi) und Pappel (Pa). Weitere Baumarten werden über Zuordnungsvorschriften abgebildet.

Für die Auswahl an Prädiktoren wurde die Datenverfügbarkeit zusammen mit ökophysiologischen Überlegungen hinsichtlich Relevanz für HCB abgewogen. Zur Modellierung wurden demnach zum einen während der BWI-Messkampagne erfasste baumindividuelle, biometrische Kenngrößen genutzt. Diese waren Brusthöhendurchmesser (BHD) und Baumhöhe (H) sowie das geschätzte Alter (entstammt der BWI-Vorklärung). Zum anderen wurden berechnete bestandesbeschreibende Größen wie BAL (Basal Area of Larger Trees; Grundfläche stärkerer Bäume), KF (Konkurrenzfaktor) und Bestandesbonität (durchschnittlicher Gesamtzuwachs im Alter 100; dGZ_{100}) eingesetzt. Für die Modellierung mit hierarchischen Modellen sowie der Methodik der Random Forests wurde zudem die Trakt- und Trakteckennummer hinzugezogen. Eine Übersicht der genutzten Daten gibt Tab. .

Die Berechnung von BAL, KF und dGZ_{100} erfolgte auf „Bestandesebene“, das heißt in diesem spezifischen Fall, anhand der BWI-Trakteckeninformationen. Insbesondere der dGZ_{100} ist eine Information,

die mittels WEHAM (WaldEntwicklungs- und HolzAufKommensmodellierung, Bösch 2012) aus Hauptbestandesdaten der BWI berechnet wurde und streng genommen nicht für alle an der spezifischen Traktecke vorhandenen Baumarten gültig ist. BAL wird berechnet als die auf einen Hektar skalierte Summe der Grundfläche aller Bäume, die stärker sind als der Durchmesser des aktuell betrachteten Baumes. KF ist hier definiert als die Gesamtstandfläche pro Hektar und drückt in diesem Sinne eine Bestandsdichte aus.

Tab. 1: Übersicht zu den genutzten BWI-Daten. Neben der Anzahl Beobachtungen n ist auch der minimale, mittlere und maximale BHD (cm), sowie in identischer Darstellung H (m), Alter (a), BAL (m^2), KF (m^2/m^2) und dGZ_{100} ($m^3/ha*a$) aufgeführt.

Baumart	n	BHD	H	Alter	BAL	KF	dGZ ₁₀₀
	Minimum – Mittelwert – Maximum						
Fichte	21.165	7 - 38 - 103	4 - 26 - 48	10 - 72 - 244	0 - 17 - 100	0 - 0.9 - 3.4	3 - 12 - 21
Kiefer	8.691	8 - 38 - 67	4 - 25 - 41	10 - 90 - 281	0-13-71	0 - 0.9 - 3.1	3 - 8 - 18
Tanne	5.040	7 - 50 - 158	6 - 28 - 46	14 - 104 - 274	0 - 16 - 68	0 - 0.9 - 3.1	2 - 11 - 21
Douglasie	1.724	8 - 46 - 86	7 - 30 - 48	15 - 55 - 134	0 - 13 - 68	0 - 0.9 - 2.4	4 - 13 - 21
Buche	9.933	7 - 41 - 140	5 - 26 - 44	14 - 94 - 225	0 - 12 - 61	0 - 0.8 - 2.8	2 - 8 - 19
Eiche	2.219	8 - 48 - 117	5 - 24 - 39	17 - 107 - 314	0 - 11 - 73	0 - 0.9 - 2.9	2 - 7 - 21
Robinie	90	8 - 36 - 85	8 - 21 - 32	20 - 58 - 95	0 - 5 - 20	0.3 - 0.7 - 1.6	4 - 6 - 8
Birke	822	7 - 25 - 60	7 - 18 - 30	10 - 44 - 107	0 - 9 - 46	0 - 1 - 3.5	4 - 8 - 20
Pappel	102	15 - 29 - 47	13 - 21 - 34	16 - 42 - 105	0 - 10 - 34	0.4 - 1.2 - 2.8	4 - 8 - 16

Modellierungsansätze

Zur Modellierung von HCB wurden verschiedene regressionanalytische Ansätze sowie Entscheidungsbaum-basierte Methoden verwendet. Neben einem einfachen linearen Basismodell, wurde ein Beta-Regressionsmodell, nicht-lineare sowie nicht-linear gemischte Modelle, flexible GAM-Modelle und Random Forest Modelle angepasst. Die gesamte Datenaufbereitung, Modellbildung und Auswertung wurde mit der Statistik-Software R (R Core Team 2021) unter Nutzung der Paket NLME (Pinheiro & Bates, 2004), MGCV (Wood, 2011), BETAREG (Cribari-Neto & Zeileis, 2010) und RANDOMFOREST (Liaw & Wiener, 2002) durchgeführt.

Lineare Modelle

Im linearen Modell sowie dem Beta-Regressionsmodell wirken die Prädiktoren direkt oder über eine Linkfunktion linear auf die Zielgröße. Da ein einfaches lineares Modell relativ robust ist und die Zusammenhänge zwischen HCB und den beobachteten Variablen mehr oder minder als linear beschrieben werden können, dient dieses Modell in einem ersten Schritt als Referenzmodell. Der Nachteil des linearen Modells ist, dass es nicht sicherstellt, dass die Vorhersage im plausiblen Intervall]0; H[verbleibt.

Die Beta-Regression für Beta-verteilte Antwortvariablen, ein verallgemeinertes lineares Modell mit Linkfunktionen für die Modellierung des Erwartungswerts und der Varianz (Standard und hier genutzt: Logit-Link und Log-Link), behebt durch die Struktur des Modells genau das oben genannte Problem. HCB wird hier allerdings in relativen Einheiten ausgedrückt (HCB / H). Auch hier wurden BHD und H als Prädiktoren genutzt, sowohl für den Erwartungswert als auch für die Varianz.

Nichtlineare Modelle

Die gewählte Modellform aller nicht-linearen Modelle entspricht der aus Sharma et al. (2017), die tatsächlich auch sehr gut zur beobachteten Relation zwischen den Prädiktoren und HCB passt. Die Funktionsgleichung lautet:

$$HCB \sim \frac{H}{1+e^{(a+b*x_1+c*x_2+\dots)'}}$$

mit den freien Prädiktoren x_1, x_2, \dots (vgl. Tab. 2) und den zu schätzenden Parametern a, b, c, \dots . Die Funktionsgleichung stellt sicher, dass die modellierten HCB-Werte immer zwischen 0 (=Bodenoberkante) und H liegt. Letztendlich werden damit die absoluten über die relativen Werte von HCB abgebildet, vergleichbar etwa mit dem Beta-Regressionsmodell. Zur Sicherstellung einer homogenen Residualvarianz wurde eine gewichtete Regression durchgeführt. Dazu wurde eine Potenzfunktion mit H als Prädiktor eingesetzt (vgl. Pinheiro und Bates, 2004; Funktion *varPower()*). Als zusätzliche Variante wurde die Baumart als einfache Faktorvariable genutzt, um die geschätzten Parameter nach Baumart zu stratifizieren. Neben diesem einfachen least-squares basierten Ansatz (Funktion *gnls()*) wurden auch Modelle berechnet, die die hierarchische Clusterstruktur der BWI berücksichtigt. Dabei wurden die Variablen Trakt- und Trakteckenummer als stratifizierende Faktoren genutzt. Unabhängigkeit zwischen den Zufallseffekten wurde angenommen (Funktion *pdDiag()* zur Konstruktion der Varianz-Kovarianzmatrix der Zufallseffekte). Eine globale Variante mit Baumart und Trakt-/Eckeninformation wurde aufgrund der Komplexität (Stichwort *crossed-random effects*) nicht getestet.

GAM-Modelle

Um sicherzustellen, dass die bisherigen Modelle den Zusammenhang zwischen HCB und Prädiktoren gut abbilden, wurden flexible GAM-Modelle eingesetzt. Diese sind in der Lage, auch nichtlineare, variable Zusammenhänge zu modellieren (vgl. Einführung zu GAMs z.B. Wood, 2017). Bei diesen baumartenspezifischen Regressionsmodellen wurde aufgrund der ansteigenden Varianz zwischen BHD und HCB eine Gewichtung der Beobachtungen mit dem inversen quadrierten BHD eingesetzt. Die Möglichkeit einer Beta-Regression im GAM-Rahmen wurde noch nicht implementiert.

Random Forests

Als weitere Option zur Schätzung der HCB wurden Random Forest Modelle unter der Nutzung des gleichnamigen R-Paketes gefittet (RandomForest, Liaw und Wiener, 2002). Die Methodik des Random Forest Modells ist ein Klassifizierungs- bzw. Regressionsverfahren, in dem eine Vielzahl ($n=500$) von einzelnen Entscheidungsbäumen (korrelative Aufteilung der Daten) an eine durch bootstrapping mit Zurücklegen gezogene Unterstichprobe des Datensatzes wiederholt gefittet werden („bagging“). Die Performance des Random Forest wird durch Anwendung auf ein „out-of-bag sample“ bestimmt. Dabei wird jeder Entscheidungsbaum auf Basis der Daten, die nicht in der Unterstichprobe enthalten waren, validiert. Das macht Random Forest Modelle per Design robust gegenüber Overfitting und bequem in der Parametrisierung, so lange eine ausreichend große Anzahl an Entscheidungsbäumen trainiert wird. Jedem Entscheidungsbaum steht für den Modellfit nur ein Teil der Prädiktoren zur Verfügung. Dadurch werden Abhängigkeiten in den Daten gelöst, da in vielen Fällen automatisch („zufällig“) nur unkorrelierte Variablen zum Einsatz kommen (James et al., 2013, pp. 316-321). Daher eignen sich Random Forest Modelle insbesondere für explorative Analysen, oder für Analysen mit bekannten Abhängigkeiten in den Daten, wie es z. B. bei ökophysiologischen Daten oft der Fall ist.

Das RandomForest Paket in R bietet eine automatische und über die Standardwerte bereits sehr gut definierte Optimierung, die hier deshalb übernommen wurde. Es wurden verschiedene Random Forest Modelle mit verschiedenen Kombinationen der verfügbaren Prädiktoren getestet. Letztendlich wurden zwei globale Modelle gefittet. Im ersten Fall mit den Prädiktoren Baumart, H und BHD und im zweiten Fall zusätzlich mit Alter, BAL, KF und dGZ₁₀₀ sowie Trakt- und Ecknummer. Zusätzlich wurden baumartenspezifische Modelle gefittet mit den Prädiktoren H und BHD (siehe Tab. 2).

Die Modellierung wurde bei allen Modellen mit allen numerischen Variablen begonnen. Bei den nicht-linearen gemischten Modellen und den Random Forest Modellen wurden auch die Faktorvariablen Trakt und Traktecke genutzt. Die Variablenauswahl der einzelnen Modelle wurde auf Basis von RMSE, BIAS, Standardabweichung des Restfehlers (σ) und AIC für jedes Modell separat festgelegt.

Kreuzvalidierung

Zur Evaluierung der Modelle wurde eine 10-fache Kreuzvalidierung durchgeführt. Dazu wurden alle Modelle wiederholt mit einer Untermenge der Daten (jeweils 90%) erneut angepasst und eine Vorhersage für die je restlichen 10% der Beobachtungen durchgeführt. Um einer eventuellen Verzerrung aufgrund der einmaligen Datenaufteilung vorzubeugen, wurde dieser Prozess ebenfalls zehn Mal wiederholt. Auch bei der Kreuzvalidierung wurden die Kennwerte RMSE und BIAS abgeleitet und entsprechend aggregiert.

Bei den globalen Modellen wurde dabei eine baumartenspezifische Vorhersage durchgeführt. Gemischte Modelle wurden auf dem innersten Hierarchieniveau, d.h. auf Basis der stratifizierenden Faktoren (Baumart, Trakt und Traktecke) ausgewertet. Bei den Beta-Regressionsmodellen wurde eine Vorhersage und ein Vergleich für die absoluten HCB berechnet.

Modellentwicklung

Eine explorative Datenanalyse während der Modellbildung hat gezeigt, dass BHD und H die wesentlichen (unter den verfügbaren) Prädiktoren zur Vorhersage von HCB sein werden. Im Vergleich z.B. des nichtlinearen Modells nach Sharma et al. (2017) für Fichte mit den Prädiktoren BHD, H auf der einen Seite und den Prädiktoren BHD, H, KF und dGZ₁₀₀ auf der anderen Seite (Parameterschätzung für BAL nicht signifikant von Null verschieden), zeigt sich auf Basis RMSE, BIAS und σ praktisch kein Unterschied zwischen diesen Modellen (Auswertung auf Basis der Kreuzvalidierung sowie bei Modellen mit allen Daten). Der größte Unterschied wurde in diesem Fall beim kreuzvalidierten BIAS gefunden, der beim einfachen Modell bei 0,0035 m lag, während er mit weiteren Prädiktoren einen Wert von 0,0028 m aufwies. Bei den globalen Random Forest Modellen zeigt sich (auf Basis des %IncMSE, d.h. der relative Anstieg des Vorhersagefehlers falls die entsprechende Variable aus dem Modell entfernt würde), dass die Baumart wichtigster Prädiktor ist. Dahinter folgenden H und BHD, letzterer auf ähnlichem Niveau wie dGZ₁₀₀, Traktnummer und KF. Diese Ergebnisse gelten in unterschiedlich starker Ausprägung so ebenfalls für die restlichen Baumarten, sodass die letztendlich verglichenen Modelle, mit Ausnahme eines alle Baumarten umfassenden Random Forest Modells und eines nicht-linear gemischten Modells mit den Faktoren Trakt und Traktecke, im Wesentlichen nur die Prädiktoren BHD und H berücksichtigen.

Für den im folgenden dargestellten Vergleich der Modelle liefert die Grundlage. Dort sind die einzelnen Modelle mit Angabe des statistischen Modells, der Modellgleichung und des angenommenen Varianzmodells bzw. weiterer Annahmen aufgeführt.

Tab. 2: Übersicht der Strukturmerkmale der untersuchten Modelle.

Name	Modell	Stratifizierung	Erwartungswert	Varianz / sonstiges
gnls.0	GNLS	global	BHD + H + (1 ~ BA)	varPower(~H)
gnls.1	GNLS	BA	BHD + H	varPower(~H)
rf.1	Random Forest	global	BA + BHD + H + Alter + BAL + KF + dGz100 + Tnr + Enr	Standardwerte
rf.2	Random Forest	global	BA + BHD + H	Standardwerte
rf.3	Random Forest	BA	BHD + H	Standardwerte
nlme.1	NLME	BA	fester Effekt: BHD + H zufälliger Effekt: 1 + BHD ~ Tnr + Enr & diagonale Kovarianzmatrix	varPower(~H)
lm.1	Lineares Modell	BA	BHD + H	N(0, e)
beta.1	Beta-Regression	BA	BHD + H / logit	log(BHD + H)
gam.1	GAM	BA	s(BHD) + s(H)	w ~ 1/H^2

Ergebnisse

Die Ausprägung der HCB ist grundsätzlich sehr variabel (Abb. 1). Dies gilt für alle Baumarten, wobei die Kiefer ein vergleichsweise enges Verhältnis zwischen HCB und H aufweist. Dies gilt mit Einschränkung auch für die Baumart Douglasie. Fichte und Tanne, sowie Buche und Eiche, weisen eine deutlich höhere Varianz der beobachteten HCB auf (vgl. auch Abb. 4 und Abb. 5). Insbesondere im Bereich mittlerer Baumhöhen werden HCB-Werte von 5 % bis 95 % der Baumhöhe beobachtet. Für Birke, Pappel und Robinie, die durch eine vergleichsweise geringe Anzahl an Beobachtungen weniger robust abgesichert sind, scheint ein Trend vergleichbar zu Buche und Eiche vorhanden zu sein. Auch der Zusammenhang zwischen HCB und den berechneten Bestandesvariablen BAL, KF und dGZ₁₀₀ ist gekennzeichnet durch eine hohe Variabilität und teilweise nur undeutlichen Abhängigkeiten der Zielgröße von den beobachteten Größen.

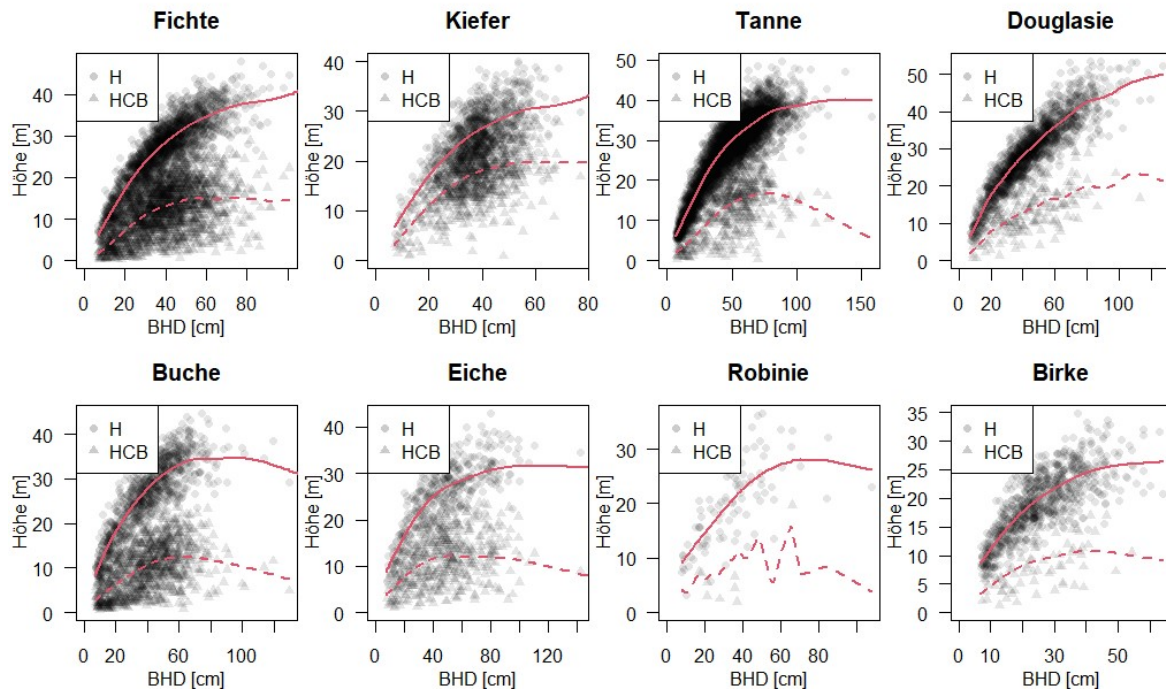


Abb. 1: An den BWI-Traktecken beobachtete Relationen zwischen BHD und Höhe bzw. Kronenansatzhöhe (HCB) der einzelnen Baumarten (Pappel nicht gezeigt).

Vergleich der Modelle basierend auf der Kreuzvalidierung

Beispielhaft wird das Gesamtergebnis für die Baumart Douglasie besprochen, allerdings fallen die Ergebnisse der anderen Baumarten qualitativ vergleichbar aus. Die Ergebnisse der neun verschiedenen Modelle gleichen sich in vielerlei Hinsicht. Allerdings gibt es dennoch markante Differenzen zwischen bestimmten Modellen. Basis dieses Vergleichs ist die 10-fach wiederholte 10-fache Kreuzvalidierung und die daraus abgeleiteten Kennwerte RMSE und BIAS.

Alle Douglasien-Modelle bewegen sich im Hinblick auf den geschätzten RMSE im Bereich zwischen 3,1 m und 3,6 m (Abb. 2). Das in dieser Hinsicht mit (kleinem) Abstand beste Modell ist das globale Random Forest Modell, gefolgt von dem baumartenspezifischen GAM-Modell. Am schlechtesten schneidet das baumartenspezifische Random Forest Modell mit den Prädiktoren BHD und H ab. Alle anderen Modelle liegen, mit geringem Abstand zum GAM, auf ähnlichem Niveau. Noch weniger Differenzierung tritt im Hinblick auf den BIAS auf. Hier liegen alle Modelle, mit Ausnahme des globalen Random Forest Modells, mehr oder weniger gleich auf. Das letztgenannte globale Random Forest Modell hebt sich durch einen (im Vergleich) deutlichen BIAS in Höhe von ca. 0,3 m ab. Ebenfalls eher leichte Verzerrungen weisen das zweite globale Random Forest Modell (rf.2, siehe auch), das Beta-Modell sowie das NLME-Modell auf (vgl. Abb. 2).

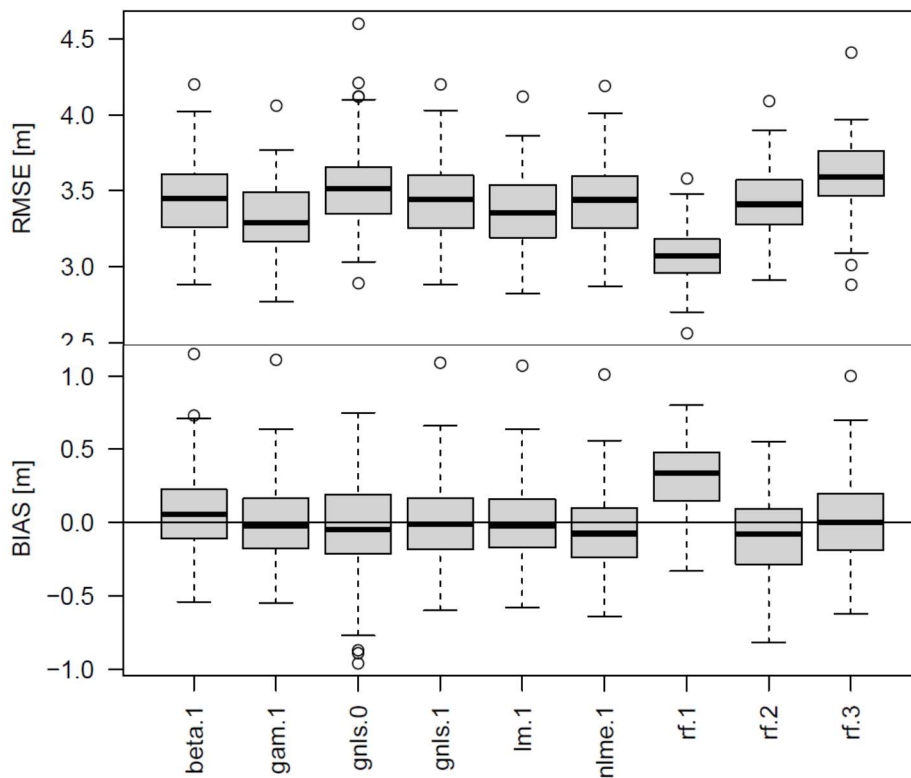


Abb. 2: Verteilungen von RMSE und Bias aus den Kreuzvalidierungen für Douglasie. Die auf der x-Achse referenzierten Modelle sind in Tab. 2 detailliert aufgeführt.

Logisch erklärbar ist die Reduktion in erklärter Varianz zwischen den drei Random Forest Modellen, denn ausgehend von rf.1, der alle Prädiktoren nutzt, werden für rf.2 und rf.3 mögliche Prädiktoren entfernt. Interessanterweise reduziert sich damit auch die mittlere Verzerrung.

Bei den beiden gnl-Modellen (gnl.0, global, und gnl.1, baumartenspezifisch) schneidet sowohl für RMSE als auch BIAS das baumartenspezifische Modell leicht besser ab. Die restlichen Modelle zeigen sowohl für den RMSE als auch BIAS wenig Differenzierung. Interessanterweise liefert auch das lineare Modell (lm.1) gute Statistiken, allerdings produziert das Modell aufgrund struktureller Schwächen teils unplausible Vorhersagen (geschätzte HCB kleiner Null bzw. größer H). Das Beta-Regressionsmodell weist dieses Problem nicht auf, zeigt im Vergleich der Modelle allerdings leicht erhöhte BIAS-Werte.

Die Erläuterungen für Douglasie gelten im Wesentlichen auch für die anderen Baumarten. Insbesondere verortet sich das globale, alle Variablen berücksichtigende Random Forest Modell rf.1 in Abb. 3 (rf.1 = Quadrat mit Kreuz) in der unteren rechten oder linken Ecke des Kastens der jeweiligen Baumart, gleichbedeutend mit geringstem RMSE, aber auch tendenziell hohem Bias (sowohl positiv als auch negativ). Für Fichte bewegt sich der Bias in einem sehr engen Bereich, ebenso für Pappel und Tanne. Dagegen liegt der BIAS von rf.1 für Robinie bei 0,8 m. Alle anderen Modelle liegen auch für die weiteren Baumarten eng zusammen.

Neben den absoluten Werten von RMSE und BIAS kann in Abb. 3 auch festgestellt werden, dass die acht Baumarten teilweise sehr unterschiedliche RMSE-Werte aufweisen. Kiefer weist dabei den geringsten Wert auf. Auch bei der Relation zwischen RMSE und beobachteter mittleren HCB liegt Kiefer an der Spitze mit einem Wert von unter 20% (Ergebnisse zum relativen RMSE hier nicht gezeigt). Für die anderen Baumarten liegt der relative RMSE im Bereich 25-40%, wobei das Modell für Buche hier den höchsten Wert aufweist und damit den höchsten Anteil an Reststreuung im Verhältnis zur mittleren HCB hat. Modelle und Ergebnisse für Pappel und Birke sind hier wegen geringen Beobachtungszahlen und sehr hoher Streuung nicht aufgeführt.

Die Modelle liefern für die einzelnen Baumarten jeweils relativ ähnliche Ergebnisse (vgl. Tab. 3). Visuell ist zu erkennen (vgl. Abb. 4 und Abb. 5), dass sie nur einen eher kleinen Teil der beobachteten Varianz abdecken können. Dies gilt insbesondere im Bereich geringer H. Für sehr hohe Bäume treten teilweise leicht divergierende Schätzungen auf. Für besonders große Höhen sind im Vergleich nur wenige Beobachtungen hinterlegt.

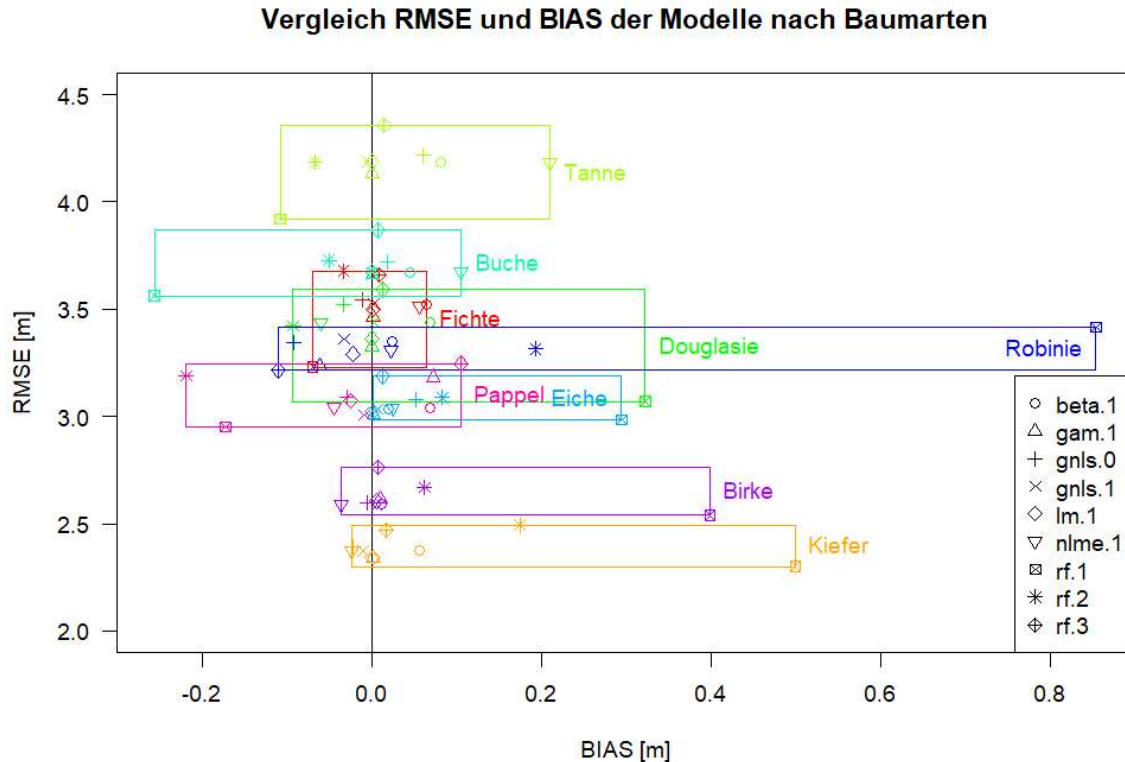


Abb. 3: Übersicht über die Ergebnisse aller Baumarten hinsichtlich mittlerem, kreuzvalidierten RMSE und BIAS. Jede Baumart ist durch ein Rechteck im RMSE-BIAS-Raum verortet.

Vergleich mit dem HCB Modell in 4C

Die Vorhersagen der neu erstellen HCB Modelle wurden auch mit den in 4C integrierten HCB Modellen aus Nagel (1995) verglichen. Der Unterschied in den Vorhersagewerten zwischen Nagel (1995), den Messwerten aus der BWI 2012 und unseren Modellen wird in den Abb. 4 und Abb. 5 sehr deutlich (hellgrüne Punkte und dazugehörige Trendlinie bezeichnen Nagel (1995)-Modelle, benannt als „4C-fittet“).

Der generelle Eindruck für Fi, Ta, Bu, Ei, Bir, Pa und Rob ist, dass die Modelle in 4C deutlich höhere HCB-Schätzungen liefern als im Mittel laut den BWI-Daten zu erwarten wäre. Diese Schätzungen liegen (in Abhängigkeit von H) tendenziell am oberen Rand der beobachteten Daten. Für Kiefer und Douglasie treffen diese Aussagen aber nur bedingt zu: Das Kiefernmodell in 4C zeigt zwar auch eine leichte Überschätzung der empirischen Werte, insbesondere im niedrigen Baumhöhenbereich, allerdings ist diese Überschätzung deutlich geringer als bei den anderen Baumarten. Im mittleren bis hohen Baumhöhenbereich kann nur wenig Abweichung festgestellt werden. Bei der Douglasie wiederum scheint das in 4C implementierte Modell nach Nagel (1995) überhaupt nicht zu den Beobachtungen der BWI zu passen, denn die Schätzungen liegen am unteren Rand der beobachteten HCB-Baumhöhen-Relation. Das Maximum der HCB-Schätzung liegt dabei bei ca. 10 m für über 50 m hohe Bäume. RMSE und Bias-Werte für alle Baumarten sind in Tab. 3 gegeben und zeigen durchweg baumartenweise höhere RMSE und Bias-Werte.

Tab. 3: RMSE und Bias-Werte für die Modelle in 4C (nach Nagel, 1995) und die neu entwickelten Modelle bei Anwendung auf die BWI-Daten (Werte für neue Modelle basieren auf der Kreuzvalidierung).

		Fichte	Kiefer	Tanne	Douglasie	Buche	Eiche	Robinie	Birke	Pappel
4C	RMSE	4,60	2,79	5,12	7,84	6,44	5,84	4,23	3,34	5,99
	Bias	2,86	1,29	2,86	-6,28	5,20	4,58	2,46	2,05	4,56
beta.1	RMSE	3,52	2,37	4,19	3,44	3,67	3,03	3,35	2,59	3,04
	Bias	0,06	0,06	0,08	0,07	0,04	0,02	0,02	0,01	0,07
gam.1	RMSE	3,46	2,34	4,13	3,32	3,66	3,01	3,24	2,62	3,18
	Bias	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,06	0,01	0,07
gnls.0	RMSE	3,54	2,39	4,22	3,52	3,72	3,08	3,34	2,60	3,09
	Bias	-0,01	-0,02	0,06	-0,03	0,02	0,05	-0,09	-0,01	-0,03
gnls.1	RMSE	3,52	2,37	4,19	3,44	3,67	3,03	3,36	2,59	3,01
	Bias	0,00	-0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	-0,03	0,01	-0,01
lm.1	RMSE	3,50	2,34	4,19	3,36	3,68	3,02	3,29	2,61	3,07
	Bias	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,02	0,01	-0,03
nlme.1	RMSE	3,52	2,37	4,18	3,43	3,67	3,04	3,31	2,59	3,04
	Bias	0,06	-0,02	0,21	-0,06	0,10	0,02	0,02	-0,04	-0,05
rf.1	RMSE	3,23	2,30	3,92	3,07	3,56	2,98	3,42	2,54	2,95
	Bias	-0,07	0,50	-0,11	0,32	-0,26	0,29	0,85	0,40	-0,17
rf.2	RMSE	3,68	2,49	4,18	3,42	3,73	3,09	3,32	2,67	3,19
	Bias	-0,03	0,17	-0,07	-0,09	-0,05	0,08	0,19	0,06	-0,22
rf.3	RMSE	3,66	2,47	4,36	3,59	3,87	3,19	3,21	2,76	3,25
	Bias	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	-0,11	0,01	0,10

Diskussion

Erklärte Varianz, Bias und Prädiktoren

Die verschiedenartigen Modelle produzieren insgesamt vergleichbare Ergebnisse. Die generelle Aufgabe, die im Datensatz vorhandene Varianz zu erklären und gleichzeitig eine allgemeingültige reproduzierbare Relation zwischen erklärenden Variablen und HCB ohne Bias zu finden, lösen die Modelle leicht unterschiedlich. Beim automatischen Lernverfahren der Random Forest Modelle ist dieser Bias-Variance-Tradeoff sichtbar zu Gunsten der erklärten Varianz ausgefallen: das globale Modell (alle Baumarten, alle Prädiktoren) liefert zwar den niedrigsten RMSE, aber auch den höchsten Bias aller Modelle (Ausnahme Robinie). Dies ist in Übereinstimmung mit der generellen Tendenz von Random Forest Modellen, die auf eine Reduktion der Varianz ausgelegt sind (Hastie, 2009, pp. 587–588). Durch die Integration der Trakt- und Trakteckennummern als Prädiktoren in das globale Random Forest Modell wurden zudem Gruppierungen in die Daten eingeführt, die klassischerweise den Einsatz von gemischten Modellen nötig machen. Hajjem et al. (2014) zeigen, dass Random Forest Modelle bei dieser Datenstruktur eine generell schlechtere Vorhersagepräzision auf unbekannte Testdaten aufweisen, wie es im Falle des globalen Random Forest Modells anhand des Bias zu beobachten ist. Mit Sicherheit spielt außerdem die Tatsache eine Rolle, dass andere Modelle oft nur die Prädiktoren BHD und H für eine gute Vorhersage benötigt haben. Auch im Vergleich der getesteten Random Forest Modelle liefert derjenige, der ebenfalls nur BHD und H berücksichtigt, die im Mittel unverzerrtesten Ergebnisse. Offenbar spielen die gewählten Prädiktoren BAL, KF sowie dG_{100} keine Rolle zur Erklärung von HCB. Dies mag auch daran liegen, dass diese Größen kurzfristigen Änderungen unterliegen können (z.B. Hiebsmaßnahme) und nur den aktuellen Zustand des Bestands zum Zeitpunkt der Inventuraufnahme widerspiegeln, nicht aber den Zustand im Zeitraum, der für die Ausbildung von HCB bestimmend war. Modelle mit weiteren Indikatoren, wie z.B. der Gini-Index für die Konkurrenzsituation, sind noch in der

Bearbeitung. Eine distanzabhängige Abbildung der Konkurrenzsituation im Verlauf der Bestandesentwicklung generell würde mehr Aufschluss über die bestimmenden Größen der HCB geben (Thorpe et al., 2010). Dies gilt besonders, wenn sie im Zusammenhang mit möglichen Bestandesbehandlungen betrachtet werden. Solche Daten sind in der BWI allerdings nicht bzw. nur sehr begrenzt vorhanden. Alternative baumindividuelle Prädiktoren wurden im Hinblick auf eine breite Anwendung und die damit einhergehende notwendige Datenverfügbarkeit, die auch an den BWI-Traktecken limitiert ist, nicht getestet.

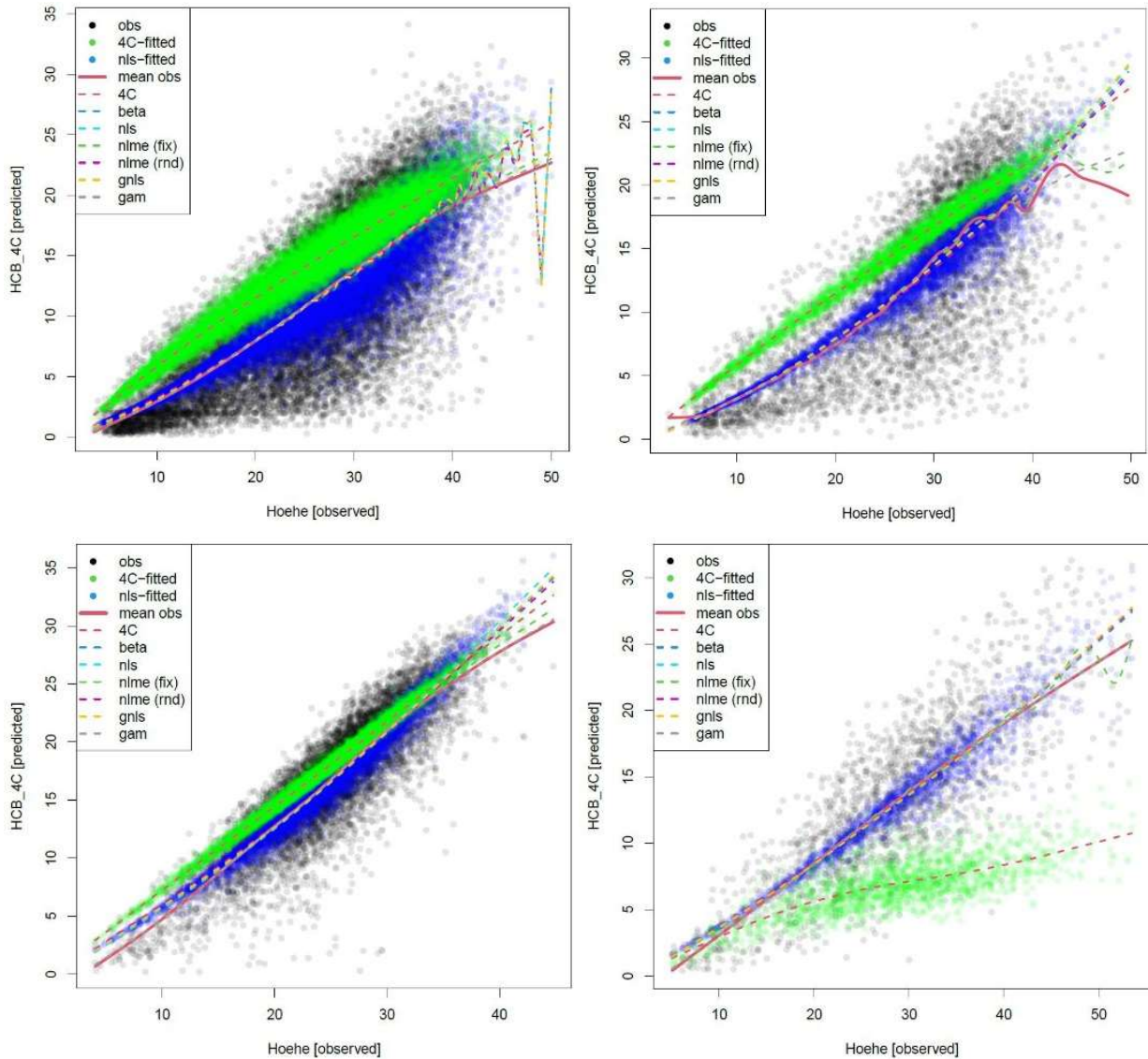


Abb. 4: Beobachtungen (schwarze Punkte, sowie Ausgleich in roter durchgezogener Linie) sowie die Vorhersage eines einfachen nicht-linearen Sharma-Modells (nls, blaue Punkte) für **Fichte** (oben links), **Tanne** (oben rechts), **Kiefer** (unten links) und **Douglasie** (unten rechts). Die einzelnen Modelle sind als glättende Splines auf Basis der Vorhersagen dargestellt. Hellgrüne Punkte und Ausgleichlinie sind Modelle aus 4C.

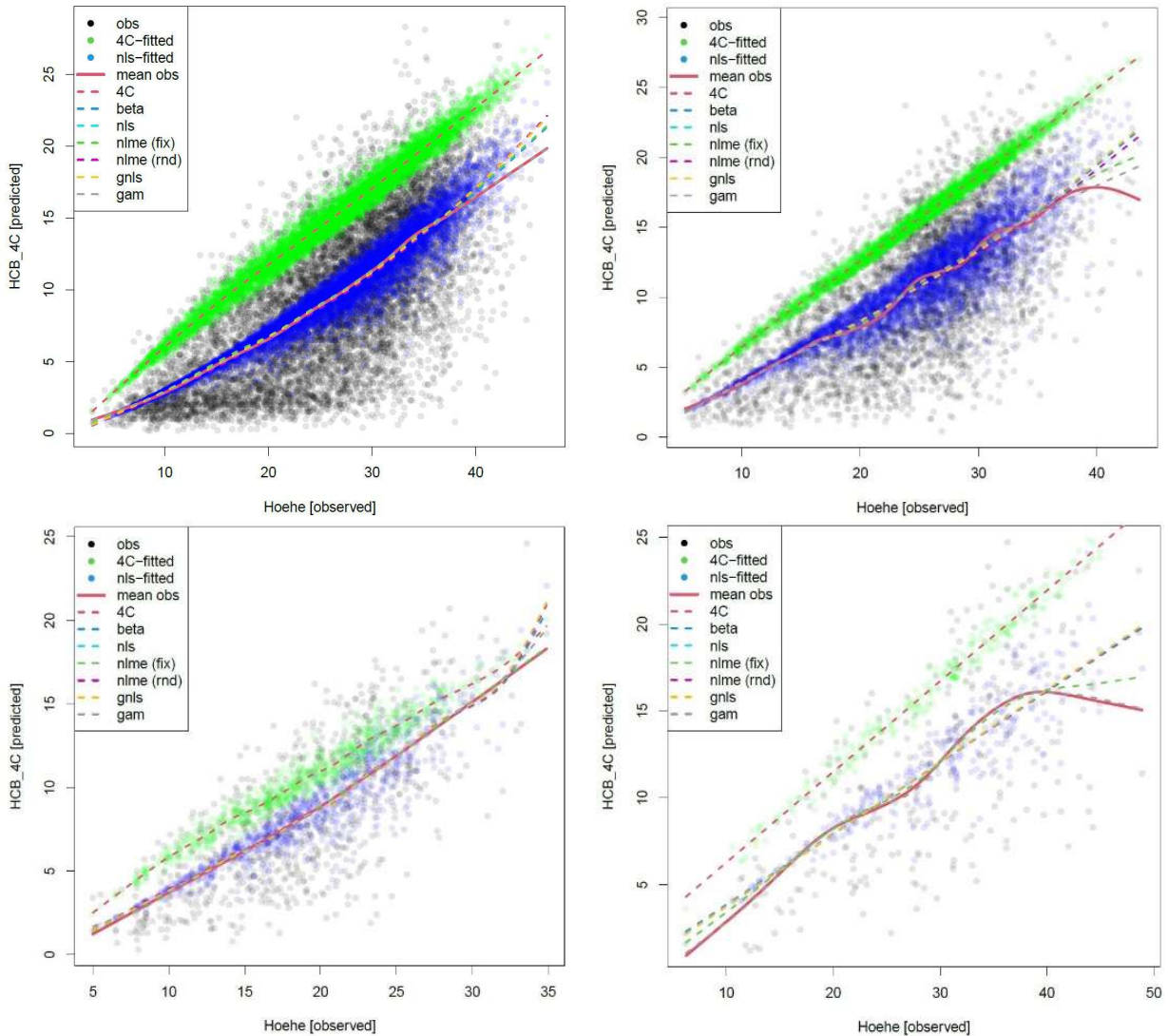


Abb. 5: Beobachtungen (schwarze Punkte, sowie Ausgleich in roter durchgezogener Linie) sowie die Vorhersage eines einfachen nicht-linearen Sharma-Modells (nls, blaue Punkte) für **Buche** (oben links), **Eiche** (oben rechts), **Birke** (unten links) und **Pappel** (unten rechts). **Robinie** nicht dargestellt. Die einzelnen Modelle sind als glättende Splines auf Basis der Vorhersagen dargestellt. Hellgrüne Punkte und Ausgleichsline sind Modelle aus 4C.

Vergleich mit Modelle in 4C

Die in 4C implementierten Modelle von Nagel (1995) wurden an Versuchsbeständen angepasst (mündl. Mitteilung H. Spellmann; Ertragskundetagung 2021) und damit nicht am aktuellen durchschnittlichen Waldbild (Stand BWI 2012), welches als Ergebnis der bundesweit unterschiedlichen Bestandesbehandlungen und Durchforstungsregimen zu sehen ist. Die Modelle von Nagel (1995) bilden in diesem Sinne nicht die gleiche Situation ab, wie die auf BWI-Daten entwickelten HCB-Modellen. Ein Vergleich zeigt, dass die die Vorhersagen mit den Modellen aus Nagel (1995) für HCB je nach Baumart (ohne Douglasie) im Mittel zwischen 1,3 m und 5,2 m höher liegen als die in der BWI 2012 beobachteten Werte (+7 % bis +55 %). Für Douglasie zeigen sich im Gegensatz dazu eine größere Unterschätzung von im Mittel 6,3 m der beobachteten HCB (-46 %). Für Modellierungsaufgaben mit BWI-Daten, wie sie aktuell mit dem Waldwachstumsmodell 4C geplant sind, ist eine realitätsnahe Abbildung von HCB wichtig.

Das ökophysiologische Modell 4C arbeitet nicht mit empirischen waldwachstumskundlichen Grundlagen für BHD- und Höhenwachstum, sondern modelliert die Biomasseakkumulation auf Basis von Photosynthese und Pipe-Modell-Theorie. Demnach spielt eine gute Initialisierung der Größe des photosynthetisch aktiven Kronenbereichs, und damit der Kronenlänge, eine wichtige Rolle. Die große Diskrepanz zwischen dem Dgl-Modell in 4C (nach Nagel, 1995) und den beobachteten Daten sowie den daraus abgeleiteten Modellen unterstützen die Vermutung, dass die bisherige 4C-Initialisierung bei der Douglasie nicht optimal ist. Auch Nagel (2003) nutzt ein erweitertes Modell mit dem zusätzlichen Prädiktor H_{100} (Höhe der 100 stärksten Bäume).

Überlegungen zur Modellempfehlung

Um aus der Vielzahl an getesteten Regressionsansätzen das ideale Modell zu bestimmen, müssen verschiedene Kriterien herangezogen werden. Neben statistischer und inhaltlicher Validität – hier fällt das einfache lineare Modell weg, da seine Vorhersagen nicht im plausiblen Intervall $]0; H[$ bleiben – spielen Modellgüte, Datenverfügbarkeit (z.B. an den BWI-Traktecken), Konsistenz der Modelle zwischen den Baumarten und technische Implementierung, Aufwand und Übertragbarkeit eine Rolle. Das GAM-Modell spielt in der engeren Auswahl eine wichtige Rolle, ebenso das baumartenspezifische GNLS-Modell. Die Random Forest Modelle bergen den Nachteil, dass sie extrem viele Information des Originaldatensatzes für eine Vorhersage benötigen und entsprechend wenig Möglichkeiten für eine schlanke Implementierung außerhalb der Statistikumgebung R bieten. Gleiches gilt in deutlich geringerem Maße auch für die GAM-Modelle. Parametrische Modelle bieten in dieser Hinsicht viele Möglichkeiten, denn allein mit der Funktionsgleichung und den geschätzten Parametern können Erwartungswerte bestimmt werden.

Schlussfolgerungen

Durch die erweiterte Aufnahme von Einzelbaumdaten während der BWI 2012 in ausgewählten Bundesländern konnten neue Modelle zur Schätzung der Kronenansatzhöhe (HCB) entwickelt werden. Diese können als wichtige Eingangsgröße für die verbesserte Modellierung des Waldwachstums in ökophysiologischen Modellen wie z.B. 4C eingesetzt werden. Im Vergleich zum Bestandesbild der BWI 2012 und gegenüber den Schätzungen mit den in 4C implementierten HCB-Funktionen nach Nagel (1995) verbesserten sich unsere Schätzungen der HCB für alle im Waldwachstumsmodell 4C implementierten Baumarten. Insbesondere verbessern sich die Schätzungen für die Baumart Douglasie, deren aktuell implementiertes Modell laut unseren Analysen unplausible HCB-Werte liefert.

Die unterschiedlichen Modelltypen liefern vergleichbare Ergebnisse. Lediglich in Bezug zu RMSE und BIAS wurden leichte Unterschiede zwischen den Modellen festgestellt. Die Prädiktoren BHD und H sind, unter den untersuchten Variablen, die wichtigsten Größen und ausreichend zur Modellierung von HCB. Modelle mit z.B. weiteren Strukturindikatoren sind in Bearbeitung und es wird erwartet, dass damit die HCB-Schätzungen weiter verbessern werden können. Distanzabhängige Informationen zur Konkurrenzsituation im Verlauf der Bestandesentwicklung würden die Schätzung der HCB noch weiter verfeinern, sind aber für die Aufnahmen der BWI nicht vorhanden.

Projektbezug

Anlass für diese Untersuchung ist das Projekt KNOW (Kohlenstoff- und Holzvorräte des Deutschen Waldes - Verbesserung der Projektionen des aktuellen und künftigen CO₂-Vorrates mittels ökophysiologischer und empirischer Waldwachstumsmodelle; FKZ: FNR-2218WK09A4/B4/C4, Laufzeit: 01.03.2020 – 30.06.2022). Forschungsgegenstand ist der Vergleich zwischen dem empirischen und zur Auswertung der Bundeswaldinventur (BWI) eingesetzten Waldwachstumsmodell WEHAM (WaldEntwicklungs- und HolzAufKommensmodellierung) mit dem ökophysiologischen, auf der photosynthetischen Biomasseakkumulation basierenden und somit umweltsensitiven Modell 4C. Anhand der vergleichenden Analyse soll das Durchmesserwachstum in WEHAM um Klima- und Konkurrenzparameter erweitert und auf diese Weise „umweltsensitiv“ gemacht werden. Dies soll die Projektion der Waldentwicklung klimasensitiver machen und als Input für die Treibhausgasberichterstattung dienen.

Literatur

- BMEL (2021): Aufnahmeanweisung für die vierte Bundeswaldinventur (2021-2022). Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft BMEL, Bonn. 138 S.
- Bösch (2012): WEHAM Modelle und Algorithmen II, Bericht Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg.
- Cribari-Neto F, Zeileis A (2010): Beta Regression in R. *Journal of Statistical Software*, 34(2), 1-24. doi: 10.18637/jss.v034.i02 <https://doi.org/10.18637/jss.v034.i02>
- Gazol A, Camarero JJ (2016): Functional diversity enhances silver fir growth resilience to an extreme drought. *J. Ecol.* 104, 1063–1075. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12575>
- Hajjem A, Bellavance F, Larocque D (2014). Mixed-effects random forest for clustered data, *Journal of Statistical Computation and Simulation*, 84:6, 1313-1328, DOI: 10.1080/00949655.2012.741599
- Hastie T, Tibshirani R, Friedman JH (2009). *The Elements of Statistical Learning Data Mining, Inference, and Prediction*. Springer Series in Statistics, SpringerLink. Bücher. New York, NY, Springer New York: Online-Ressource (digital).
- James G, Witten D, Hastie T, Tibshirani R (2013). *An Introduction to Statistical Learning*, Springer
- Kändler (2011) Bundeswaldinventur 3: Erhebung der landesspezifischen Merkmale in Baden-Württemberg, Ergänzung der Aufnahmeanweisung für die dritte Bundeswaldinventur (BWI³); internes Dokument, FVA Freiburg.
- Liaw A, Wiener M (2002). Classification and Regression by randomForest. *R News* 2(3), 18-22.
- Mäkelä A (1985). Implications of the Pipe Model theory on dry matter partitioning and height growth in trees, *International Institute for Applied System Analysis*.
- Mooney HA (1972). The Carbon Balance of Plants. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 3, 315–346. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.03.110172.001531>
- Nagel J (1995): BWERT – Programm zur Bestandesbewertung und zur Prognose der Bestandesentwicklung. Beitrag Ertragskundetagung 1995 Joachimsthal. Deutscher Verband Forstlicher Versuchsanstalten, Sektion Ertragskunde. S. 184-198.
- Nagel J (2003): TREEGROSS - TREE GROWTH OPEN SOURCE SOFTWARE - a tree growth model component. Programmdokumentation. 25 Seiten. <http://treegross.sourceforge.net/treegross.pdf>
- Pinheiro J, Bates D, DebRoy S, Sarkar D, R Core Team (2021): nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-152, <URL: <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>>.
- Pretzsch H, Forrester DI, Rötzer T (2015): Representation of species mixing in forest growth models. A review and perspective. *Ecol. Model.* 313, 276–292. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.06.044>

- R Core Team (2021): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Riedel T, Stümer W, Hennig P, Dunger K, Bolte A (2019): "Wälder in Deutschland sind eine wichtige Kohlenstoffsenke." AFZ (14/2019): 5 S.
- Sharma RP, Vacek Z, Vacek S, Podrázský V, Jansa V (2017): Modelling individual tree height to crown base of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.). PLoS ONE 12(10): e0186394. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0186394>
- Thompson I (2009): Forest Resilience, Biodiversity, and Climate Change. A synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems [WWW Document]. URL [file:///D:/Dokumente/PhD/Literatur/EndNote/PhD.Data/PDF/Thompson09_Forest Resilience, Biodiversity, and Climate-3379153921/Thompson09_Forest Resilience, Biodiversity, and Climate.pdf](file:///D:/Dokumente/PhD/Literatur/EndNote/PhD.Data/PDF/Thompson09_Forest%20Resilience,%20Biodiversity,%20and%20Climate-3379153921/Thompson09_Forest%20Resilience,%20Biodiversity,%20and%20Climate.pdf)
- Thorpe HC, Astrup R, Trowbridge A, Coates KD (2010): Competition and tree crowns: A neighborhood analysis of three boreal tree species. For. Ecol. Manag. 259, 1586–1596.
- Vincent G, Harja D (2008): Exploring Ecological Significance of Tree Crown Plasticity through Three-dimensional Modelling. Ann. Bot. 101, 1221–1231. <https://doi.org/10.1093/aob/mcm189>
- Vitali V, Forrester DI, Bauhus J (2018): Know Your Neighbours: Drought Response of Norway Spruce, Silver Fir and Douglas Fir in Mixed Forests Depends on Species Identity and Diversity of Tree Neighbourhoods. Ecosystems 21, 1215–1229. <https://doi.org/10.1007/s10021-017-0214-0>
- Wood SN (2011): Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semi-parametric generalized linear models. Journal of the Royal Statistical Society (B) 73(1):3-36
- Wood SN (2017): Generalized Additive Models: An Introduction with R (2nd edition). Chapman and Hall/CRC.

Kontakt:

Christian Vonderach

Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

Wonnhaldestraße 4

79100 Freiburg im Breisgau

0761 / 4018-208

christian.vonderach@forst.bwl.de

Kreisflächenzuwachs der Österreichischen Baumarten mit Klima und Mischung

*Sonja Vospernik, Maude Toïgo, Xavier Morin, Emanuel Strieder
Institut für Waldwachstum, Universität für Bodenkultur, Peter-Jordan-Straße 82, 1190 Wien*

Zusammenfassung

Baumartenwechsel, Durchforstung und Mischung sind wichtige Empfehlungen um die Wälder an den Klimawandel anzupassen. Für viele Baumarten, die eine gute Trockenresistenz zeigen, gibt es aber derzeit noch kaum Zuwachsmodelle und oft werden auch Mischungseffekte nicht explizit berücksichtigt. Auf Basis der Daten der österreichischen Waldinventur und des Histalp-Klimadatensatzes der Zentralanstalt für Meteorologie wurde der Kreisflächenzuwachs von 22 Baumarten mittels generalisierter, additiver Modelle geschätzt. Der Kreisflächenzuwachs nahm für alle Baumarten mit dem BHD zu und mit der Konkurrenz ab. Das Wachstum nahm mit der Entnahme zu, aber die Konfidenzintervalle waren bei stärkeren Entnahmen sehr groß. Bei Klimaeffekten wurden verschiedene Varianten getestet. Die Varianten, die am besten geeignet waren enthielten das langjährige (1960–2009) Mittel von Temperatur und Niederschlag in der Vegetationszeit und die Abweichung davon. Bei dieser Formulierung wird zwischen klimatischen Standorteffekten und Klimaänderung unterschieden. Getestete Trockenindizes konnten das Wachstum nicht besser erklären als Temperatur und Niederschlag selbst. Bodentyp und Bodenfeuchte waren bei vielen Baumarten signifikant, jede davon erklärte ca. 10 % der Variation. Das Wachstum auf Rendzina war gering, und auf Pseudogley, Flysch und Kalklehmbraunerden gut. Mischungseffekte waren für alle Baumartenmischungen, die durch genug Daten belegt waren, signifikant. Ausnahmen hiervon waren die Mischung von Kiefer und Fichte, Kiefer mit Tanne, Eiche mit Kiefer und Eiche mit Buche. Auf Einzelbaumebene waren die Mischungseffekte sowohl positiv als auch negativ. Fichte und Buche waren zwei Baumarten, die durch die Mischung vor allem profitierten. Effekte von Mischung mit Alter und Standort ließen sich an den Inventurdaten nicht nachweisen. Die geschätzten Modelle eignen sich für die Simulation von Klimaszenarien mit Einzelbaumwachstumsmodellen, was sich in einer Simulationsstudie mit 16 Klimaszenarien für Eichen-Kiefer bereits zeigen ließ. Inventurdaten geben vor allem die standörtliche Variation gut wieder, für die zeitliche Auflösung sind Jahrringdaten und Dendrometerdaten gut geeignet.

Einleitung

Der Klimawandel ist eine der größten Herausforderungen für die Forstwirtschaft und Forstwissenschaft (Vospernik 2021). Die Häufigkeit, Dauer und Intensität von Trockenperioden nimmt zu und Trockenjahre häufen sich (IPCC 2013). Lange galt das Jahr 2003 als das trockenste Jahr in Europa seit 500 Jahren (Schuldt et al. 2020) aber bereits 2018 und 2019 wurde dieser Rekord wieder eingestellt (Schuldt et al. 2020).

Trockenheit führt zu Zuwachseinbrüchen (Vospernik and Nothdurft 2018), zu erhöhter Mortalität (Nothdurft 2013, Rigling et al. 2013) zu Baumartenwechsel (Rigling et al. 2013, Cavin and Jump 2017) und zum Ausfall sensibler Baumarten. In Mitteleuropa wurden in Trockenjahren Zuwachseinbrüche bis zu 50 % der Jahrringbreite beobachtet (Vospernik and Nothdurft 2018). Dies betrifft vor allem trockenheitssensitive Baumarten wie die Fichte. Bei besser angepassten Baumarten, wie der Buche, ist

die Wachstumsreduktion geringer, es kommt jedoch auch hier zu deutlichen Zuwachsrückgängen (Pretzsch et al. 2013, Vospernik and Nothdurft 2018).

Wegen der großen Bedeutung des Klimawandels ist die Anbaueignung von Baumarten im Bezug auf Trockenheit in den letzten Jahren häufig untersucht worden (z.B. Roloff and Grundmann 2006). Eine Klassifikation, die alle mitteleuropäischen Baumarten enthält ist von Roloff and Grundmann (2006) erarbeitet worden. Als Bäume mit sehr guter Anbaueignung bei Trockenheit charakterisiert er Kiefer (*Pinus sylvestris* L.), die Eichen-Arten (*Quercus* spp.) Ahorn-Arten (*Acer* spp.), Hainbuche (*Carpinus betulus* L.), Birke (*Betula pendula* L.) und die Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.).

Neben einem Baumartenwechsel gelten auch Mischung und Durchforstung als geeignete Maßnahmen um Klimawandeleffekte zu lindern. Mischung wirkt sich positiv auf das Ökosystem (Gamfeldt et al. 2013), die Biodiversität (Jonsson et al. 2019) und die Produktivität (Pretzsch et al. 2020, Aldea et al. 2021, Ruiz-Peinado et al. 2021) aus. Der Mischungseffekt hängt dabei von den Baumarten, dem Alter und dem Standort ab. Mischungseffekte sind bei ökologisch diversen Baumarten wie Fichte-Buche besonders groß, während sie bei Baumarten mit einer ähnlichen ökologischen Amplitude geringer sind. Mischungen lindern aber auch die Klimaeffekte und Trockenheit führt in Mischbeständen zu geringeren Zuwachseinbrüchen (Pretzsch et al. 2013a). Weiters sind Mischbestände resistenter gegen Pathogene (Jactel and Brockerhoff 2007) und minimieren so das Produktionsrisiko (Reif et al. 2010). Durchforstung wirkt sich generell positiv auf die Stabilität von Waldbeständen aus (Mäkinen and Isomäki 2004). Durchforstung hat aber auch einen positiven Effekt auf die Trockenresistenz von Beständen (Giuggiola et al. 2013, Sohn et al. 2016). Obwohl trockenresistente Baumarten immer bedeutender werden, fehlen für fast alle der obengenannten Baumarten Wachstumsmodelle. Darüber hinaus wird Mischung in vielen Wachstumsmodellen nicht explizit berücksichtigt. Die Simulation mit Waldwachstumsmodellen hat aber große Bedeutung (Engel et al. 2021), da zu Klimaänderung, Mischung und Durchforstung langfristige Versuchsergebnisse für viele Baumarten fehlen und Simulationsstudien daher oft der einzige Weg sind das Wachstum abzuschätzen (Engel et al. 2021).

Ziel dieser Arbeit ist es, klimasensitive Kreisflächenzuwachsmodelle für alle Baumarten zu entwickeln, für die bei der österreichischen Waldinventur mehr als 200 Beobachtungen vorliegen. Bei der Modellierung wird Mischung, Nutzung und Durchforstung explizit berücksichtigt. Dieser Beitrag stellt die Ergebnisse für die trockenresistenten Baumarten Eiche, Kiefer, Ahorn, Birke, Sorbus spp. und Robinie dar. Die Ergebnisse für alle Baumarten sind in *Forest Ecology and Management* veröffentlicht (Vospernik 2021).

Daten

Die waldwachstumskundlichen Daten stammen von der Österreichischen Waldinventur (Gabler and Schadauer 2006). Die Österreichische Waldinventur ist eine permanente Inventur. Die Anlage der Probestfläche erfolgte bei der 3. Inventur (die beiden Inventuren davor waren temporär) in den Jahren 1981-1985 und die Probestfläche wurden bei der 4. Inventur (1986-1990), 5. Inventur (1992-1996), 6. Inventur (2000-2002) und 7. Inventur (2007-2009) wiedererhoben. Die 8. Inventur ist derzeit noch im Gang. Bei der Einrichtung der Inventur wurde ausgehend von einem Trakthauptpunkt 4 Probestflächen an den Eckpunkten eines Quadrates mit 400 m Seitenlänge angelegt. Die Trakte sind in einem systematischen Raster von 3.89 km x 3.89 km auf das österreichische Staatsgebiet verteilt. An den Probestpunkten wurden zahlreiche Standortmerkmale wie Seehöhe, Hangneigung, Exposition, Bodentyp, Bodenwasserhaushalt, Bodengründigkeit u.v.m angesprochen. Details zu den Erhebungsmerkmalen der

Österreichischen Waldinventur sind im Aufnahmeschlüssel zur Waldinventur (Gabler and Schadauer 2006) dargestellt und die Ergebnisse auf der Homepage des BFW veröffentlicht (<https://bfw.ac.at/rz/bfwcms.web?dok=10544>). Die Auswahl der Probestämme erfolgt für Bäume mit einem Durchmesser von mehr als 10.4 cm mittels Winkelzählprobe (Bitterlich 1948) mit dem Zählfaktor $4 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, Bäume mit Durchmessern von 5-10.4 cm werden auf einem festen Probekreis mit 2.6 m erhoben. - Dieser feste Probekreisradius entspricht der Grenzdistanz eines Baumes mit 10.4 cm in der Winkelzählprobe. - Von den Daten der Österreichischen Waldinventur wurden nur jene Probeflächen verwendet, die zur Gänze im Wald liegen und die auch durch Forststraßen nicht geteilt werden. Aus den Probeflächendaten wurde die Grundfläche, die Oberhöhe (Assmann 1961), der Kreisflächenmittelstamm, die Lorey'sche Mittelhöhe, die Konkurrenzmaße „basal area of larger trees“ BAL (Wykoff 1990), der crown competition factor (CCF) (Krajicek et al. 1961) und die Entnahme und Mischungsanteile als Anteil an der gesamten Grundfläche berechnet.

Die Klimadaten stammen vom Histalp-Datensatz (http://www.zamg.ac.at/histalp/dataset/grid/five_min.php). Der Histalp-Datensatz ist ein homogenisierter Klimadatensatz mit einer räumlichen Auflösung von 5 min x 5 min. Er enthält die Monatsmitteltemperaturen seit 1780 und die monatlichen Niederschlagssummen seit dem Jahr 1801. Der Temperaturdatensatz wurde erzeugt, indem der Klimagrid aus der Periode 1961-1990 mit den langjährigen Stationsdaten verschnitten wurde (Hiebl et al. 2009). Die Niederschlagsgrids wurden von Efthymiadis et al. (2006) erzeugt und es wurde dieselbe Rasterweite wie für den Temperaturgrid verwendet. Aus den Klimadaten wurde die potentielle Evapotranspiration nach Thornthwaite (1948) berechnet und der deMartonne Index (Martonne 1926), der standardized precipitation index, SPI (McKee et al. 1993) und der standardized precipitation and evapotranspiration index SPIE (Vicente-Serrano et al. 2010) hergeleitet. Tab. 1 zeigt eine Übersicht für die 6 Baumarten aus den kombinierten Daten. Abb. 1 stellt beispielhaft das Vorkommen von Eiche und Kiefer im Reinbestand und in Mischung dar. Die Kiefer ist eine Baumart mit einem breiten Vorkommen in Österreich. Sie weist im Mittel größere Grundflächen auf als die Laubbaumarten. Eiche und Robinie sind die beiden Baumarten die nur in den warmen Lagen im Osten vorkommen und als trockenresistent gelten.

Tab. 1: Baumarten, mittlerer Kreisflächenzuwachs, BHD und Grundfläche nach den Daten der Österreichischen Waldinventur und langjähriges Temperaturmittel und mittlere Niederschlagssumme in der Vegetationszeit auf den Probeflächen für die Jahre 1960-2009 aus den Histalp-Daten

Baumart	ig	BHD	G	T	NS
	$\text{cm}^2\text{Jahr}^{-1}$	cm	m^2ha^{-1}	$^{\circ}\text{C}$	mm
<i>Pinus sylvestris</i> L.	10	30	40	12.5	560
<i>Quercus</i> spp.	21	33	32	13.9	463
<i>Acer</i> spp.	12	27	36	11.4	729
<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	9	16	22	14.5	385
<i>Sorbus</i> spp.	7	19	36	12.2	636
<i>Betula pendula</i> L.	7	19	34	11.8	557

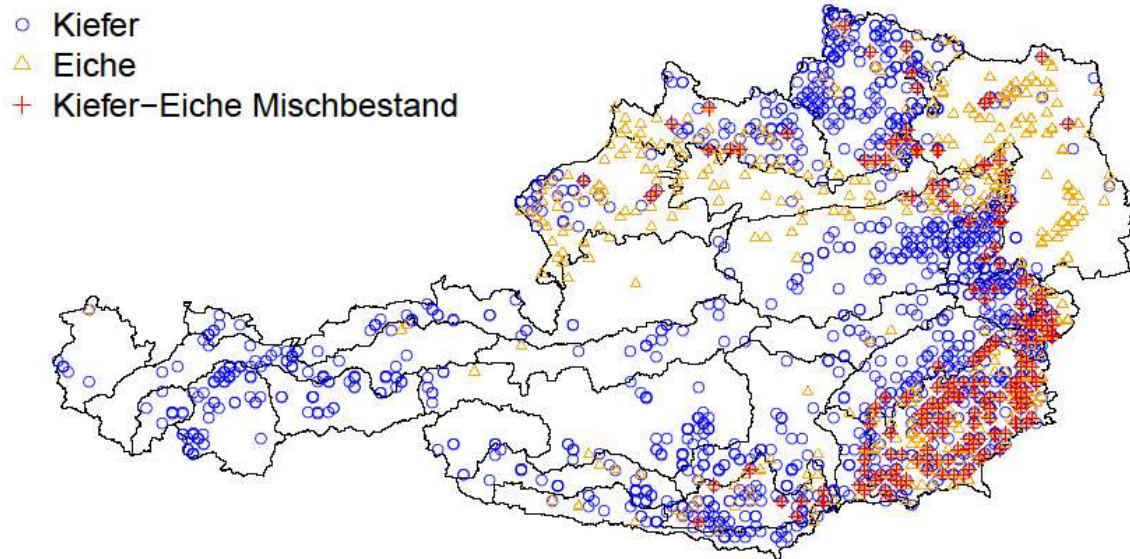


Abb. 1: Verteilung von Kiefernreinbeständen, Eichenreinbeständen und Eichen-Kiefern-Mischbeständen in Österreich

Methoden

Die Modellierung erfolgte mittels verallgemeinertem additiven Modell (generalized additive model, GAM). Generalisierte, additive Modelle wurden von Hastie and Tabshirani (1990) entwickelt und verbinden die Eigenschaften von generalisierten Modellen mit denen von additiven Modellen. Dabei wird eine abhängige Variable (Zielgröße) aus Glättungsfunktionen und unabhängigen Variable geschätzt (Gleichung 1).

$$\hat{Y} = \alpha + \sum_{i=1}^p \hat{f}_i(X_i) + \varepsilon \quad (1)$$

\hat{Y} ... abhängige Größe, Zielgröße

$X_1 \dots X_p$... unabhängigen Variablen, Prädiktoren

\hat{f}_i ... unbekannte Glättungsfunktion

α ... Parameter

ε ... Restfehler, Residuum

Die Modelle wurden in R (RCoreTeam2018), mit dem Paket mgcv (Wood2011, Wood2017) geschätzt. Die Implementierung von generalisierten additiven Modellen in R ermöglicht es, neben Glättungsfunktionen auch parametrische Terme in die Modellierung mit aufzunehmen. Als Glättungsfunktion wurden „thin plate regression splines“ verwendet. Unter Spline versteht man allgemein eine glatte, stückweise zusammengesetzte Funktion. An den Knoten geht eine stückweise Funktion in die nächste über. Die Modelle wurden mit $k=20$ Knoten geschätzt, d.h. es wurde eine flexiblere Einstellung als die Standardeinstellung von R mit $k=10$ Knoten gewählt. Für die meisten Variablen erwies sich aber eine so hohe Knotenanzahl als nicht notwendig. Smooth Funktionen wurden für alle kontinuierlichen Variablen, die Größe, Konkurrenz, Entnahme, Klima, und Mischung beschreiben, verwendet. Parametrisch wurden der Bodentyp und der Bodenwasserhaushalt modelliert.

Ergebnisse

Als Variablen gingen in das Modell zur Beschreibung des Baumes und des Bestandes der BHD, BAL (Wykoff 1990), die Grundfläche, die entnommene Grundfläche und die Mischungsanteile ein. Signifikante Standortvariablen waren folgende Klimavariablen in der Vegetationszeit (Anfang April – Ende September): das langjährige Temperaturmittel (1960-2009), die langjährige mittlere Monatsniederschlagssumme, die jährliche positive und negative Temperaturabweichung vom langjährigen Mittel und die jährliche positive und negative Niederschlagsabweichung vom langjährigen Mittel. Weiters wurde der Standort durch Bodentyp und Bodenfeuchte beschrieben.

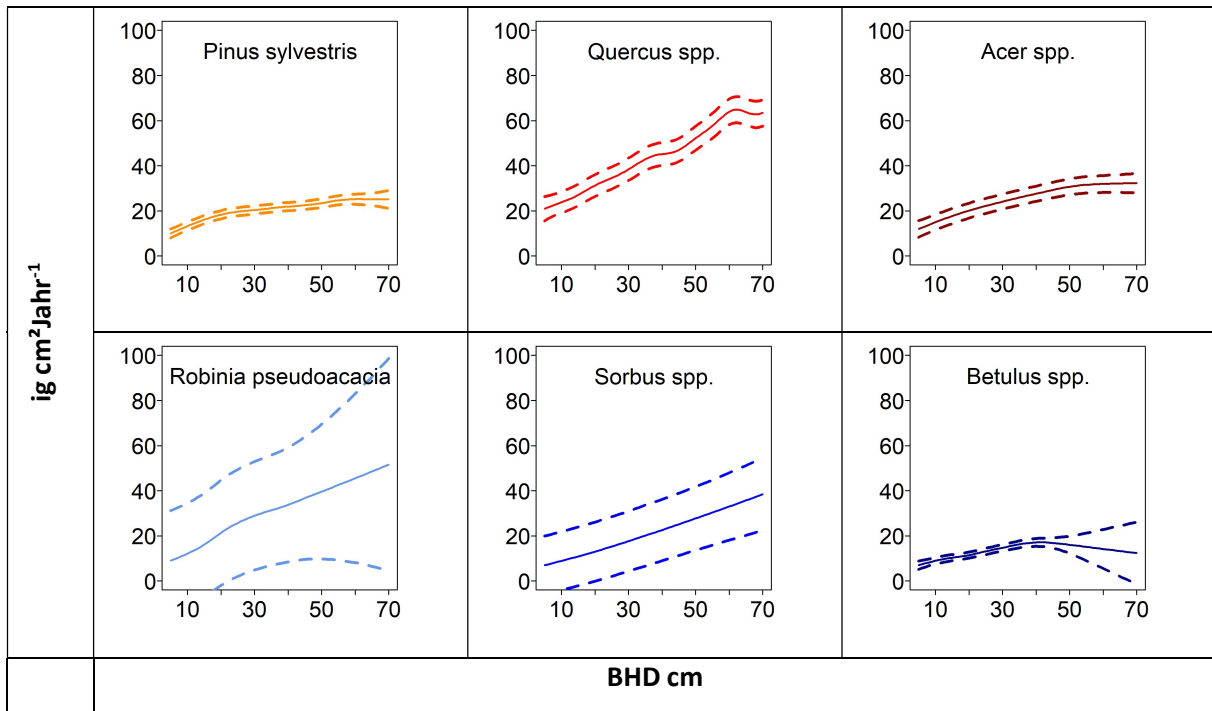


Abb. 2: Kreisflächenzuwachs von Kiefer, Eiche, Ahorn, Robinie, Sorbus spp. und Birke über dem BHD (durchgezogene Linie) und das Konfidenzintervall (strichlierte Linie)

Der Kreisflächenzuwachs nimmt für alle Baumarten mit dem BHD zu (Abb. 2). Die deutlichste Zunahme zeigt die Eiche, während bei Kiefer und Birke der Einfluss des Durchmessers gering ist. Kiefer, Eiche, und Ahorn haben sehr enge Konfidenzintervalle über den gesamten Durchmesserbereich, für Birke wird das Konfidenzintervall ab einem Durchmesser von 40 cm sehr groß, da Birken mit größeren Durchmessern selten vorkommen. Bei den seltenen Baumarten Robinie und Sorbus spp. sind die Konfidenzintervalle generell sehr groß. Alle Baumarten zeigen eine Abnahme des Kreisflächenzuwachses mit zunehmendem BAL (Abb. 3), wobei der Konkurrenzeffekt bei den hier dargestellten Baumarten nicht stark ausgeprägt ist.

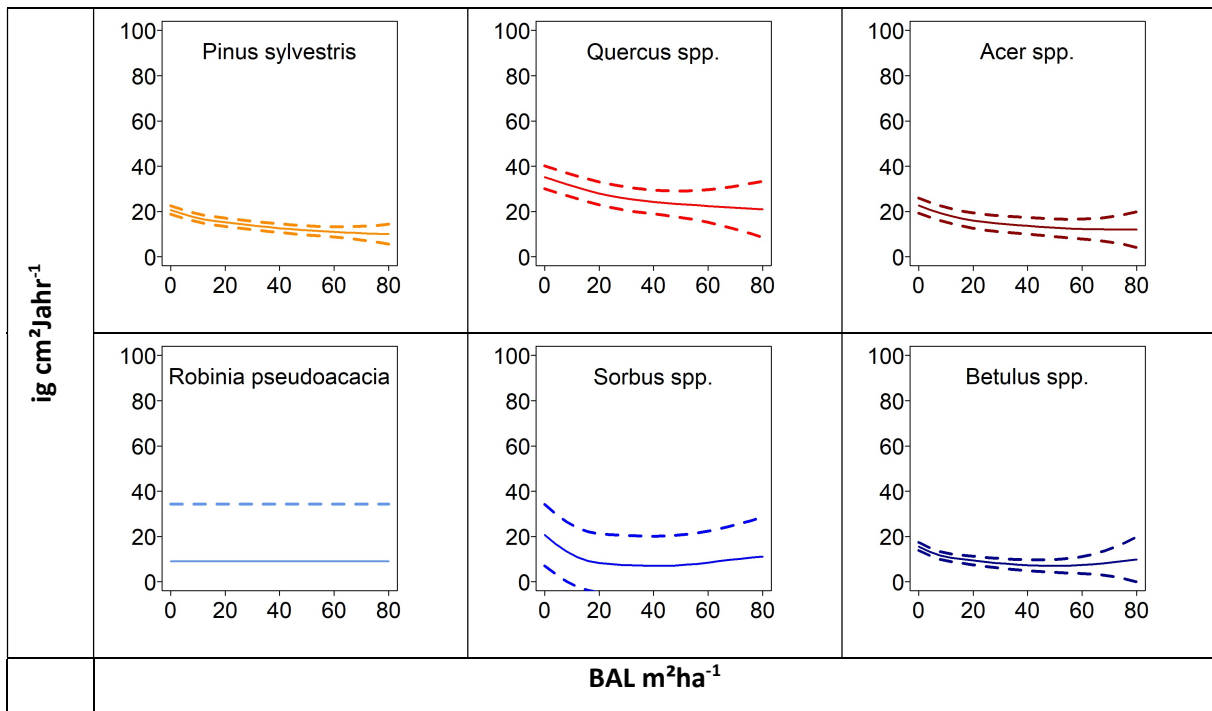


Abb. 3: Kreisflächenzuwachs von Kiefer, Eiche, Ahorn, Robinie, Sorbus spp. und Birke über dem BAL

Eine Entnahme von Grundfläche in der Inventurperiode wirkt sich positiv auf das Wachstum aus (Abb. 4), die Konfidenzintervalle werden aber bei stärkeren Entnahmen deutlich größer, da diese im Datenmaterial selten vorkommen. Bei Ahorn, Robinie und Birke lässt sich kein signifikanter Einfluss von Entnahmen nachweisen.

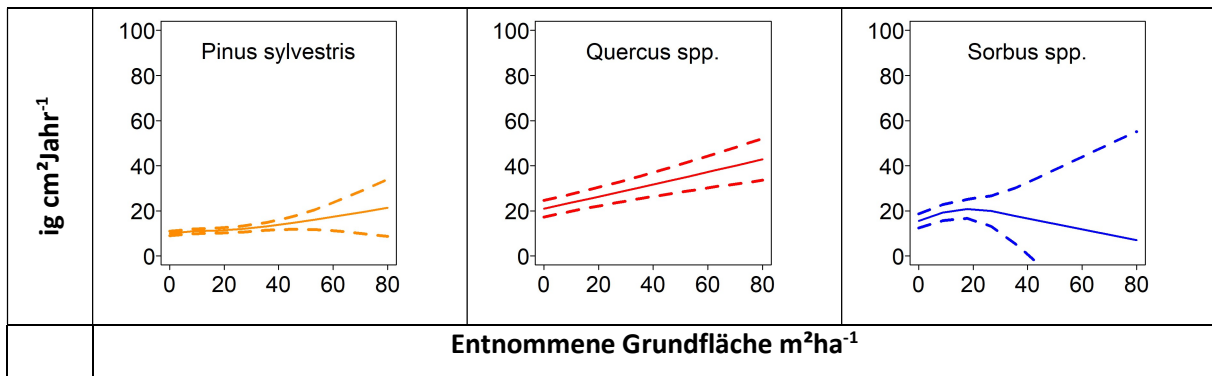


Abb. 4: Kreisflächenzuwachs von Kiefer, Eiche, und Sorbus spp über der in der Periode entnommenen Grundfläche

Die Klimaeffekte in den Modellen sind exemplarisch an Eiche und Kiefer dargestellt. Das Wachstum der wärmeliebenden Eiche ist auf Standorten mit langjährigen Mitteltemperaturen von 10-15°C gut und nimmt auf kühleren Standorten rasch ab (Abb. 5). Ganz anders verhält sich die Kiefer, die eine viel weitere Temperaturamplitude hat und bei der das Wachstum erst bei 5°C leicht abnimmt. Auf die beobachteten Klimaschwankungen reagieren beide Baumarten über weite Bereiche kaum sondern erst bei starken Abweichungen. Bei Eiche und Kiefer sind das insbesondere positive und negative Niederschlagsabweichungen.

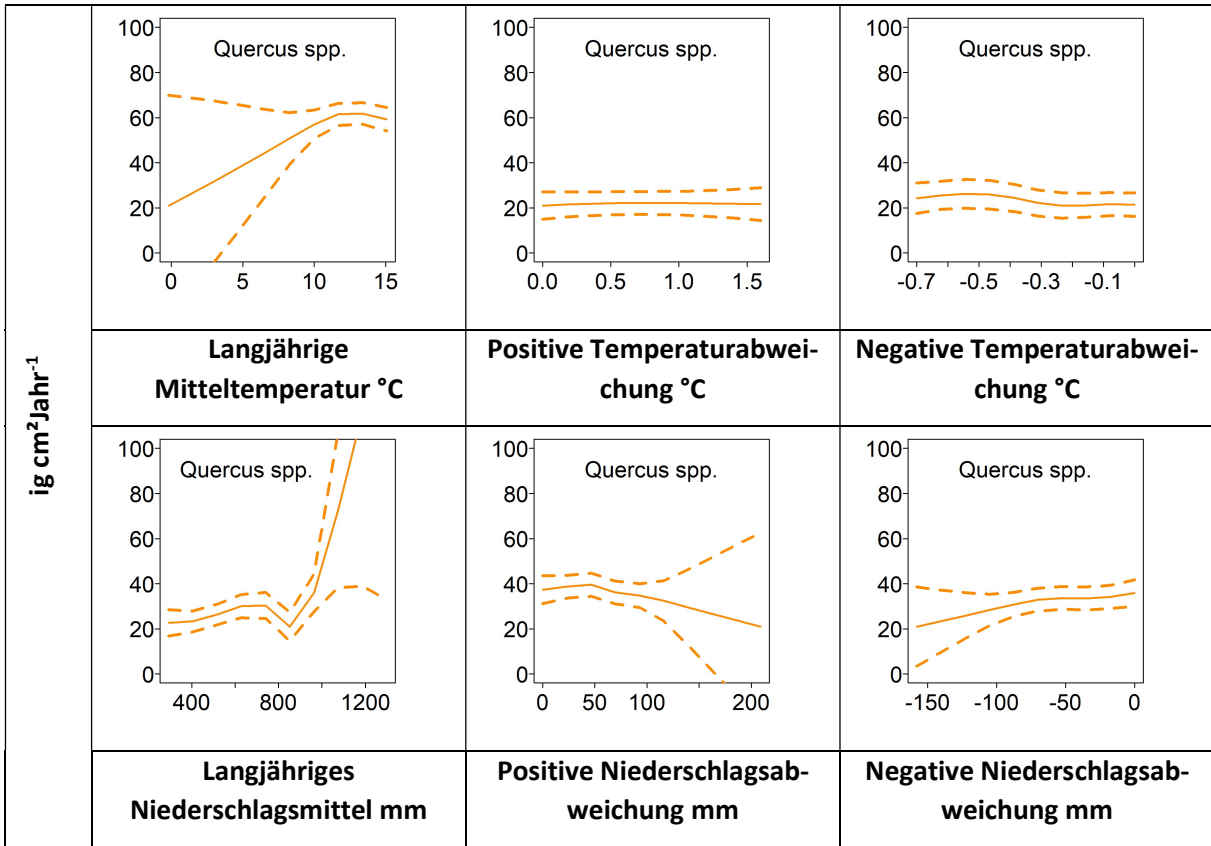


Abb. 5: Kreisflächenzuwachs von Eiche über den Klimavariablen

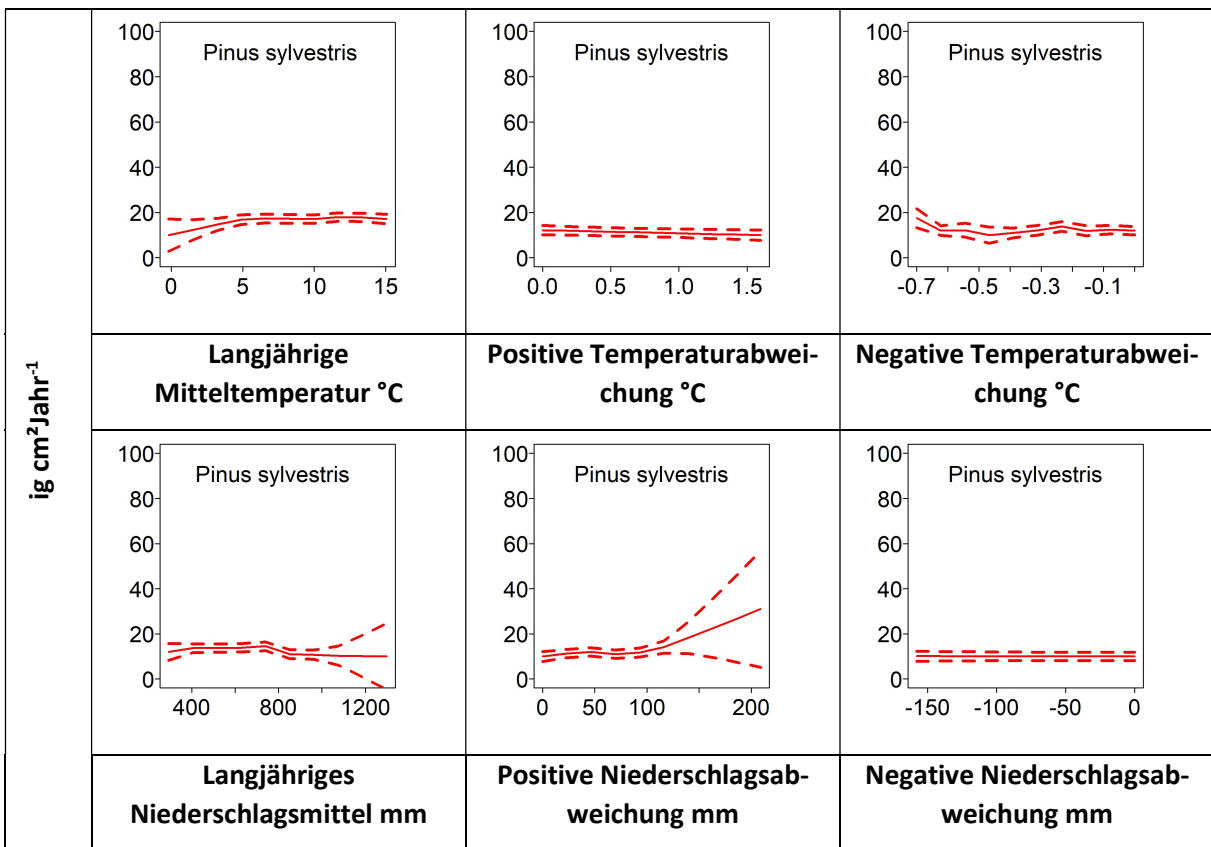


Abb. 6: Kreisflächenzuwachs von Kiefer über den Klimavariablen

Obwohl in den Abb. 5 und 6 die Klimaeffekte nicht stark ausgeprägt scheinen, ergeben sich bei Simulation von verschiedenen Klimaszenarien für Eichen-Kiefernflächen deutliche Unterschiede. Für die Probeflächen des Reform-Projektes wurden 16 Klimaszenarien berechnet (Toïgo, Morin et al. in preparation). Abb. 7 zeigt die Simulation mit den Eichen- und Kiefernmodellen für eine Probefläche davon. Bei heutigen Klimabedingungen (blau) ergeben sich in der Simulation deutlich höhere Zuwächse als bei den Klimaszenarien RCP 4.5 (grün) und RCP 8.5 (rot).

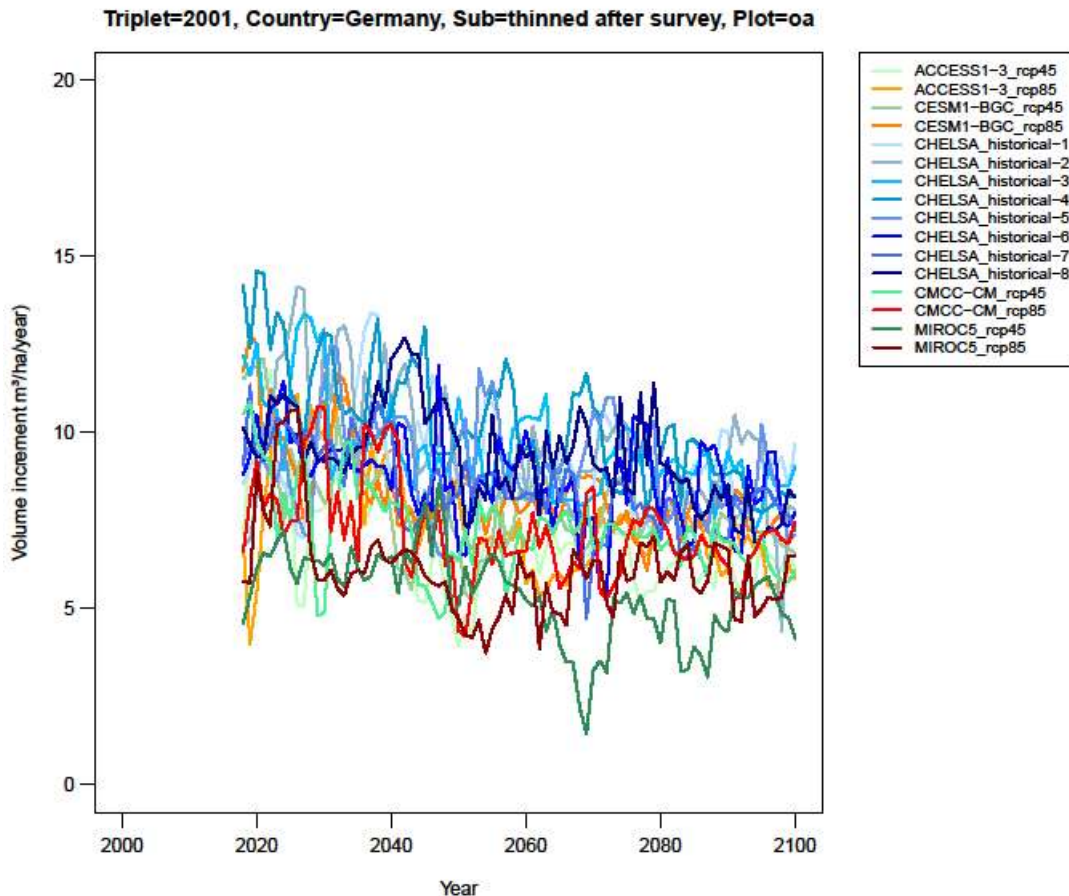


Abb. 7: Simulation von Klimaszenarien mit dem neuen Kreisflächenzuwachsmmodell für einen Eichen-Kiefern-mischbestand aus dem Reform-Projekt. Blau: heutige Klimabedingungen, Grün: RCP 4.5, Rot: – RCP 8.5.

Mischungseffekte sind im Modell von Kiefer, Eiche und Ahorn signifikant. Die Kiefer profitiert von Mischung mit Birke, während ihr Wachstum in Mischung mit Lärche, Buche und Eiche geringer ist. Bei Eiche hat die Beimischung von Esche einen negativen Einfluss, die von Fichte verbessert ihr Wachstum (Abb. 8). Ahorn wächst in Konkurrenz mit Buche und Eiche schlechter als im Reinbestand (Abb. 9).

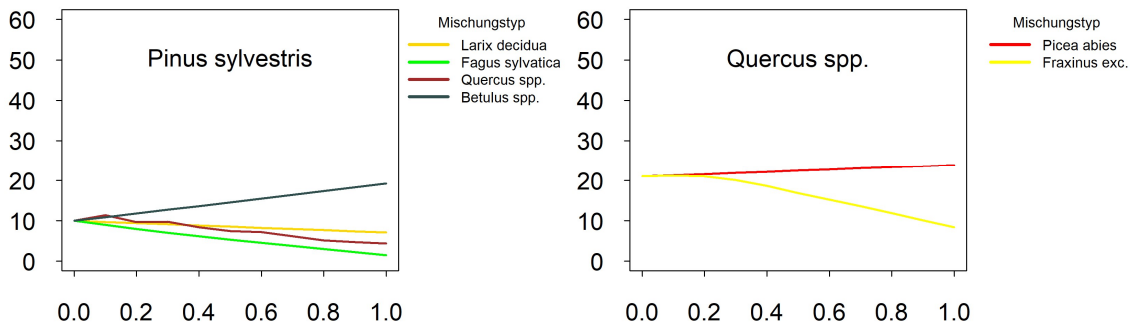


Abb. 8: Kreisflächenzuwachs von Kiefer und Eiche im Mischbestand

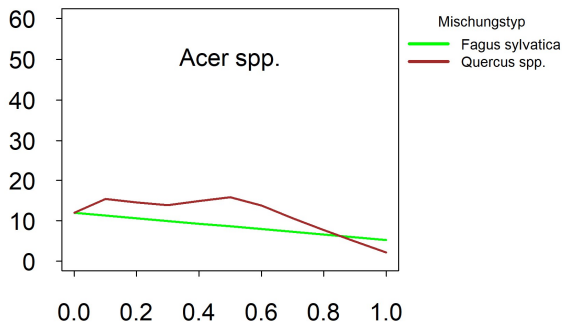


Abb. 9: Kreisflächenzuwachs von Ahorn im Mischbestand

Diskussion und Schlussfolgerungen

Der Modellansatz ermöglicht eine Modellierung des Waldwachstums auf Basis von Dichte, Klima, Nutzung, Boden und Mischung für 22 Baumarten. In dem Modellansatz wurden Variablen, die selbst einer starken Veränderung unterliegen oder schwer zu messen sind (z.B. Vegetationstyp, Mächtigkeit des Auflagehumus), vermieden und in das Modell nicht aufgenommen. Auch proxy-Variablen für das Klima, wie z.B. die Seehöhe wurden nicht in das Modell aufgenommen, sondern die ursächlichen Klimavariablen Temperatur und Niederschlag. Potentielle Evapotranspiration und Trockenindizes wurden ebenfalls getestet. Hier ergab sich aber eine schlechtere Modellgüte als für Modelle mit Temperatur und Niederschlag.

Die Modelle basieren auf der breiten Datenbasis der Österreichischen Waldinventur und sie sind daher für viele Standorte anwendbar. Aufgrund der guten Datenbasis sind die Modellprognosen sehr robust und die Modelle liefern plausible Zuwächse auch an unabhängigen Daten. Eine weitere Verbesserungsmöglichkeit der Modellierung könnten regionale Modelle sein. Limitierende Standortfaktoren variieren in Österreich stark. Zum Beispiel ist das Wachstum in den Hochlagen oft vorwiegend temperaturlimitiert, in tieferen Lagen aber durch Trockenheit begrenzt (Vospernik and Nothdurft 2018). In montanen Lagen spielen Temperatur und Niederschlag eine wichtige Rolle, aber keiner der beiden Faktoren ist alleine begrenzend. Regionale Modelle nach Klimaregionen, könnten zu noch klareren Standort-Klimamodellen und besseren Prognosen führen als ein österreichweites Modell.

Der gewählte Modellansatz beschreibt das Klima über das langjährige Mittel am Standort und die jährliche Abweichung davon und bildet daher die Klimaveränderung exakt nach. Erste Simulationen mit dem Modell für verschiedene Klimaszenarien, ergeben plausible Zuwachsänderungen. Allerdings sind in Österreich im Inventurzeitraum Abweichungen von maximal 1.5°C in der Inventurperiode beobach-

tet worden und diese Abweichungen sind geringer als der in extremeren Klimaszenarien prognostizierte Anstiege von 4.5°C relativ zur Periode 1971-2000 (Jacob et al. 2014). Solche extremen Klimaszenarien werden daher vom Modell möglicherweise nicht gut abgebildet.

Die Korrelation zwischen Wachstum und Klima ist in zeitlich höher aufgelösten Daten wie Jahrringdaten oder Dendrometerdaten deutlich besser (z.B. Nothdurft and Vospertnik 2018, Vospertnik and Nothdurft 2018). Die Analyse von Klimabeziehungen anhand von Dendrometerdaten zeigt darüber hinaus auch deutlich andere Wachstumszeiten und jährliche Wachstumsverläufe der gleichen Baumart auf verschiedenen Standorten (Strieder und Vospertnik 2021). Diese Information geht bei Inventurdaten verloren. Ähnlich zeigt auch die Reaktion von Bäumen auf Freistellung einen deutlichen zeitlichen Verlauf, der aus Inventurdaten nicht beschrieben werden kann. Für räumlich repräsentative und zeitlich hochaufgelöste Modellansätze wird es also in Zukunft notwendig sein verschiedene Datenquellen zu kombinieren. Generalisierte additive Modelle sind eine flexible Klasse von Modellen mit einem großen Potential, solche komplexen Wachstumsbeziehungen zu modellieren.

Literaturverzeichnis

- (IPCC), I.P. on C.C. 2013. Climate Change 2013: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. and New York.
- Aldea, J., Ruiz-Peinado, R., del Río, M., Pretzsch, H., Heym, M., Brazaitis, G., Jansons, A., Metslaid, M., Barbeito, I., Bielak, K., Granhus, A., Holm, S.O., Nothdurft, A., Sitko, R., and Löf, M. 2021. Species stratification and weather conditions drive tree growth in Scots pine and Norway spruce mixed stands along Europe. *For. Ecol. Manage.* 481(October 2020). doi:10.1016/j.foreco.2020.118697.
- Assmann, E. 1961. Waldertragskunde. Organische Produktion, Struktur, Zuwachs und Ertrag von Waldbeständen. BLV Verlagsgesellschaft, München, Bonn, Wien.
- Bitterlich, W. 1948. Die Winkelzählprobe. *Allg. Forst- u. Holzwirtschaftszeitung* 59: 4–5.
- Cavin, L., and Jump, A.S. 2017. Highest drought sensitivity and lowest resistance to growth suppression are found in the range core of the tree *Fagus sylvatica* L. not the equatorial range edge. *Glob. Chang. Biol.* 23(1): 362–379. doi:10.1111/gcb.13366.
- Efthymiadis, D., Jones, P.D., Briffa, K.R., Auer, I., Böhm, R., Schöner, W., Frei, C., and Schmidli, J. 2006. Construction of a 10-min-gridded precipitation data set for the Greater Alpine Region for 1800–2003. *J. Geophys. Res. Atmos.* 111(1): 1–22. doi:10.1029/2005JD006120.
- Engel, M., Vospertnik, S., Morin, X., Trotta, C., Steckel, M., Barbati, A., Nothdurft, A., Pretzsch, H., Skrzyszewski, J., Ponette, Q., and Brazaitis, G. 2021. Simulating the effects of thinning and species mixing on stands of oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl. / *Quercus robur* L.) and pine (*Pinus sylvestris* L.) across. *Ecological Model.*
- Gabler, K., and Schadauer, K. 2006. Methoden der Österreichischen Waldinventur 2000/02 Grundlagen, Entwicklung, Design, Daten, Modelle, Auswertung und Fehlerrechnung. BFW-Berichte 135: 1–6.
- Gamfeldt, L., Snäll, T., Bagchi, R., Jonsson, M., Gustafsson, L., Kjellander, P., Ruiz-Jaen, M.C., Fröberg, M., Stendahl, J., Philipson, C.D., Mikusiński, G., Andersson, E., Westerlund, B., Andrén, H., Moberg, F., Moen, J., and Bengtsson, J. 2013. Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nat. Commun.* 4. doi:10.1038/ncomms2328.
- Giuggiola, A., Bugmann, H., Zingg, A., Dobbertin, M., and Rigling, A. 2013. Reduction of stand density increases drought resistance in xeric Scots pine forests. doi:10.1016/j.foreco.2013.09.030.
- Hastie, T.J., and Tabshirani, R.J. 1990. Generalized Additive Models. New York.

- Hiebl, J., Auer, I., Böhm, R., Schöner, W., Maugeri, M., Lentini, G., Spinoni, J., Brunetti, M., Nanni, T., Tadić, M.P., Bihari, Z., Dolinar, M., and Müller-Westermeier, G. 2009. A high-resolution 1961-1990 monthly temperature climatology for the greater Alpine region. *Meteorol. Zeitschrift* 18(5): 507–530. doi:10.1127/0941-2948/2009/0403.
- Jacob, D., Petersen, J., Eggert, B., Alias, A., Christensen, O.B., Bouwer, L.M., Braun, A., Colette, A., Déqué, M., Georgievski, G., Georgopoulou, E., Gobiet, A., Menut, L., Nikulin, G., Haensler, A., Hempelmann, N., Jones, C., Keuler, K., Kovats, S., Kröner, N., Kotlarski, S., Kriegsmann, A., Martin, E., van Meijgaard, E., Moseley, C., Pfeifer, S., Preuschmann, S., Radermacher, C., Radtke, K., Rechid, D., Rounsevell, M., Samuelsson, P., Somot, S., Soussana, J.F., Teichmann, C., Valentini, R., Vautard, R., Weber, B., and Yiou, P. 2014. EURO-CORDEX: New high-resolution climate change projections for European impact research. *Reg. Environ. Chang.* 14(2): 563–578. doi:10.1007/s10113-013-0499-2.
- Jactel, H., and Brockerhoff, E.G. 2007. Tree diversity reduces herbivory by forest insects. *Ecol. Lett.* 10(9): 835–848. doi:10.1111/j.1461-0248.2007.01073.x.
- Jonsson, M., Bengtsson, J., Gamfeldt, L., Moen, J., and Snäll, T. 2019. Levels of forest ecosystem services depend on specific mixtures of commercial tree species. *Nat. Plants* 5(2): 141–147. Springer US. doi:10.1038/s41477-018-0346-z.
- Krajicek, J., Brinkman, K., and Gingrich, S. 1961. Crown Competition—A Measure of Density. *For. Sci.* 7(1): 35–42. doi:10.1093/forestscience/7.1.35.
- Mäkinen, H., and Isomäki, A. 2004. Thinning intensity and growth of Norway spruce stands in Finland. 77(4).
- Martonne, D. 1926. Une nouvelle fonction climatologique: L'indice d'aridité. *La Météorologie* 21: 449–458.
- McKee, T.B., Doesken, N.J., and Kleist, J. 1993. The relationship of drought frequency and duration to time scales. In *Proceedings of the Eighth Conference on Applied Climatology*. 17–22 January 1993 Boston. American Meteorological Society., Anaheim, California. pp. 179–184.
- Nothdurft, A. 2013. Spatio-temporal prediction of tree mortality based on long-term sample plots, climate change scenarios and parametric frailty modeling. *For. Ecol. Manage.* 291: 43–54. doi:10.1016/j.foreco.2012.11.028.
- Nothdurft, A., and Vospernik, S. 2018. Climate-sensitive radial increment model of Norway spruce in tyrol based on a distributed lag model with penalized splines for year-ring time series. *Can. J. For. Res.* 48(8): 930–941. doi:10.1139/cjfr-2018-0027.
- Pretzsch, H., Bielak, K., Bruchwald, A., Dieler, J., Dudzinska, M., Ehrhart, H.P., Jensen, A.M., Johannsen, V.K., Kohnle, U., Nagel, J., Spellmann, H., Zasada, M., and Zingg, A. 2013a. Mischung und Produktivität von Waldbeständen. *Ergebnisse langfristiger ertragskundlicher Versuche*. *Allg. Forst- und Jagdzeitung* 184(7–8): 177–196.
- Pretzsch, H., Schütze, G., and Uhl, E. 2013b. Resistance of European tree species to drought stress in mixed versus pure forests: Evidence of stress release by inter-specific facilitation. *Plant Biol.* 15(3): 483–495. doi:10.1111/j.1438-8677.2012.00670.x.
- Pretzsch, H., Steckel, M., Heym, M., Biber, P., Ammer, C., Ehbrecht, M., Bielak, K., Bravo, F., Ordóñez, C., Collet, C., Vast, F., Drössler, L., Brazaitis, G., Godvod, K., Jansons, A., de-Dios-García, J., Löf, M., Aldea, J., Korboulewsky, N., Reventlow, D.O.J., Nothdurft, A., Engel, M., Pach, M., Skrzyszewski, J., Pardos, M., Ponette, Q., Sitko, R., Fabrika, M., Svoboda, M., Černý, J., Wolff, B., Ruíz-Peinado, R., and del Río, M. 2020. Stand growth and structure of mixed-species and monospecific stands of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and oak (*Q. robur* L., *Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) analysed along a productivity gradient through Europe. *Eur. J. For. Res.* 139(3): 349–367. Springer Berlin Heidelberg. doi:10.1007/s10342-019-01233-y.

- Reif, A., Brucker, U., Kratzer, R., Schmiedinger, A., and Bauhus, J. 2010. Waldbau und Baumartenwahl in Zeiten des Klimawandels aus Sicht des Naturschutzes. In BfN-Skripten. Available from <http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/service/Skript272.pdf>.
- Rigling, A., Bigler, C., Eilmann, B., Feldmeyer-Christe, E., Gimmi, U., Ginzler, C., Graf, U., Mayer, P., Vacchiano, G., Weber, P., Wohlgemuth, T., Zweifel, R., and Dobbertin, M. 2013. Driving factors of a vegetation shift from Scots pine to pubescent oak in dry Alpine forests. *Glob. Chang. Biol.* 19(1): 229–240. doi:10.1111/gcb.12038.
- Roloff, A., and Grundmann, B.M. 2006. Waldbaumarten und ihre Verwendung im Klimawandel. *Arch. für Forstwes. und Landschaftsökologie* 42(January): 97–109.
- Ruiz-Peinado, R., Pretzsch, H., Löf, M., Heym, M., Bielak, K., Aldea, J., Barbeito, I., Brazaitis, G., Drössler, L., Godvod, K., Granhus, A., Holm, S.O., Jansons, A., Makrickienė, E., Metslaid, M., Metslaid, S., Nothdurft, A., Otto Juel Reventlow, D., Sitko, R., Stankevičienė, G., and del Río, M. 2021. Mixing effects on Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) productivity along a climatic gradient across Europe. *For. Ecol. Manage.* 482(November 2020). doi:10.1016/j.foreco.2020.118834.
- Schuldt, B., Buras, A., Arend, M., Vitasse, Y., Beierkuhnlein, C., Damm, A., Gharun, M., Grams, T.E.E., Hauck, M., Hajek, P., Hartmann, H., Hiltbrunner, E., Hoch, G., Holloway-Phillips, M., Körner, C., Larysch, E., Lübke, T., Nelson, D.B., Rammig, A., Rigling, A., Rose, L., Ruehr, N.K., Schumann, K., Weiser, F., Werner, C., Wohlgemuth, T., Zang, C.S., and Kahmen, A. 2020. A first assessment of the impact of the extreme 2018 summer drought on Central European forests. *Basic Appl. Ecol.* 45: 86–103. doi:10.1016/j.baae.2020.04.003.
- Sohn, J.A., Hartig, F., Kohler, M., Huss, J., and Bauhus, J. 2016. Heavy and frequent thinning promotes drought adaptation in *Pinus sylvestris* forests. *Ecol. Appl.* 26(7): 2190–2205. doi:10.1002/eap.1373.
- Strieder, E., and Vospertnik, S. 2021. Intra-annual diameter growth variation of six common European tree species in pure and mixed stands. doi:10.14214/sf.10449.
- Thorntwaite, C.W. 1948. An approach toward a rational classification of climate. *Geogr. Rev.* 38(1): 55–94. doi:doi.org/10.2307/210739.
- Vicente-Serrano, S.M., Beguería, S., and López-Moreno, J.I. 2010. A multiscalar drought index sensitive to global warming: The standardized precipitation evapotranspiration index. *J. Clim.* 23(7): 1696–1718. doi:10.1175/2009JCLI2909.1.
- Vospertnik, S. 2021. Basal area increment models accounting for climate and mixture for Austrian tree species. *For. Ecol. Manage.* 480. doi:10.1016/j.foreco.2020.118725.
- Vospertnik, S., and Nothdurft, A. 2018. Can trees at high elevations compensate for growth reductions at low elevations due to climate warming? *Can. J. For. Res.* 48(6): 650–662. doi:10.1139/cjfr-2017-0326.
- Wykoff, W.R. 1990. A basal area increment model for individual conifers in the Northern Rocky Mountains. *For. Sci.* 36(4): 1077–1104.

Interactive procedural forest in game engine environment as background for forest modelling

Marek Fabrika
Technical University in Zvolen

Abstract

The paper answer following questions: Why is the forest visualisation important in forest modelling? What kind of forest visualization is convenient? What functionality of forest visualisation is required? The contribution presents real application developed in Unity3D Game Engine Environment and integration with process-based modelling approach. The concept of a flexible simulation plot, relational database model, procedural tree trunk, procedural tree crown, interactive trees and an interface for process-based prognosis are presented. Next challenges are discussed.

Introduction

Forest visualization is an essential part of modern tools for predicting forest development (Fabrika and Pretzsch 2013). A forest is a complex system whose condition is defined by its species, diameter, height as well as spatial structure. When assessing the condition of the forest, not only production but also ecological and economic characteristics are taken into account, which often result in a more comprehensive assessment of ecosystem services. Forest visualization can replace numerical, tabular and graphical data so that the data is perceived very similarly, regardless of the type of evaluator, i.e. whether it is a layman or a professional. The visualization of the forest that would meet such attributes should be three-dimensional. It should be real time. It should allow movement in the visualized forest. Ideally, it should allow interactivity, which means the ability to obtain information about the selected tree, or the ability to mark the trees. It should also be dynamic, meaning that it should support effects such as the movement of branches and assimilation organs under the influence of air flow or the casting of shadows or reflections. It should therefore support a high degree of immersiveness. Such a visualization of the forest can be achieved today using virtual reality built in the environment of game engines.

The Technical University in Zvolen currently has a tool for forest visualization, which is part of the SIBYLA software (SIBYLA Triquetra 2021). The virtual forest can be viewed on a PC, in an OCULUS Rift helmet or on a CAVE device built in a special hall (CAVE 2021). Unfortunately, the visualization of the virtual forest is still schematic. Tree trunks are composed of simple objects. The tree crowns are textured to vertical planes and do not contain separate objects of branches and assimilation organs. Visualization does not include the movement of objects in the wind, nor the penetration of light through the tree crowns, light reflections and shadows. The virtual forest was built on the basis of the VRML97 concept, which is already obsolete and does not provide all the features needed for an immersive experience. Today, there are possibilities for a photorealistic visualization of the forest. The proof is current computer games. However, the scenes of the forest landscape are prepared in advance in the form of pre-built game levels. The concept of generating a forest landscape in a real-time game engine environment based on external data on the terrain and forest cover, for example from a database, is not yet commonly available today.

Concept, requirements, and selection of the game engine

The concept of forest visualization should be based on an immersive virtual reality using a suitable game engine. The functional requirements should be as follows:

- a) In the environment of a virtual forest, there should be unrestricted movement in the form of walking or running and flying. The best from the point of the first-person view, the so-called FPS mode.
- b) Forest visualization should be connected to a relational database that stores information about the terrain and individual trees.
- c) The terrain should be procedural. This means that it should be generated automatically based on the data structured in the database.
- d) Trees should be procedural. This means that they should be created based on data stored in the database, such as tree species, position on the plot, trunk and crown dimensions, or tree quality.
- e) Trees should be botanically correct and sufficiently detailed, for example with crown branching and visualization of individual leaves.
- f) In addition to trees, the forest should contain other objects that are part of it: stones, litter, grass surface, microflora, shrubs, dead wood, stumps etc.
- g) Visualization should support basic physical properties, such as the movement of branches and assimilation organs under the influence of air and wind movement, casting shadows based on the position of the Sun in the sky and clouds, reflections, and so on.
- h) Visualization should support interactivity. The basis is to obtain information about the selected tree, marking the tree (crop tree or tree for cutting), cutting the tree, or its return, saving and loading the marked trees, etc.
- i) Visualization should include an interface for the model to predict forest development, ideally on process-based principles, so that it is possible to predict forest development.
- j) The visualization should include an interface for quantifying the ecosystem services based on forest structure and other data stored in a structured database, which may also be subject to forest prediction tools.
- k) In a virtual forest, the state of which is predicted for the future, a so-called teleport should be allowed, i.e. a shift in time.
- l) Due to the recommended process-based principles for predicting the forest development, where a change in forest structure can be predicted at short intervals, such as hours, weather visualization should also be supported: sun movement across the sky, clouds, wind, precipitation, etc.
- m) Additional tools such as web links or opening panoramic images at selected points in the visualized forest are also suitable.

Due to the possibility of progressive development, it is wise to use a game engine that is freely available. Today it is mainly Unreal Engine and Unity 3D. The Unreal Engine is more complex in terms of integrated tools and has more flexible options for creating virtual reality. However, it has a more complicated user interface. In terms of the number of supporting assets, it is comparable to Unity 3D. It

also has comparable community support. However, there are fewer tutorials and examples, and it supports fewer platforms for final products. If the Unreal engine uses the C++ language, the Unity 3D is the basic C# language. Due to the above features, we chose the Unity 3D game engine for the development of the virtual reality of the forest.

Development methods

a) The concept of a flexible simulation plot

Existing forest development simulation tools are often limited to a representative simulation plot, such as 50 x 50 m or 100 x 100 m (Nagel 1996, Pretzsch et al. 2002, Fabrika 2005). With such selected plots, it is necessary to solve the problem with the edge effect in modeling the competition of trees and there are also complications in the need to visualize the whole forest landscape, respectively in modeling of regeneration procedures on larger areas. From this point of view, we chose the concept of a flexible simulation surface (Fig. 1). It is a regular square network that divides the forest area into equally large parts. Regular square plots are marked with the PLOT identifier. However, these plots contain trees, the affiliation of which is registered not only with respect to the square network, but also with respect to the forest stand. Forest stands are marked with the STAND identifier. Thus, the boundaries of forest stands can pass through individual simulation plots, and each tree carries information about the affiliation to the plot as well as to the forest stand. The simulation of forest development in each simulation plot is then done by considering the condition of trees not only in the plot but also in the surrounding neighboring plots (8 plots). This minimizes the impact of the edge effect on competitive relations and allows the visualization of the entire forest landscape as well as considering the morphology of the forest landscape terrain or simulating regeneration procedures in the forest complex. This system is also backward compatible with classical procedures, it means a representative simulation plot. In this case, one plot coincides with one forest that the plot represents.

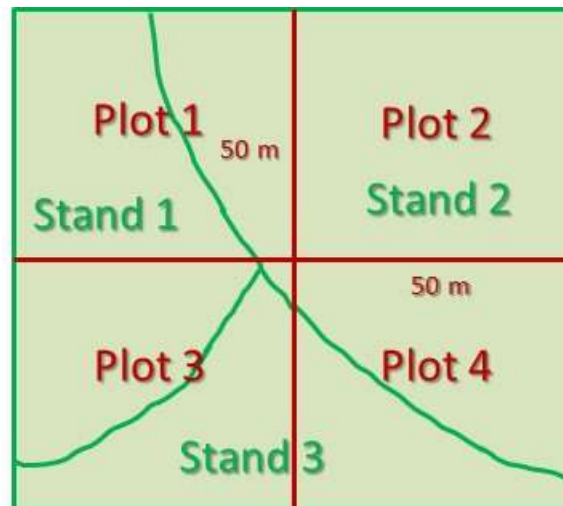


Fig. 1: The concept of a flexible simulation plot

b) Relational database model

The relevant relational database model is also connected to the concept of a flexible simulation plot (Fig. 2). The basis is the PLOTS table, which can be connected in a 1: 1 relationship to the TERRAIN table

(one plot can have only one terrain defined) and is always connected to the TREES table in a 1: n relationship (there can be several trees on one plot). TERRAIN describes the character of the terrain detailed by the coordinates of the plate model in the SURFACE table (relation 1: n). TREES describes individual trees, and the MARKS table in a 1: 1 relationship can contain information about the marking of the tree (target or for harvesting). In addition, there is the STANDS table, which contains a list and characteristics of forest stands. The tables CLIMATE, SOIL and WEATHER are connected to the table STANDS in the relation 1: n. The given tables describe a series of climatic characteristics, soil characteristics and weather characteristics over time (hence 1: n). Each tree in the TREES table then has an identifier for the corresponding forest in the STANDS table. The overall characteristics of the quantification of ecosystem services are then summarized for individual stands within the plots (OUTPUT_PLOT_STAND) and within them also for individual trees in the forest stands on the given plots (OUTPUT_PLOT_SPECIES). In this way, it is then possible to aggregate total data for entire forest stands. The simulation and thus also the visualization of the forest can then be done according to individual plots or even for the whole forest landscape. Due to the possibility of re-generating the forest structure and repeating the prediction, data for the identified structures and prognosis are stored. Information about the change of data over time using time identifiers (year, day, hour) is also stored.

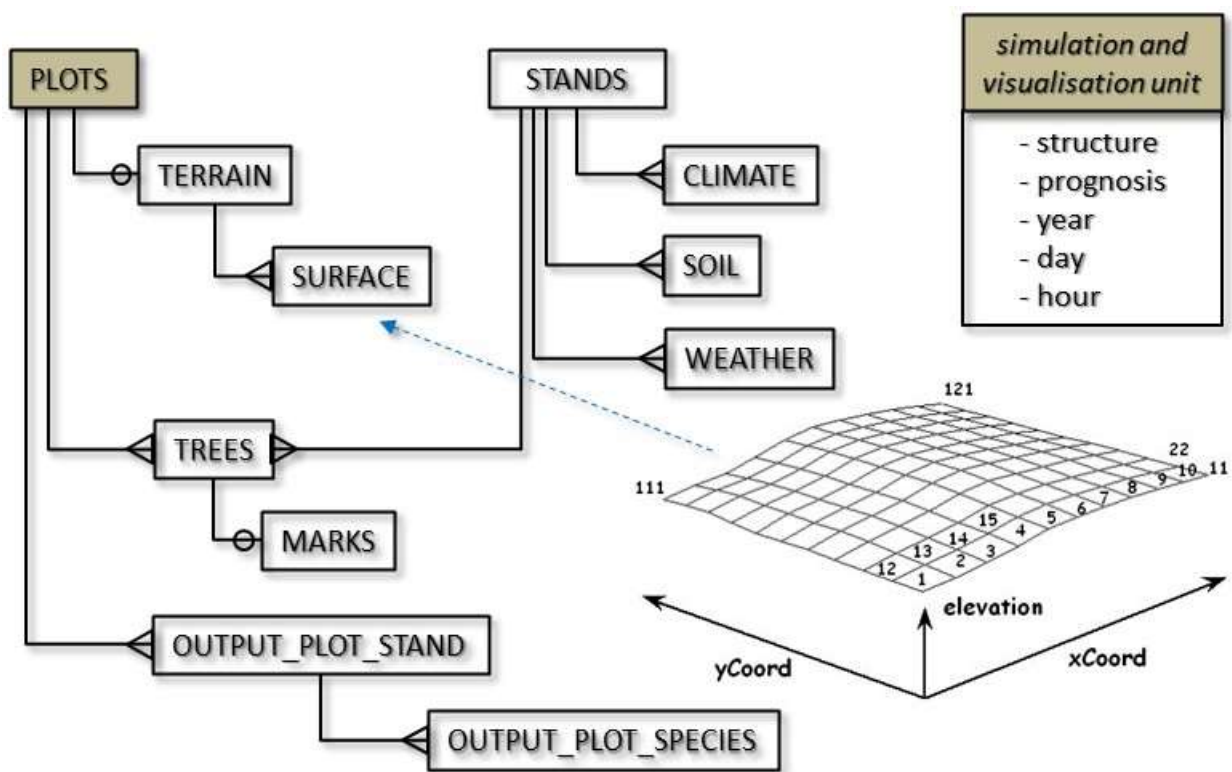


Fig. 2: Relational database model

c) Procedural tree trunk

Trunk models of individual tree species were created for forest visualization. The construction principle of the model is shown in Fig.3. The models were created using the principles of close-range photogrammetry. Representative trees were selected for selected species. The trees had a botanically typical appearance. They were in flat terrain (due to the need for a symmetrical trunk foot). There were no

obstacles that would prevent the view of the trunk from every direction. Trees with a continuous trunk with a diameter of at least 30 cm and a trunk height of at least 8 m were selected. When taking images, we changed the horizontal direction around the trunk along the slide circle and changed the vertical direction from the base of the tree to the beginning of the tree crown. The images were taken so that they had sufficient overlap (min. 30%). An average of 150 to 300 images were taken for each selected tree. A point cloud was created from the images thus taken in the environment of Agisoft Photoscan software, which was subsequently replaced by vector polygons (meshes). Triple level of detail (LOD) models have been created: LOD0 with about 5000 triangles and texture with a resolution of 4096 pixels, LOD1 with about 2500 triangles and texture with a resolution of 4096 pixels, and LOD2 with about 1000 triangles and texture with a resolution of 2048 pixels. The models were created for a living trunk as well as for two types of dead trunks (freshly dead trunk - up to approx. 5 years and rotten - over 5 years). Stump models were also made. Models were created in OBJ format. An initial reference point with coordinates (0, 0, 0) was chosen at the trunk foot. The point is used to place the tree in the terrain of the forest stand. An ANCHOR node in the form of a sphere was placed at a height of 1.3 m, the diameter of which coincides with the diameter of the tree at this height. At the thinner end of the trunk, another KNOT node was placed, which serves as a reference point for connecting the tree crown to the tree trunk. The scaling of the trunk to the real diameter of the tree and the length of the trunk after the crown is placed is ensured by the created algorithm, which considers the size and position of the nodes as well as the algorithms of taper curves of the stem according to Petráš (1989, 1990). The taper curves were chosen with respect to the absolute height of the ANCHOR node location (1.3 m), which changes with the scale in the vertical direction. The tree trunks are then randomly rotated in the vertical direction. This rotation and resizing of the trunks create the impression of trunk diversity. Thus, 24 prototypes of tree trunks were created: spruce, fir, pine, larch, Douglass, beech, oak, hornbeam, maple (1), maple (2), sycamore, ash, elm, lime, locust, birch, poplar, aspen, willow, alder, cherry, rowan, walnut, and plane.

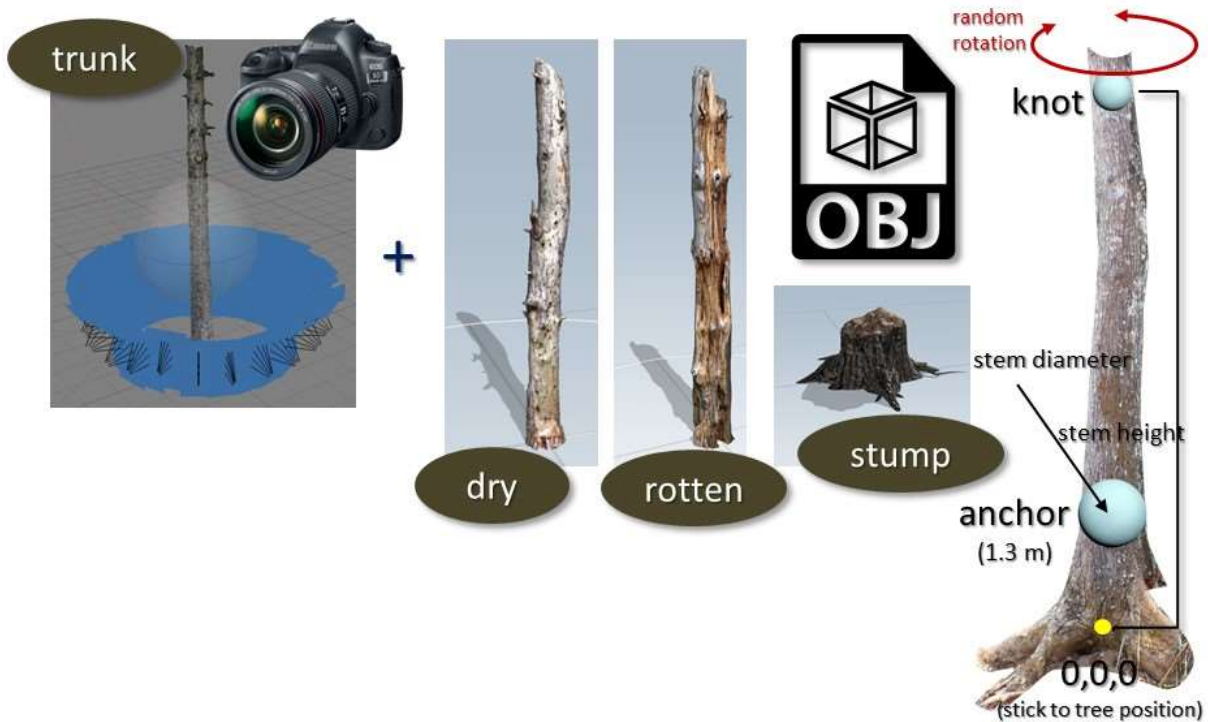


Fig. 3: The construction principle of a tree trunk procedural model

d) Procedural tree crown

Tree crown models were created in the SpeedTree Modeller environment. Models offered within commercially available libraries of tree species were used. The crowns were adjusted in the environment of the instrument so that the crown of the tree covered the entire axis of the trunk. The parameters of the branching and dimensions of the crown objects were modified as needed in the environment of the software tool. Branches and assimilation organs were replaced, if necessary, by photographed branches of collected empirical material. The principle of textures with a transparent background was used. Image keying methods were used to filter the background. The tree crown model was supplemented by the AMBIT node, which is located at the beginning of the crown axis with reference coordinates (0, 0, 0). The node has a spherical shape, and its diameter is identical to the widest diameter of the crown model. It is used to connect the tree crown to the KNOT node on the trunk model and to scale the crown in the horizontal direction. The APEX node is located at the top of the tree crown, which is used to scale the tree crown in the vertical direction based on its distance from the AMBIT node. The crown model is randomly rotated in the direction of the vertical axis when placed on the tree trunk. Amount of crown prototypes is identical to number of trunk prototypes (24). The principle of construction of the procedural crown is shown in Figure 4.

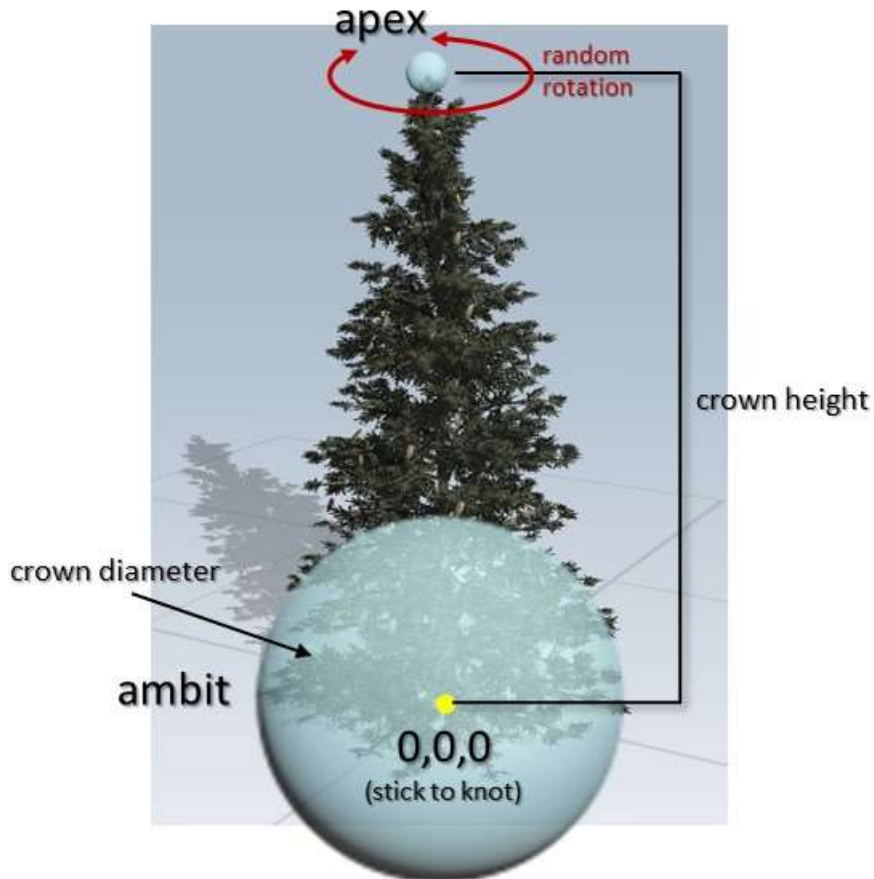


Fig. 4: The construction principle of a tree crown procedural model

e) Interactive trees

Tree models are created in the form of prefabricated parts, which are associated with the BIOMETRY script. The scripts encapsulate the tree parameters (identifier, year, stand, tree species, age, diameter, height, crown diameter, crown placement height, tree coordinates on the plot, tree quality parameters, etc.). One of the encapsulated methods is to display tree information in the info window. The second method is the method for placing the tree on the plot as well as the method for updating the tree parameters during the time frame change of the visualization. Another method encapsulated in the BIOMETRY object is to change the tree marking (red circle = tree intended for cutting, green circle = crop tree), representation of the tree growth area (white circle in the trunk axis with the width of the tree crown), tree cutting and undo of this action. Examples of interaction are shown in Figure 5. The methods are linked to an event that expresses the location of the cursor on a tree object. The event is solved by tracing the beam from the eye height of the FPS object (player or user) towards the front.



Fig. 5: Examples of forest visualization and interactions with trees

f) Interface to process-based prognosis

Forest visualization is connected via a defined database structure and configuration file to external software modules that enable forest development prognosis. The structure of the modules is adapted to process-based models in a standardized form. However, the defined interface allows you to connect other types of models. The connection of software modules uses so-called slots. The slots are marked with the module serial number and a letter that expresses the type of information associated with the slot: A = slot name, B = module type (explicit / implicit), C = tool name, D = disk path to the module. There are 14 slots. Table 1 lists the standardized modules.

Tab. 1: List of standardized modules for forest development prediction connected to forest visualization via defined slots.

slot number	slot name	tool name	tool description
1	ATLANTIS - Automated Tree Localization And Necessary Tree Information Setup	structure generator	generating the initial forest structure from various data sources
2	TARTARUS - Target Trees Arbitrary for Usage	plot selector	plot selection for simulations of forest development
3	CAMELOT - Climate And Meteorological Long-term Trends	climate predictor	prediction of the development of climatic characteristics of the forest

4	WALHALLA - Weather Approximation Linked to Hourly-Annual Likelihood Limited Algorithms	weather generator	generating weather characteristics from climate characteristics for hourly simulation intervals
5	ASGARD - Astronomical & Geographical Algorithms of Radiation Distribution	radiation emulator	derivation of solar radiation characteristics with an hourly interval
6	SHANGRI-LA - Soil Hydrology And Nutrients General Regime Impacts -Launching Aspects	soil generator	generation of soil characteristics
7	XIBALBA - Extended Information Balancing Behavioural Aspects	parameter adjustor	process model parameters adjusting
8	SHAMBALA - Simulation & Hierarchical Algorithms of Matter Balance and Allocation	process-based calculator	calculation of the development of primary wood production with an hourly interval based on process models
9	THEBES - Thinnings & Ecomanagement Building Ecosystem Services	management controller	forest management settings
10	PAITITI - Prognosis Application for Individual Tree In Time Incrementing	forest predictor	forest development prediction
11	AVALON - Advanced Valuation of Nature	ecosystem services valuator	assessment of forest ecosystem services based on quantification
12	AKATOR - Analytical Kit for Achieving Trends & Observing Relations	forest analyser	analysis of forest development in time and space
13	ANGKOR - Additional Native General Kind of References	reference models	yield tables, distribution, and biome model as reference models
14	AGHARTHA - Aggregated Help About Relations, Theory & Applications	model guide	growth model principles and algorithms description

Conclusion

The presented methodology and application for forest visualization uses the potential of the Unity 3D game engine. It has a high degree of immersiveness and is integrable with the growth model. The potential of the application can be used in the educational process, research, public relation and in selected practical applications. Another challenge for improving the application seems to be the addition of several tree variants due to age, quality and damage, the possibility of integrating the visualization of scanned point clouds in addition to forest visualization as well as migrating the application to HMD (Head Mounted Display) devices such as OCULUS RIFT or HTC Vive. However, the most important task is the development of growth simulator modules, as presented in Table 1. Their completion will create a robust tool for forest development prediction and its sophisticated visualization.

Acknowledgement

Presented research was supported by project KEGA No. 011TU Z-4/2019, titled 'Forest visualization by Unity 3D game engine for e-learning' and project No. APVV-19-0035, titled 'Simulation and visualization analytical tool for forest planning (SAVANT)'.

References

- CAVE (2021): web link: <http://etools.tuzvo.sk/cave/>
- FABRIKA, M., 2005: Simulátor biodynamiky lesa SIBYLA. Konceptcia, konštrukcia a programové riešenie. (SIBYLA Forest biodynamics simulator. Conception, construction, and programming solution.) Habilitačná práca (Habilitation Thesis), Technická univerzita vo Zvolene (Technical university in Zvolen), 238 p.
- Fabrika, M., Pretzsch, H. (2013): Forest ecosystem analysis and modelling. Technical university in Zvolen, 620 p.
- Nagel, J. (1996): Anwendungsprogramm zur Bestandesbewertung und zur Prognose der Bestandesentwicklung. Forst und Holz, 3, p. 76-78.
- Petráš, R. (1989): Matematický model tvaru kmeňa ihličnatých drevín (Mathematical model of the stem taper curve for coniferous species). Lesníctví, 35, Nr. 10, p. 867-878.
- Petráš, R. (1990): Matematický model tvaru kmeňa listnatých drevín (Mathematical model of the stem taper curve for deciduous species). Lesnícky časopis, 36, Nr. 3, p. 231-241.
- Pretzsch, H., Biber, P., Ďurský, J. (2002): The single tree-based stand simulator SILVA: construction, application and evaluation, Forest Ecology and Management 162, p. 3-21.
- SIBYLA Triquetra (2021): web link: <http://sibyla.tuzvo.sk/>

Wachstumsreaktionen der Fichte (*Picea abies* (L.) H. KARST) auf klimatische Verhältnisse – Ergebnisse einer 36-jährigen Dauerbeobachtung in Nordrhein-Westfalen

*Dr. Carolin Stiehl, Jana Hanke
Zentrum für Wald und Holzwirtschaft (Wald und Holz NRW)*

Zusammenfassung

Im Jahr 1984 wurden in Fichtenbeständen in NRW, die sich in Höhenlagen zwischen 150 m ü.NN und 790 m ü.NN befanden, jährlich abzulesende Dauerumfangmessbänder installiert, um das Wachstum dieser Baumart zu dokumentieren. Die Höhen der Bäume wurden alle 5 Jahre erhoben. Die Bestände wurden während der Versuchslaufzeit in der Regel nicht durchforstet.

Auf diese Weise ist eine 36 Jahre umfassende, echte Zeitreihe zum Wachstum der Fichte in unterschiedlichen Höhenlagen auf verschiedenen Standorten Nordrhein-Westfalens entstanden. Um die Wachstumsreaktionen der Fichte auf klimatische Verhältnisse zu ermitteln, wurden die gewonnenen jährlichen Zuwachsdaten mit jährlichen regionalen Klimadaten des Deutschen Wetterdienstes verschnitten. So ließen sich die Reaktionen auf Schwankungen in Jahresmitteltemperatur und Jahresniederschlag auf den einzelnen Flächen abbilden.

Des Weiteren wurde die jährlich vorliegende Grundflächenentwicklung der Fichtenbestände mit Orkaneignissen in Zusammenhang gesetzt, um die Schadensanfälligkeit der Fichten aufzuzeigen.

Einleitung

Mit einem Anteil von 30% war die Fichte (*Picea abies* (L.) H. KARST) bei der Landeswaldinventur 2014 in Nordrhein-Westfalen die häufigste Baumart (WALD UND HOLZ NRW, 2016). Dies ist historisch zu großen Teilen mit den großen Wiederaufforstungen nach dem zweiten Weltkrieg zu erklären. Außerdem wurde die Fichte häufig zum Anbau ausgewählt, da sie als beliebtes Bauholz am Markt gut verkäuflich ist und dabei vergleichsweise geringe Begründungs- und Pflegekosten sowie eine geringe Produktionszeit aufweist. Besonders in den Mittelgebirgsregionen Nordrhein-Westfalens haben sich seit Jahrzehnten Nadelholzsägewerke etabliert, die vor allem Fichte einschneiden. Gleichzeitig ist die Fichte jedoch eine Baumart mit einem hohen Betriebsrisiko aufgrund ihrer Windwurfgefährdung und Gefährdung für Käferkalamitäten. Dies verstärkt sich unter den Bedingungen des fortschreitenden Klimawandels (z.B. SPELLMANN et al., 2007, KÖLLING et al., 2009). Aktuell fällt die Fichte auf vielen Standorten aufgrund langanhaltender Trockenperioden und Borkenkäferkalamitäten aus.

Zwischen Januar 2018 und September 2020 fielen in NRW rund 30,7 Millionen Festmeter Kalamitätsholz in der Fichte an (MULNV NRW, 2020a). Auch von den im Rahmen der vorliegenden Studie untersuchten Beständen in den typischen „Fichtenregionen“ NRWs fielen 18 von 20 Beständen bis 2020 aus. Am so entstandenen Ende der Beobachtungsreihe ist die Gelegenheit passend für eine Rückschau auf 36 Jahre Fichten-Dauerbeobachtung in NRW: Wie haben die untersuchten Fichten auf Trocken- oder Hitzeperioden zwischen 1984 und 2021 reagiert? Sind Zuwachsverluste nachweisbar? Haben Stürme und andere Schadereignisse die undurchforsteten Bestände destabilisiert und war eine Erholung möglich? Für die Zukunft stellen sich weitere Fragen wie: Kann die weiterhin aus Naturverjüngung entstehende Fichte in die zukünftige Waldbewirtschaftung im Klimawandel integriert werden? Wenn ja, auf

welche Weise? Zur Vorstellung der Untersuchung bei der Sektionstagung Ertragskunde des DVFFA wurden erste Auswertungen durchgeführt, die noch intensiviert werden sollen.

Material

Auf typischen Fichtenstandorten in den Regionen der Mittelgebirge in NRW (Abb.1) wurden im Jahre 1984 16³ ertragskundliche Versuchsflächen angelegt (SPELSBERG, 1986). Im Jahre 1986 wurde der Versuch um 5 weitere Flächen erweitert. Ausgewählt wurden geschlossene Bestände ab 55 Jahren. In diesen Beständen wurden Versuchspartellen mit ca. 0,25 ha Flächengröße angelegt, in denen jede Fichte mit einem Dauerumfangmessband ausgestattet war und die von diesem Zeitpunkt an nicht mehr durchforstet werden sollten.

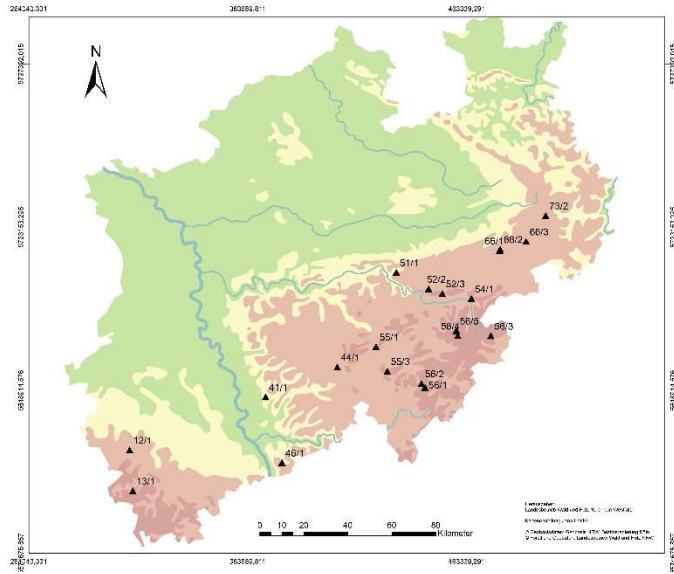


Abb. 1: Lage der Versuchsflächen in NRW.

Tab. 1: Versuchsflächen des Dauerbeobachtungsversuchs. Daten bei Flächenausweisung (SPELSBERG, 1986/1988). 5 Flächen wurden 1986 nachträglich hinzugefügt.

Fläche	Nr.	Höhe m ü.NN	Geländeform	Exposition	Alter
Königsforst	41/1	150	Ebene		60
Siegburg	46/1	220	Oberhang	SO	74
Arnsberg	51/1	250	Hang	S-SW	80
Paderborn	66/2	340	Ebene		73
Büren	66/3	345	Plateau		103
Paderborn	66/1	355	Ebene		63
Paderborn	73/2	385	Oberhang	NW	79
Hürtgenwald	12/1	390	Plateau		55
Waldbröl	44/1	430	Kuppe		84
Meschede	52/3	450	Mittelhang	S	104 (1986)
Obereimer	52/2	480	Mittelhang	S	76 (1986)
Olsberg	54/1	500	Mittelhang	SW	76 (1986)
Attendorn	55/1	520	Oberhang	NW	72
Olpe	55/3	540	Oberhang	O	66
Glindfeld	56/3	560	Unterhang	SO	76
Hilchenbach	56/1	560	Unterhang	S	86
Monschau	13/1	575	Plateau		65
Hilchenbach	56/2	670	Plateau		61
Schmallenberg	56/4	745	Plateau		90 (1986)
Schmallenberg	56/5	790	Mittelhang	SO	78 (1986)

³ Eine Fläche fiel 1993 aus und wird daher nicht mehr aufgeführt.

Methoden

Die Umfangmessbänder wurden jährlich abgelesen. Die Herleitung der Höhe der Fichten fand über das Einsetzen des jeweiligen BHDs in eine Bestandeshöhenkurve statt, die alle 5 Jahre durch die Messung von 30 Bäumen pro Fläche ermittelt wurde.

Die waldwachstumskundlichen Kenngrößen (G/ha, Oberhöhe (h100)) wurden entsprechend der allgemeinen Vorgaben in KRAMER & AKÇA (2008) berechnet.

Entwicklung der Messflächen über gesamte Versuchslaufzeit

Um sich einen Überblick der Entwicklungen der einzelnen Messflächen über die Versuchslaufzeit von 36 Jahren zu verschaffen, wurde die Oberhöhe (h100) über dem Alter im Vergleich zu den Oberhöhengrenzwerten der Ertragsklassen aus den Hilfstafeln der Forsteinrichtung (SPELSBERG 1989) abgebildet. Des Weiteren wurde die Entwicklung der Grundfläche pro Hektar über dem Alter im Vergleich zur Entwicklung der Grundfläche in den Hilfstafeln der Forsteinrichtung (SPELSBERG 1989), erstellt auf Grundlage der Ertragstafeln von WIEDEMANN 1936/1942, abgebildet. In letzterer Darstellung wurde des Weiteren das Orkanereignis Kyrill durch eine rote gestrichelte Linie markiert. Aus Darstellungsgründen beginnt die x-Achse (G/ha) bei 20 m²/ha. Die wenigen darunterliegenden Werte liegen weit außerhalb der V. Ertragsklasse und sind vernachlässigbar.

Wachstumsreaktionen der Fichte auf klimatische Verhältnisse

Um Wachstumsreaktionen der Fichte auf klimatische Verhältnisse abzubilden, wurde der BHD-Zuwachs der Einzelbäume pro Jahr berechnet und anschließend pro Fläche gemittelt. Der so erhaltene mittlere BHD-Zuwachs pro Fläche wurde ins Verhältnis gesetzt zu den herrschenden klimatischen Verhältnissen auf den Flächen in den Einzeljahren. Zu Beschreibung dieser Verhältnisse wurden der Jahresniederschlag [mm] und die Jahresdurchschnittstemperatur [°C] genutzt. Weil auf den Versuchsfeldern keine Klimastationen installiert waren, wurden diese Werte durch die Verschneidung der Flächendaten mit Rasterdaten des Deutschen Wetterdienstes, die in einer Auflösung von 1 km² vorliegen, ermittelt. Beim Jahresniederschlag wurden die Daten des REGNIE-Modells genutzt. In diesem werden für jeden Quadranten im Raster die Niederschlagswerte durch eine Interpolation der Werte von mindestens 10 der nächstgelegenen Wetterstationen des DWD unter Einberechnung der Einflussgrößen geografische Länge und Breite, Höhe über NN, Richtung und Betrag der Exposition hergeleitet (DEUTSCHER WETTERDIENST (DWD) - ABTEILUNG HYDROMETEOROLOGIE, 2020). Die regionalisierten Temperaturdaten werden über die Verwendung der Wetterstationen des DWD unter Berücksichtigung der Höhe über NN der Quadranten hergeleitet (DEUTSCHER WETTERDIENST (DWD), 2008).

In der grafischen Darstellung des mittleren BHD-Zuwachses pro Fläche mit der Jahresmitteltemperatur und dem Jahresniederschlag über die Versuchslaufzeit wurden alle y-Achsen so skaliert, dass die rote Linie das langjährige Mittel aller drei Werte wiedergibt. Im Falle des mittleren BHD-Zuwachses ist dies der gemittelte BHD-Zuwachs über die gesamte Versuchslaufzeit. Im Falle des Niederschlags und der Temperatur ist es das langjährige Mittel des Bezugszeitraums (1981-2010). Auf diese Weise kann erfasst werden, wann die jeweiligen Werte positiv oder negativ gegenüber dem Mittelwert abweichen.

Ergebnisse

Entwicklung der Messflächen über gesamte Versuchslaufzeit

Bei der Darstellung der Oberhöhe (h_{100}) über dem Alter zeigt sich, dass die Versuchsfelder den Ertragsklassen III bis IA nach SPELSBERG 1989, erstellt auf Grundlage von WIEDEMANN 1936/1942, zuzuordnen sind.

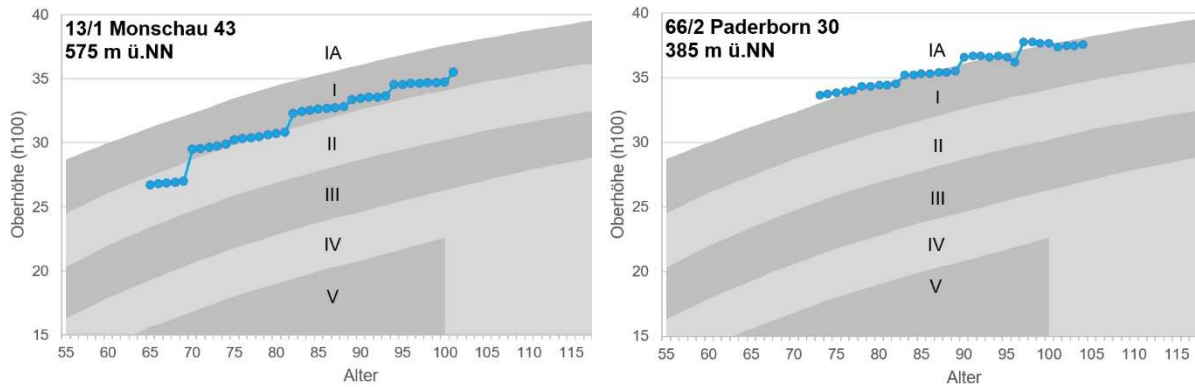
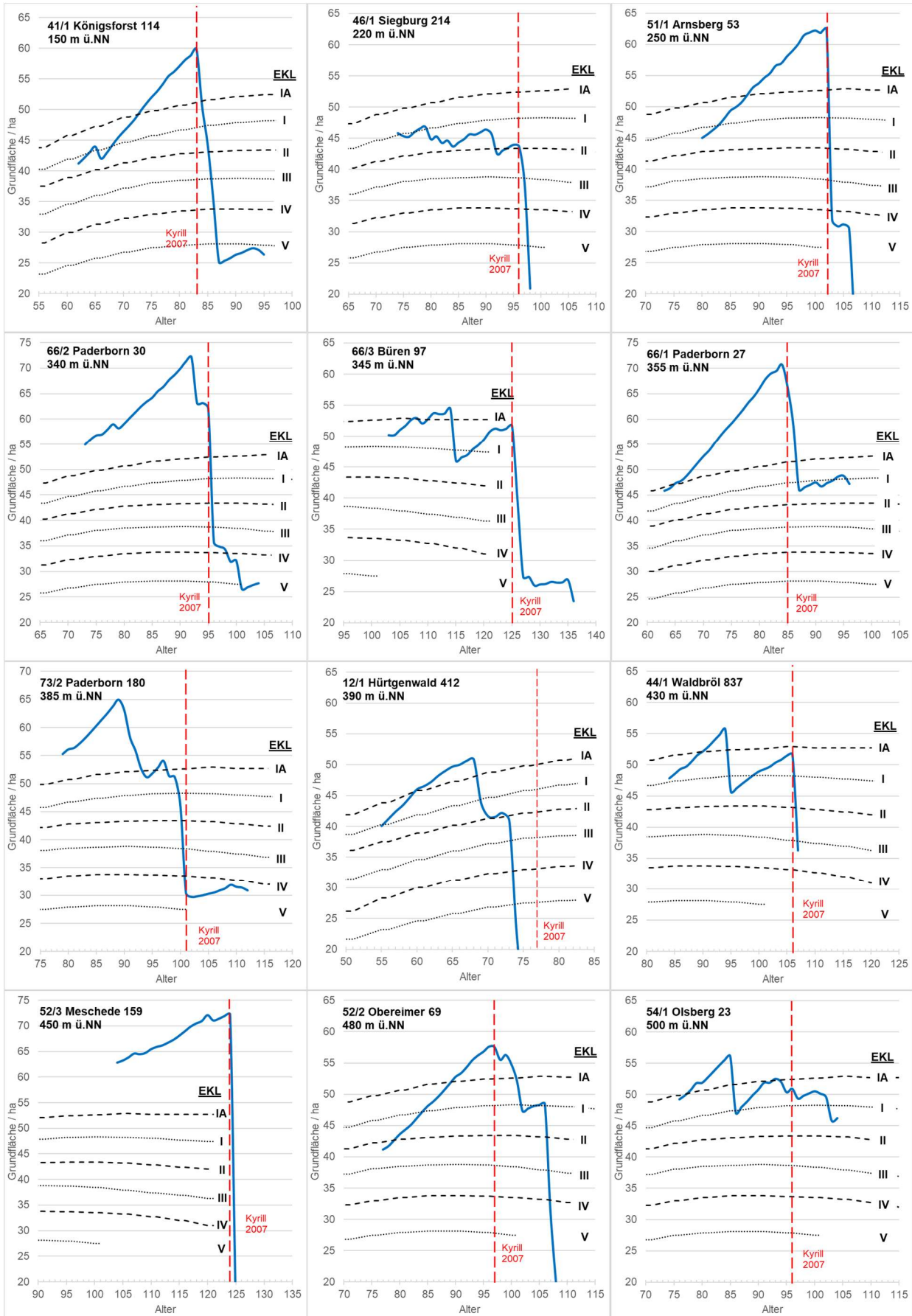


Abb. 2: Oberhöhe (h_{100}) der Bestände 13/1 und 66/2. Im Hintergrund die Oberhöhengrenzen der Ertragsklassen nach SPELSBERG 1989, erstellt auf Grundlage von WIEDEMANN 1936/1942.

Bei einigen Versuchsfeldern kommt es innerhalb der Versuchslaufzeit zu Ertragsklassenwechseln, wie z.B. bei der Versuchsfeld 13/1 in Monschau. Diese wechselt von der Ertragsklasse II in die Ertragsklasse I.

Die Grundflächen der in der Regel undurchforsteten Bestände steigen zunächst über die Untersuchungszeit stark an. Der Orkan Kyrill hat häufig zu starken Einbrüchen, zum Teil sogar zur Zerstörung der Untersuchungsbestände geführt. Jedoch gibt es unabhängig von diesem Orkan starke Einbrüche der Grundfläche auf den Flächen 66/2, 66/3, 73/2, 12/1, 44/1, 52/2, 54/1 und 56/1. Weitere kleinere Reduktionen der Grundfläche zeichnen sich auf den Flächen 46/1, 55/1, 55/3, 56/1 und 13/1 ab.

Wachstumsreaktionen der Fichte (*Picea abies* (L.) H. Karst) auf klimatische Verhältnisse – Ergebnisse einer 36-jährigen Dauerbeobachtung in Nordrhein-Westfalen



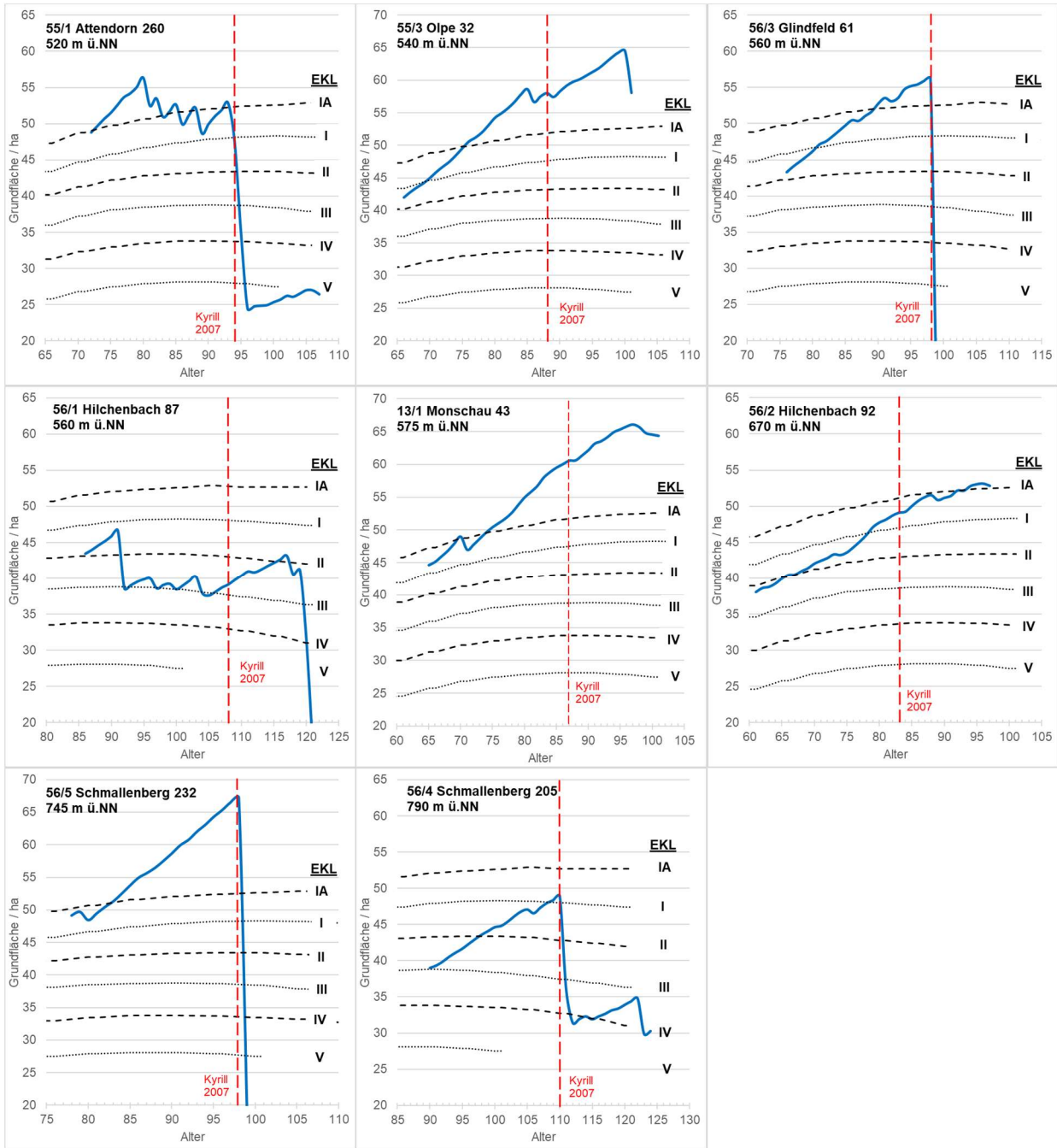


Abb. 3: Entwicklung der Grundfläche in m² pro ha mit dem Alter für alle Untersuchungsflächen. Im Vergleich sind die Grundflächen pro ha der Ertragsklassen nach SPELSBERG 1989, erstellt auf Grundlage von Wiedemann 1936/1942, aufgetragen. Der Zeitpunkt des Orkanereignisses Kyrill ist als rote Linie in den Diagrammen dargestellt.

Wachstumsreaktionen der Fichte auf klimatische Verhältnisse

Das Klima auf den Untersuchungsflächen hat sich innerhalb der Untersuchungszeit deutlich verändert. Dies wird besonders deutlich bei Betrachtung der Niederschlagskarten, die aus den REGNIE-Daten des Deutschen Wetterdienstes erstellt wurden (Abb. 4 und 5). Während der mittlere Jahresniederschlag auf den Untersuchungsflächen in den 80er Jahren je nach Fläche noch zwischen 800 und 1400 mm lag, war er in den 2010er Jahren nur noch bei 700-1200 mm. Besonders extrem waren die Trockenjahre 2018 und 2019, die letztendlich die große Borkenkäfer-Kalamität ausgelöst haben (Abb. 5).

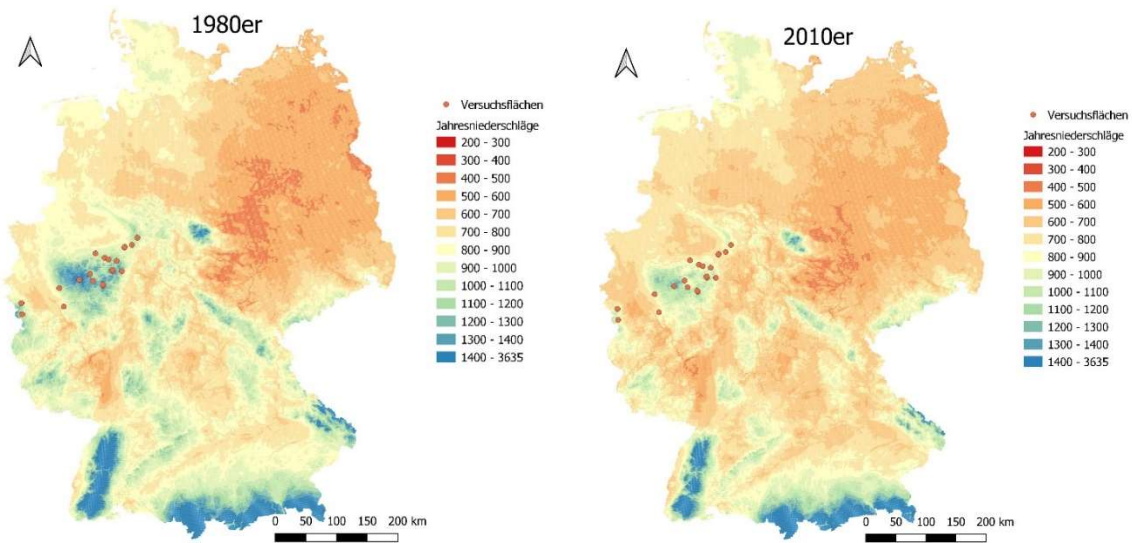


Abb. 4: Mittlere Jahresniederschläge im Jahrzehnt 1980er (1980-1989) und 2010er (2010-2019). Rote Punkte = Lage der Versuchsflächen. Datenbasis: REGNIE-Modell Deutscher Wetterdienst. Kartenerstellung: Jana Hanke.

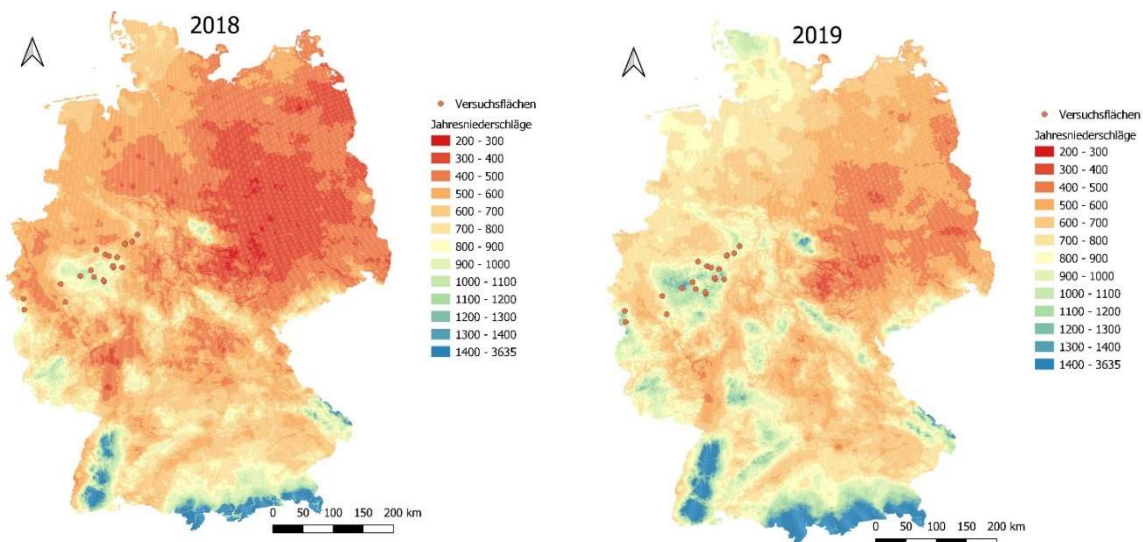


Abb. 5: Mittlere Jahresniederschläge 2018 und 2020. Rote Punkte = Lage der Versuchsflächen. Datenbasis: REGNIE-Modell Deutscher Wetterdienst. Kartenerstellung: Jana Hanke.

Aufgrund der 36-jährigen Dauerbeobachtung der Fichtenflächen ist es möglich, Wachstumsreaktionen der Fichte auf Klimaextreme (Trockenjahre, Hitzejahre) nachzuweisen. Dies ist in dieser Untersuchung zunächst visuell mittels der Auswertungen in Abb. 6 durchgeführt worden. Es ist beispielhaft von je einer Einzelfläche pro Höhenstufe (kollin, submontan, montan) der mittlere BHD-Zuwachs pro Jahr mit Jahresniederschlag und Jahresmitteltemperatur dargestellt.

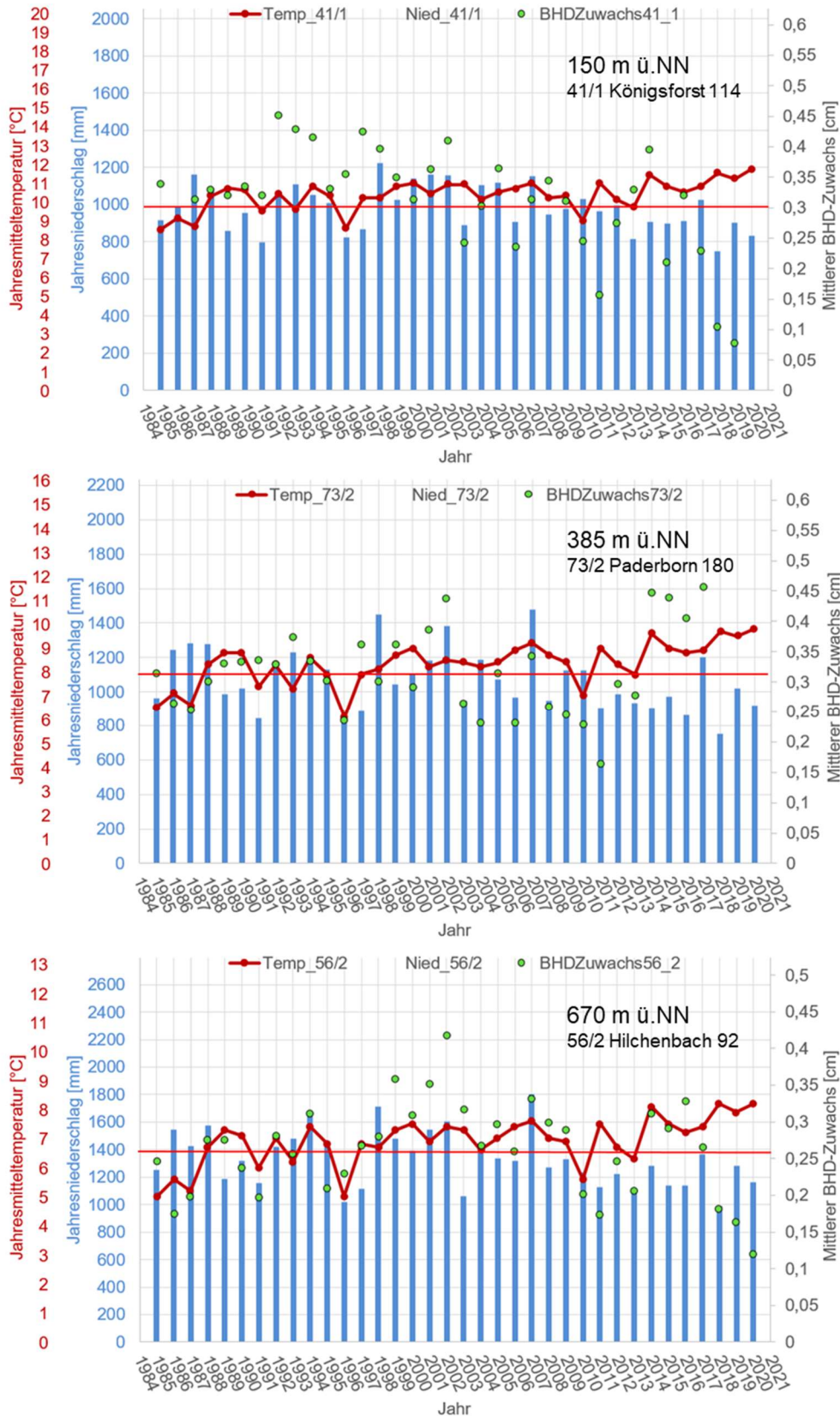


Abb. 6: Verlauf des mittleren BHD-Zuwachses (grüne Punkte) pro Fläche über die Versuchslaufzeit im Zusammenhang mit regionalisierter Jahresmitteltemperatur (rote Punktlinie) und Jahresniederschlag (blaue Säulen) (Daten des DWD). Die Achsen sind so skaliert, dass die rote waagerechte Linie das langjährige Mittel des Niederschlags, der Temperatur und des BHD-Zuwachses wiederspiegelt.

Diskussion

Diskussion der Methodik

Ein Aufnahmezeitraum von 36 Jahren birgt Vor- und Nachteile. So ist es durchaus möglich und sogar wahrscheinlich, dass bestimmte Ereignisse oder Einflüsse nicht mehr oder nicht vollständig nachvollziehbar sind. Dieser Nachteil wird ausgeglichen durch den Vorteil einer echten, sich über mehrere Jahrzehnte erstreckenden Zeitreihe, die in der Regel deutlichere Tendenzen zeigt im Vergleich zu unechten Zeitreihen, kürzeren Aufnahmereihen oder gar einmaligen Aufnahmen.

Bei der Auswertung des BHD-Zuwachses im Zusammenhang mit den Klimadaten könnte es ggf. zu deutlicheren Ergebnissen führen, nur die Niederschläge in der Vegetationszeit zu betrachten. Der Aufwand dieser Auswertung war aufgrund der Datengrundlage des DWD (Monats- oder Jahreswerte) ungleich höher, wird aber ggf. künftig noch angestrebt. Zudem könnten ferner weitere Parameter z.B. für die Vitalität aus Waldzustandserhebungs-Punkten in die Auswertung einbezogen werden.

Diskussion der Ergebnisse

Bei Betrachtung der Oberhöhen über dem Alter zeigt sich bei einigen Versuchsflächen ein Ertragsklassenwechsel in die nächsthöhere Ertragsklasse. Diese Zuwachssteigerungen könnten noch näher untersucht werden. Generell sind Zuwachssteigerungen der Hauptbaumarten seit einigen Jahrzehnten belegt, z.T. weit über die Ertragstafelwerte hinaus (z.B. PRETZSCH 1999 und 2016, FISCHER et al., 2018). FISCHER et al. (2018) beschreiben Ergebnisse aus der BWI 3, die belegen, dass bei den drei Hauptbaumarten Fichte, Kiefer und Buche die mittleren Zuwächse für nach 1960 begründete Bestände oberhalb der Zuwächse für die I. Ertragsklasse liegen (im Bereich der NW-FVA). Begründet werden diese Zuwachssteigerungen mit einer Vielzahl von Faktoren, wobei vor allem verlängerte Vegetationsperioden durch steigende Temperaturen im Klimawandel, aber z.B. auch höhere CO₂-Konzentrationen, örtliche Standortveränderungen und Stickstoffeinträge genannt werden (FISCHER et al., 2018, PRETZSCH, 1999).

Betrachtet man die Grundfläche / ha über dem Alter, die hier für jede der untersuchten Versuchsflächen dargestellt ist, zeigt sich zunächst bei fast allen Versuchsflächen ein klarer Grundflächenanstieg. Deutliche Einschnitte bewirkte der Orkan Kyrill in allen Höhenlagen. Einige Flächen, z.B. 56/3 (Glindfeld) oder 44/1 (Waldbröl) konnten sich nicht mehr erholen. Andere konnten mit deutlich abgesenkter Grundfläche weiterhin aufgenommen werden. Die Einschnitte durch Kyrill sind die auffälligsten, aber bei weitem nicht die einzigen. Leider wurde vermutlich im Laufe der Zeitreihe nicht bei allen Flächen jedes Schadereignis vermerkt. So sind bei einigen Flächen z.B. Einbrüche in den Grundflächen zu erkennen, deren Grund nicht mehr oder nur spekulativ nachvollziehbar ist. Bei Flächen wie z.B. 41/1 (Königsforst), 46/1 (Siegburg), 12/1 (Hürtgenwald), 56/1 (Hilchenbach) oder 13/1 (Monschau) sind die Sturmereignisse Daria, Vivien und Wiebke in den Jahren 1989 und 1990 vermerkt. In 52/2 (Obereimer) wurde 2009 ein Sanitätshieb durchgeführt, weitere Käferschäden wurden in den folgenden Jahren 2010 und 2015 vermerkt und der Bestand 2018 aufgrund vollständigen Käferbefalls geräumt. Auch bei den Flächen 46/1 (Siegburg) und 55/3 (Olpe) sind Käferschäden vermerkt. Nur in einem Fall sind Durchforstungen protokolliert: in der Fläche 55/1 (Attendorn) wurden mehrfach Durchforstungen vorgenommen (1992, 1995 und 2005). Hier ist aus den Unterlagen ersichtlich, dass die Fläche 1992 umgewidmet, in einen Strukturdurchforstungsversuch integriert und ab dann regelmäßig durchforstet wurde. Da die Fläche im Ursprungsversuch enthalten ist, wird sie weiter mit aufgeführt. Der Bestand

wurde durch Kyrill stark in Mitleidenschaft gezogen. Jedoch ist dieser Bestand mit 56/4 (Schmallenberg) einer von zweien, die nach der Trockenheit und Kalamität von 2018/2019 noch leben. Auch wenn dieser Fall anekdotenhaft ist, ist es zumindest möglich, dass die Durchforstungen den Trockenheitseinfluss etwas gemildert haben (siehe z.B. GEBHARDT et al., 2014). Dies kann ggf. auch die Abwehr gegen den Käfer gestärkt haben.

Nur wenige Bestände wie 13/1 (Monschau) in 575 m ü.NN in der Eifel oder 56/2 (Hilchenbach) auf 670 m ü. NN im Oberen Sauerland zeigten – bis auf einen kleinen Einbruch in Monschau durch Windwurf – einen fast durchgehenden Grundflächenanstieg und waren von Kyrill nicht betroffen. Erst 2020 starben auch diese Bestände infolge der Borkenkäferkalamität ab.

Obwohl die Fichte insgesamt hohe Ausfälle in NRW verzeichnet (hergeleitete Schadfläche bis September 2020 rund 66.000 ha, MULNV NRW, 2020a), ist es dennoch auffällig, dass 18 von 20 Beständen, also 90% der Versuchsflächen, komplett ausgefallen sind. Nicht nur Bestände in den tieferen und mittleren, sondern auch den höheren Lagen sind seit 2020 betroffen (MULNV NRW, 2020a). Es gab im Laufe des Beobachtungszeitraums viele Kalamitäten: Vor allem im Jahr 1990 traf eine Reihe schwerer Orkanereignisse NRW, unter anderem Daria, Vivian und Wiebke. Die dadurch resultierende Grundflächenabsenkung, Destabilisierung der Bestände und das bis zur Aufarbeitung im Bestand liegende Schadholz kann zu höherer Anfälligkeit auch für kleinere Käferkalamitäten geführt haben. Die noch vorhandenen, sowieso teils geschwächten und instabilen Bestände konnten der Trockenheit und der Käferkalamität der Jahre 2018–2020 dann nicht mehr standhalten. Zudem ist eine genauere Betrachtung der einzelnen Standorte für künftige Auswertungen erforderlich – Staunässe kann z.B. ein weiterer Risikofaktor sein.

Schon die ausschließliche Betrachtung der ertragskundlichen Messgrößen Oberhöhe und G/ha über dem Alter zeigt das hohe Anbaurisiko der Fichte im Reinbestand. Die Fichte wird in NRW überall außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes angebaut, allerdings konnten bislang hohe Niederschläge in den höheren Lagen die Trockenheitsempfindlichkeit der Fichte kompensieren. Auch unter den vorteilhaftesten Bedingungen bleibt die Fichte eine Baumart mit Senkerwurzelsystem (BARTSCH, RÖHRIG UND V. LÜPKE, 2020), das in der Regel nicht für eine tiefe Verankerung im Boden sorgt, und ist „Jahrhundertstürmen“ wie Kyrill im Reinbestand oft nicht gewachsen. In sämtlichen Beständen fand zufällige Nutzung im Lauf oder am Ende der Messreihe statt. 2021 sind noch zwei Bestände übrig (Attendorn – 520 m ü. NN und Schmallenberg – 790 m ü. NN).

Die klimatische Entwicklung auf den Versuchsflächen wird anhand der Karten auf Basis des REGNIE-Modells des Deutschen Wetterdienstes besonders deutlich. Vor allem in den 2010er Jahren ist eine Abnahme der Jahresniederschläge erkennbar. Abb. 5 zeigt die extremen Trockenjahre 2018 und 2019, die zur Schwächung von Fichtenbeständen, Käferbefall und zum Absterben der Bestände geführt haben. Solche Extrema werden im Klimawandel häufiger erwartet (SENEVIRATNE et al., 2012).

Bei der grafischen Auswertung des BHD-Zuwachses über der Zeit ist eine Tendenz des Temperaturanstieges seit 1984 bis heute erkennbar. Vor allem in den letzten Jahren stieg die Temperatur deutlich. Wie das Umweltbundesamt basierend auf Daten des DWD berichtet, war 2020 weltweit das zweitwärmste Jahr seit Beginn der Aufzeichnungen. Auch in Deutschland war 2020 das zweitwärmste und 2018 das wärmste Jahr (UMWELTBUNDESAMT, 2021a). Die jährliche Niederschlagshöhe dagegen steigt im Schnitt seit 1881 leicht an, jedoch beruht dies vor allem auf steigenden Niederschlägen im Winter, während die Sommer geringfügig trockener geworden sind (UMWELTBUNDESAMT, 2021b).

Die Betrachtung des mittleren BHD-Zuwachses über der Zeit im Zusammenhang mit Jahresmitteltemperatur und Jahresniederschlag ist noch nicht statistisch abgesichert. Bei einigen der Versuchsflächen sind jedoch deutliche Tendenzen erkennbar. So zeigen die drei beispielhaften Grafiken in Abb. 6 Tendenzen zu höheren BHD-Zuwächsen bei höheren Jahresniederschlägen in allen Höhenlagen von kollin über submontan bis montan. Auch bei höheren Temperaturen sind schwache Tendenzen zu höheren Zuwächsen erkennbar. Eine intensivere Auswertung mit statistischer Absicherung ist hier angezeigt. Erst dann können aus den Reaktionen der Fichte auf Trockenjahre und Hitzejahre Aussagen zu ihrer Resistenz und Resilienz gegenüber bestimmten klimatischen Situationen abgeleitet werden. Bei der Interpretation ist noch zu berücksichtigen, dass mit steigendem Baumalter nach Überschreiten der Zuwachskulmination der Zuwachs absinkt (z.B. RÖHLE, 1985). Insofern muss hier eine Alterstrendbereinigung durchgeführt werden.

Fazit und Ausblick

Es kann nicht oft genug betont werden, dass der Anbau der Fichte v.a. im Reinbestand ein hohes Risiko birgt, v.a. im sich schneller verändernden Klima. Gestaffelte früh durchgeführte und im späteren Bestandesleben abgeschwächte Hochdurchforstungen können hier die Ressourcenverteilung verbessern, aber auch durchforstete Bestände bleiben nicht von mehrere Jahre andauernden Trockenheiten wie 2018-2020 verschont. Dennoch wird sich die Fichte an vielen Standorten wieder natürlich verjüngen, unabhängig davon, ob sie standortgerecht ist oder nicht. Es müssen also Lösungen gefunden werden, die Fichte möglichst risikoarm in die zukünftige Bewirtschaftung klimastabiler Mischbestände einzubeziehen. Im Waldbaukonzept NRW (MULNV NRW, 2018/2021) wird die Fichte in einige Waldentwicklungstypen mit mindestens vier Baumarten in Abhängigkeit des Standortes (Gesamtwasserhaushalt, Nährstoffversorgung, Länge der Vegetationszeit) integriert. Jedoch werden WET mit führender Fichte (50-70%) nur bis zu einer Vegetationszeit von bis zu maximal 200 Tagen und nur bei gleichzeitiger Wasserversorgung im Optimum der Fichte empfohlen. Dient die Fichte als Mischbaumart (20-30%), gilt die Empfehlung ebenfalls nur auf optimal wasserversorgten Standorten, d.h. frisch bis sehr frisch, grundfrisch bis grundfeucht und z.T. hangfeucht. Im Wiederbewaldungskonzept NRW wird z.B. die Mitnahme der Fichte als Zeitmischung oder mit Vorwaldfunktion vorgeschlagen (MULNV NRW, 2020b). Es wird weiterhin notwendig sein, die Entwicklung der Fichte aus Naturverjüngung zu beobachten und wo möglich sinnvoll in die zukünftigen Mischbestände einzubinden, da eine Entfernung aus praktischer Sicht häufig nicht möglich sein wird.

Weitere Auswertungen der hier vorgestellten Daten sind in Planung.

Literatur

- BARTSCH, N., VON LÜPKE, B., RÖHRIG, E. (2020). Waldbau auf ökologischer Grundlage. 8. Auflage. UTB GmbH.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (DWD). (2008). Datensatzbeschreibung - Jahresmittel der Raster der monatlich gemittelten Lufttemperatur (2m) für Deutschland. Deutscher Wetterdienst.
- DEUTSCHER WETTERDIENST -ABTEILUNG HYDROMETEOROLOGIE. (2020). REGNIE (REGionalisierte NIEderschläge): Verfahrensbeschreibung & Nutzeranleitung. Interner Bericht im DWD.
- FISCHER C., SPRAUER S., SCHMIDT M., NAGEL J., SPELLMANN H. (2018): Veränderung des Waldwachstums. In: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (Hrsg.), Waldzustandsbericht 2018 für Hessen. S. 40–42.

- GEHARDT, T., HÄBERLE, K. H., MATYSSEK, R., SCHULZ, C., AMMER, C. (2014). The more, the better? Water relations of Norway spruce stands after progressive thinning. *Agricultural and Forest Meteorology*, 197, 235-243.
- KÖLLING, C., KNOKE, T., SCHALL, P., AMMER, C. (2009). Überlegungen zum Risiko des Fichtenanbaus in Deutschland vor dem Hintergrund des Klimawandels. *Forstarchiv*, 80(2), 42-54.
- KRAMER, H., AKÇA, A. (2008). Leitfaden zur Waldmesslehre. J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT, NATUR- UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN (MULNV NRW), 2020a. Waldzustandsbericht 2020. Bericht über den ökologischen Zustand des Waldes in Nordrhein-Westfalen.
- MULNV NRW (2020b). Wiederbewaldungskonzept Nordrhein-Westfalen. Empfehlungen für eine nachhaltige Walderneuerung auf Kalamitätsflächen.
- MULNV NRW (Erstveröffentlichung 2018 / Neuveröffentlichung Ende 2021). Waldbaukonzept Nordrhein-Westfalen. Empfehlungen für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung.
- PRETZSCH, H. (1999). Waldwachstum im Wandel. *Forstwissenschaftliches Centralblatt vereinigt mit Tharandter forstliches Jahrbuch*, 118(1), 228-250.
- PRETZSCH, H. (2016). Ertragstafel-Korrekturfaktoren für Umwelt- und Mischungseffekte. *AFZ Der Wald*.
- RÖHLE, H. (1985). Ertragskundliche Aspekte der Walderkrankungen. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 104, 225-242.
- SENEVIRATNE, S.I., N. NICHOLLS, D. EASTERLING, C.M. GOODESS, S. KANAE, J. KOSSIN, Y. LUO, J. MARENGO, K. MCINNES, M. RAHIMI, M. REICHSTEIN, A. SORTEBERG, C. VERA, X. ZHANG (2012). Changes in climate extremes and their impacts on the natural physical environment. In: *Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation* [Field, C.B., V. Barros, T.F. Stocker, D. Qin, D.J. Dokken, K.L. Ebi, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, G.-K. Plattner, S.K. Allen, M. Tignor, and P.M. Midgley (eds.)]. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, NY, USA, pp. 109-230.
- SPELLMANN, H., SUTMÖLLER, J., MEESENBURG, H. (2007). Risikovorsorge im Zeichen des Klimawandels. Vorläufige Empfehlungen der NW-FVA am Beispiel des Fichtenanbaus. *AFZ-DerWald*, 23, 1246-1249.
- SPELSBERG, G. (1986). Grundflächenzuwachs in Fichten-Dauerbeobachtungsflächen im Jahr 1985. *Forst- und Holzwesen*, 41, 329-331.
- SPELSBERG, G. (1988). Ertragskundliche Ergebnisse des Jahres 1987 aus den Dauerbeobachtungsflächen in NRW.
- SPELSBERG, G. (1989). Hilfstafeln für die Forsteinrichtung – Zusammengestellt für den Gebrauch im Land Nordrhein-Westfalen. Landesbetrieb Wald und Holz Nordrhein-Westfalen, Dritte Auflage. Erstellt auf Grundlage der in der Ertragstafelsammlung von R. Schober dargestellten Fichten-Ertragstafel nach Wiedemann 1936/1942.
- UMWELTBUNDESAMT (2021a). Trends der Lufttemperatur. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/klima/trends-der-lufttemperatur>, zuletzt abgerufen am 24.11.2021.
- UMWELTBUNDESAMT (2021b). Trends der Niederschlagshöhe. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/klima/trends-der-niederschlagshoehe>, zuletzt abgerufen am 24.11.2021.
- WALD UND HOLZ NRW (2016). Die Wälder Nordrhein-Westfalens im Blick. Ergebnisse der landesweiten Waldinventur 2014.
- WIEDEMANN (1936/1942). Die Fichte und eine Korrektur an der Fichtenertragstafel. *Mitteilungen aus Forstwirtschaft und Forstwissenschaft*. S. 287.

Bestimmung des Kulturerfolgs von Douglasien-Freisaaten durch Hurdle-Negativ-Binomialverteilungs-Regression

*Nikolas von Lüpke, Holger Sennhenn-Reulen
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt*

Zusammenfassung

Für die Quantifizierung des Erfolgs von Douglasiensaat in Nordwestdeutschland wurde eine spezifische Verjüngungsinventur durchgeführt. Durch integrierte Modellierung von Erfolg und Pflanzanzahlen konnten die wesentlichen Einflüsse herausgearbeitet werden. Dabei wurde in einer bayesianischen Modellierung durch Regularisierung, und durch den Einbezug klaren Vorwissens, ein Modell für den unbekanntem, datengenerierenden Prozess aufgestellt, welches sich in Prädiktionsüberprüfungen als passend und robust – in Bezug auf die empirische Stichprobe – erweist. Das Modell kann zur Vorhersage der altersabhängigen Erfolgswahrscheinlichkeit für flexibel quantifizierte Definitionen von *Kulturerfolg*, und unter variierenden Szenarien für Bestockungsgrad und Saatmenge, genutzt werden.

Einleitung

Durch die projizierten klimatischen Bedingungen (IPCC 2015) werden in den kommenden Jahrzehnten vielfältige Anpassungsverfahren nötig sein, um den für die Wälder daraus folgenden, veränderten Wachstumsbedingungen waldbaulich aktiv entgegenzutreten zu können. Der Anbau der Douglasie – für ihre Produktivität, Holzeigenschaften und Bodenpfleglichkeit geschätzt (Spellmann et al. 2015) – kann hier solch ein Mittel der aktiven Anpassung sein (Brang et al. 2008; Bolte et al. 2009, von Lüpke 2009). Bei der Bestandesbegründung reagieren Douglasien jedoch, im Vergleich zu anderen Baumarten, empfindlich auf Spät- bzw. Frühfrostereignisse (Röhrig, 1976), schlechte Pflanzungsqualität und Pflanzenbehandlung, Wildverbiss und nicht standortgerechter Wahl der Herkunft des Vermehrungsguts (Braun und Wolf 2001, Dong, 1973, Larsen 1976). Um Risiken bezüglich eines Ausfalls der Kultur zu verringern, erscheint die Freisaat als mögliche Alternative.

Die vorliegende Untersuchung hat die Ziele, Erfolg und Misserfolg von Douglasiensaat in Nordwestdeutschland zu quantifizieren und die Effekte wesentlicher Einflussfaktoren auf die bedingte Erfolgswahrscheinlichkeit von Douglasiensaat herauszuarbeiten.

Material

Im Sommer 2019 wurden alle Kunden der Forstsaatgutberatungsstelle Oerrel kontaktiert, die dort in den vergangenen fünf Jahren Douglasiensaatgut bezogen haben. Zwölf Betriebe meldeten insgesamt 74 Flächen, von denen 56 mindestens 0,5 ha groß waren. Basierend auf einer auf Vorwissen und weiteren Annahmen durchgeführten Simulationsstudie, wurde entschieden 50 % ($n = 28$) dieser Flächen einer Inventur zu unterziehen. Hier wurden je ha Saatfläche systematisch 50 Zählstreifen der Länge 4 m (entspricht ca. 8 m²) verteilt und die auf diesen Streifen wachsenden Douglasien gezählt. Neben dieser Zielgröße wurden auf Bestandesebene weitere, potenzielle Einflussgrößen wie Zäunung, Saatgutmenge, Alter der Saat (Pflanzenalter), sowie Bestockungsgrad des Hauptbestandes, erhoben. Die sich daraus ergebenden Daten sind als von Lüpke et al. (2021) veröffentlicht.

Methoden

Bei der statistischen Modellierung der Zielgröße *Anzahl Douglasien pro 4 m Zählstreifen* wurde ein besonderes Augenmerk drauf gelegt in Abhängigkeit von Bestockungsgrad des Hauptbestandes, Saatgutmenge und Pflanzenalter, sowohl die Wahrscheinlichkeit für den Kulturausfall auf dem Zählstreifen, als auch die Pflanzenzahl im Erfolgsfall zu beschreiben. Es sollte keine detaillierte Modellierung des Entwicklungsprozesses, sondern eine robuste Schätzung der Wirkung der wesentlichen Einflussgrößen, im Einklang mit etwaigem Vorwissen aus der Literatur, erhalten werden. Dafür wurde angenommen, dass durch eine Hurdle-Negativ-Binomial-Verteilung ein passendes Mischverteilungsmodell für den datenerzeugenden Prozess der Zielvariablen gefunden werden kann. Dieses Modell wurde mit Hilfe der Software Stan (Carpenter et al., 2017) bayesianisch geschätzt und anhand von Prädiktionschecks geprüft. Eine detaillierte Modellbeschreibung ist in von Lüpke und Sennhenn-Reulen (eingereicht) zu finden.

Ergebnisse

Das Modell ist durch die Wahl von Regularisierungs-Prioriverteilungen robust und durch geeignete Trunkierung der Prioriverteilungen stehen die Posterioriverteilungen im Einklang mit physiologischen Grundwissen. Darüber hinaus berücksichtigt es die, sich durch die Erhebung mehrerer Saatstreifen pro Fläche ergebende, Gruppierungsstruktur der Daten. Die Visualisierung der Posterioriverteilungen und zusätzliche Prädiktionschecks – jeweils im Vergleich zur Modellierung mit anderen Priori-Eigenschaften – zeigen eine hohe Genauigkeit, Präzision und Stabilität des finalen Modells.

Die mittleren Anteile besetzter Saatstreifen lagen zwischen 16% und 97%, die Pflanzenzahlen je ha zwischen 200 und 9200 und die je Zählstreifen zwischen 0 und 30.

Aus der Modellierung ergibt sich, dass a) bei einem, in den aufgenommenen Flächen, maximalen Bestockungsgrad von 0,7 die höchsten Pflanzdichten erwartet werden können (für Alter ca. 4,5 Jahre und Saatmenge ca. 0,8 kg/ha steigt die erwartete Anzahl an Douglasien pro Zählstreifen monoton und praktisch linear von 2 auf 4, wenn sich der B° von 0 auf 0,7 erhöht), b) die erwartete Anzahl an Douglasien pro Zählstreifen von ca. 3 auf ca. 4 steigt, wenn die Saatmenge von ca. 0,5 kg/ha auf 1,3 kg/ha erhöht wird (für Alter ca. 4,5 Jahre und B° von ca. 0,4), und c) sich die erwartete Anzahl an Douglasien pro Zählstreifen von 7 auf ca. 2,5 verringert, wenn sich das Alter von einem Jahr auf sieben Jahre erhöht (für Saatmenge ca. 0,8 kg/ha und B° von ca. 0,4).

Die Wahrscheinlichkeit eines Ausfalls des Zählstreifens ist d) mit einem Wert von ca. 30 % bei einem B° zwischen 0,4 und 0,5 am geringsten (die anderen Kovariablen wie in a), weiterhin Wahrscheinlichkeiten von ca. 40 % und 35 % bei einem Bestockungsgrad von 0,0 bzw. 0,7), nimmt e) mit zunehmender Saatmenge ab (von ca. 40 % bei 0,5 kg/ha auf ca. 25 % bei 1,3 kg/ha, Interpretation analog zu b)) und f) mit zunehmendem Alter zu (von ca. 20 % auf ca. 65 % für einen Anstieg des Alters von einem Jahr auf sieben Jahre (Interpretation zu c) analog).

Diskussion

Die integrierte Auswertung von Kulturausfall und -quantität im Falle des Erfolgs führt zu konsistenten Ergebnissen und vermeidet methodische Brüche. Das verwendete Hurdle-Negativ-Binomial-Modell ist zudem in der Verjüngungsmodellierung weit verbreitet und akzeptiert. Durch die Nutzung von Regularisierung, sowie der Integration klaren Vorwissens, konnte diese Modellklasse in der vorgestellten Anwendung methodisch weiterentwickelt werden. Auch bedingt durch die Datenstruktur lag der Fokus

der Analyse auf der Schätzung von wesentlichen, stabilen Einflüssen. Das auf diese Weise erzielte Modell ist stabil und aussagekräftig, kann in der Anwendung flexibel genutzt werden – z.B. für unterschiedlich quantitativ definierte Klassifizierung des Erfolges von Douglasiensaatens – und liefert – aufgrund des räumlich zufälligen Inventurdesigns – auf das Studiengebiet verallgemeinerbare Ergebnisse.

Literatur

- Bolte, A.; Ammer, C.; Löf, M.; Madsen, P.; Nabuurs, G.J.; Schall, P.; Spathelf, P.; Rock, J. (2009) Adaptive forest management in central Europe: Climate change impacts, strategies and integrative concept. *Scandinavian Journal of Forest Research* 24(6): 473-482. DOI Pii 917227340 Doi 10.1080/02827580903418224.
- Brang, P.; Bugmann, H.; Bürgi, A.; Mühlethaler, U.; Rigling, A.; Schwitter, R. (2008) Klimawandel als waldbauliche Herausforderung. Climate change as a challenge for silviculture. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 159(10): 362-373. DOI 10.3188/szf.2008.0362.
- Braun, H.; Wolf, H. (2001) Untersuchungen zum Wachstum und zur Frosthärte von Douglasien-Populationen in Ostdeutschland. *Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie* 35(4): 211-214.
- Carpenter, B.; Gelman, A.; Hoffman, M. D.; Lee, D.; Goodrich, B.; Betancourt, M.; Brubaker, M.; Guo, J.; Li, P.; Riddell, A. (2017) Stan: A Probabilistic Programming Language. *Journal of Statistical Software*, 76(1), 1–32. <https://doi.org/10.18637/jss.v076.i01>
- Dong, P.H. (1973) Anbau-Folgerungen aus den bisherigen Ergebnissen über Ausfälle bei verschiedenen Douglasien-Herkünften im Aufwuchsstadium. *Allgemeine Forstzeitschrift* 28(48): 1056-1058.
- IPCC (2015) Climate change 2014: synthesis report. Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva, Switzerland
- Larsen, J.B. (1976) Untersuchungen über die Frostempfindlichkeit von Douglasienherkünften und über den Einfluß der Nährstoffversorgung auf die Frostresistenz der Douglasie. *Der Forst- und Holzwirt* 31(15): 299-302.
- Röhrig, E. (1976) Anzucht und Pflanzung von Douglasien. *Der Forst- und Holzwirt* 31(15): 295-299.
- Spellmann, H.; Weller, A.; Brang, P.; Michiels, H.-G.; Bolte, A. (2015) Douglasie. In: Vor, T.; Spellmann, H.; Bolte, A.; Ammer, C. (Hrsg.) Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten: Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung, Göttinger Forstwissenschaften, Bd. 7, Universitätsverlag Göttingen, Göttingen, 187-217.
- von Lüpke, B. (2009) Überlegungen zu Baumartenwahl und Verjüngungsverfahren bei fortschreitender Klimaänderung in Deutschland. *Forstarchiv* 80(3): 67-75.
- von Lüpke, N.; Sennhenn-Reulen, H. (eingereicht) Quantifying success share and plant density of direct seeding of Douglas fir using a hurdle negative binomial regression model.
- von Lüpke, N.; Sennhenn-Reulen, H.; Olschewski, A. (2021) Inventory data of directly seeded Douglas fir regeneration in Northwest Germany. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.5541226>

Klimadynamische Baumarteneignungskarten 2.0 in Baden-Württemberg

*Axel Albrecht, Ulrich Kohnle, Hans-Gehrhard Michiels
Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg*

Zusammenfassung

Zur Unterstützung der Waldbewirtschaftung im fortschreitenden Klimawandel wurden an der FVA neue Karten zur Baumarteneignung erstellt. Die neuen Karten beruhen auf den klimatologischen Grunddaten der RCP-Szenarien und wurden bis zum Jahr 2100 angefertigt. Für die Hauptbaumarten Fichte, Buche, Traubeneiche und Weißtanne wurden für standortskartierte öffentliche Waldflächen multikriterielle, klimadynamische Neubeurteilungen der Anbaueignung als Wirtschaftsbaumart vorgenommen. Die Beurteilung umfasst die bisher noch nicht im Hinblick auf den Klimawandel dynamisierten Kriterien Konkurrenz, Pflughlichkeit, Stabilität und Leistung, die bislang mithilfe der Baumarteneignungstabellen im Zuge der regulären Standortskartierung beurteilt werden. Innerhalb dieser Kriterien wurden wiederum einzelne Faktoren als klimadynamisch identifiziert, wie z.B. die Anfälligkeit gegenüber Sturm, Trockenstress, Insekten etc. Für die anschließenden klimadynamischen Modellberechnungen wurden z.B. das Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook 90, ein Sturmschadensmodell, das Buchdruckermodell PHENIPS und ein Artverbreitungsmodell eingesetzt. Zur Beurteilung des Kriteriums Leistung wurde ein klimadynamisches Bonitätsänderungsmodell angewendet. Für die Zusammenführung der einzelnen Teilmodellergebnisse zur aggregierten Gesamtgröße „Baumarteneignung“ wurde aufbauend auf den etablierten Baumarteneignungstabellen ein expertenbasierter Entscheidungsbaum erarbeitet, der die klimawandelbedingten Änderungssignale der Teilkriterien mithilfe definierter Schwellenwerte in das kategorielle Punktesystem übersetzt. Hieraus ließen sich die sieben diskreten Merkmalsausprägungen der Gesamteignung von „geeignet“ bis „ungeeignet“ ableiten.

Insgesamt zeigt sich für den standortskartierten öffentlichen Wald in Baden-Württemberg eine systematische und substantielle Verschlechterung der Eignung bei allen vier beurteilten Baumarten. Besonders drastisch nahm die Eignung bei Fichte und Tanne ab. Allerdings nehmen die geeigneten Flächenanteile auch bei Buche und sogar Traubeneiche systematisch und umfangreich ab. Die Unterschiede zwischen den Klimaszenarien fielen in der mittleren Zukunft (Bezugszeitraum 2021-2050) gering aus. In der fernen Zukunft (2071-2100) waren jedoch deutliche Unterschiede zwischen den Szenarien RCP4.5 und RCP8.5 erkennbar.

Die inhaltlichen Befunde sprechen dafür, sowohl die Suche nach alternativen Baumarten als auch nach besser anpassungsfähigen Herkünften der heutigen Hauptbaumarten zu intensivieren. Methodisch deutete sich an, dass zusätzliche Modelle entwickelt werden sollten, die die ursachenspezifischen Mortalitätstrends und Wachstumstrends umfänglicher abbilden. Außerdem zeigte sich weiterer Forschungsbedarf bei der Ermittlung von Schwellenwerten und der Verbesserung gutachtlicher Expertensysteme.

Einleitung

Umweltveränderungen wie die anthropogene Erderwärmung wirken sich auf Wälder einerseits durch ein erhöhtes Störungsregime, also durch eine Zunahme an kurzfristigen, plötzlichen Ereignissen aus (Seidl *et al.*, 2017). Diese resultieren meist in Vitalitätseinbußen der Wälder oder in Baum mortalität

und sind zunächst als reine Zustandsveränderungen der Waldökosysteme zu beschreiben. Andererseits wirken die Klimaänderungen langfristig und schleichend und können beispielsweise substantielle Änderungen in der Verbreitung und im Wachstumspotential der Baumarten hervorrufen (McKenney *et al.*, 2007; Falk und Mellert, 2011; Pretzsch *et al.*, 2014; Reyer *et al.*, 2014). In Wirtschaftswäldern sind die kurz- und langfristigen Veränderungen aufgrund der Erwartungen an die Nutzfunktion der Wälder zusätzlich mit einem naturalen Verlust und einem ökonomischen Schaden assoziiert (Hanewinkel *et al.*, 2013).

Verfahren zur Beurteilung der Baumarteneignung existieren seit langer Zeit und beruhen auf Grundsätzen der sogenannten Standortsgerechtigkeit, bei der die ökologischen Ansprüche von Baumarten mit den Eigenschaften eines konkreten Standorts in Übereinstimmung gebracht werden. Dabei setzt sich der Begriff des Standortes nicht nur aus rein lagebezogenen Parametern zusammen, sondern auch aus am konkreten Standort herrschenden Bodeneigenschaften und klimatischen Verhältnissen (Krauss *et al.*, 1949; Schlenker, 1964, 1975). Da sich die klimatischen Verhältnisse menschenbedingt derzeit rasch verändern, sind die bisherigen Verfahren zur Beurteilung der Baumarteneignung zu dynamisieren.

Ansätze zur klimawandelbedingten Dynamisierung der Baumarteneignungsbeurteilung und der Baumartenwahl werden seit mehreren Jahren intensiv diskutiert. Dabei werden in den allermeisten Fällen gleichzeitig mehrere Aspekte herangezogen, um z. B. sowohl die bodenkundliche als auch die klimatische Eignung zu berücksichtigen (z. B. Amereller *et al.*, 2009; Bolte *et al.*, 2009; Wohlgemuth, 2014; BfN, 2019; DVFFA, 2019; Forster *et al.*, 2019). Die klimadynamischen Komponenten solcher Beurteilungssysteme können dabei entweder als monokriterielle Verfahren (z. B. Klimahüllen oder Artverbreitungsmodelle, Kölling, 2007; Rothkegel *et al.*, 2016) oder durch gleichzeitige Berücksichtigung mehrerer klimadynamischer Größen sogar multikriteriell abgebildet werden (Märkel und Dološ, 2017; Forster *et al.*, 2019).

Über die Vielfalt der heranzuziehenden naturalen Kriterien hinaus wirken sich auch die Einstellungen und Erwartungen der Waldbesitzenden auf die konkrete Baumartenwahl aus. Es liegt somit in der Natur der Sache, dass die Baumartenwahl eine multikriterielle Entscheidung bleibt, bei der unterschiedliche Waldbesitzende individuelle Gewichtungen zwischen den Kriterien vornehmen. Zudem ist die Gesamteignung schwierig zu evaluieren, da sie als hochaggregierte Größe nicht messbar ist, sondern lediglich eine der Entscheidungsunterstützung dienende Schätzgröße darstellt.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, den baden-württembergischen Ansatz zur Klimadynamisierung der Baumarteneignungsbeurteilung für die vier Hauptbaumarten Fichte (*Picea abies* (L.) H.Karst.), Buche (*Fagus sylvatica* L.), Weißtanne (*Abies alba* Mill.; „Tanne“) und Traubeneiche (*Quercus petraea* (Mattuschka) Liebl.; „Eiche“) zu erläutern und die daraus resultierenden landesweiten Ergebnisse der Gesamteignung übersichtsartig vorzustellen.

Klimadaten

Die Baumarteneignungskarten wurden in einer Horizontalauflösung von 62,5 m für die mittlere (2021-2050) und ferne Zukunft (2071-2100) sowie für die Klimaszenarien RCP 4.5 und RCP 8.5 erstellt. Diese aktuellen Szenarien des Weltklimarats (IPCC, 2013) stellen die mögliche Klimaentwicklung unter verschiedenen Annahmen zur globalen Entwicklung dar. Das Szenario RCP 8.5 ist zwar pessimistisch, stellt

aber derzeit das realistische Szenario dar. Dagegen wird in Szenario RCP 4.5 angenommen, dass spätestens Mitte des 21. Jahrhunderts weltweit wirksam durch Klimaschutzmaßnahmen gegengesteuert wird.

Die verwendeten Klimadaten entstammen REMO-Projektionen aus EURO-CORDEX-Läufen und weisen eine Horizontalauflösung von 250m auf. Es liegen damit flächendeckende, räumlich hochaufgelöste Daten vor, die als Tagesdaten auch zeitlich hochaufgelöst sind. Die Daten liegen für die Parameter Niederschlag und Temperatur (je Tagesmittel, Tagesmaximum, Tagesminimum), Globalstrahlung, Dampfdrucksättigungsdefizit und Windgeschwindigkeit bis zum Jahr 2100 vor (Dietrich et al., 2019; Wolf und Röder, 2019).

Methoden

Konzept

Die Baumarteneignungskarten 2.0 sind klimadynamisch konzipiert und stufen damit die vier genannten Hauptbaumarten hinsichtlich ihrer forstlichen Anbaueignung unter sich ändernden Klima- und Umweltbedingungen ein. Sie wurden als waldbauliche Entscheidungshilfe für die Baumartenwahl erstellt und dienen damit der langfristigen Waldentwicklungsplanung (> 10 Jahre). Die Logik ist eine Potentialbetrachtung. Die Karten eignen sich daher für Baumartenvergleiche quasi „auf der Freifläche“ – die aktuelle Bestockungssituation bleibt dabei unberücksichtigt. Die Darstellung der klimadynamischen Baumarteneignung erfolgt in Ampelfarben abgestuft in sieben Klassen von geeignet bis ungeeignet. Die Klassenbildung fügt sich damit nahtlos in das in der Forstlichen Standortkartierung in Baden-Württemberg praktizierte Verfahren zur Beurteilung der Baumarteneignung ein (Aldinger und Michiels, 1997).

Von den vier Kriterien Konkurrenz, Pflughlichkeit, Stabilität und Leistung sind die letzten beiden besonders von der Klimadynamisierung betroffen. Bei den Stabilitätsindikatoren wurden das Sturmschadens- und das Trockenstressrisiko, das Insektenbefallsrisiko beispielhaft für Buchdrucker an Fichte, sowie als arealgeographische Betrachtung das Baumartenvorkommen klimadynamisch neu berechnet. Als Leistungskriterium wurde die forstliche Bonität mithilfe eines klimadynamischen Modells berechnet. Diese klimadynamisch überarbeiteten Komponenten sind in Abb. 1 violett dargestellt und werden im folgenden Abschnitt kurz als sogenannte Wirkmodelle beschrieben.

Klimadynamisierung 2.0 der Baumarteneignung

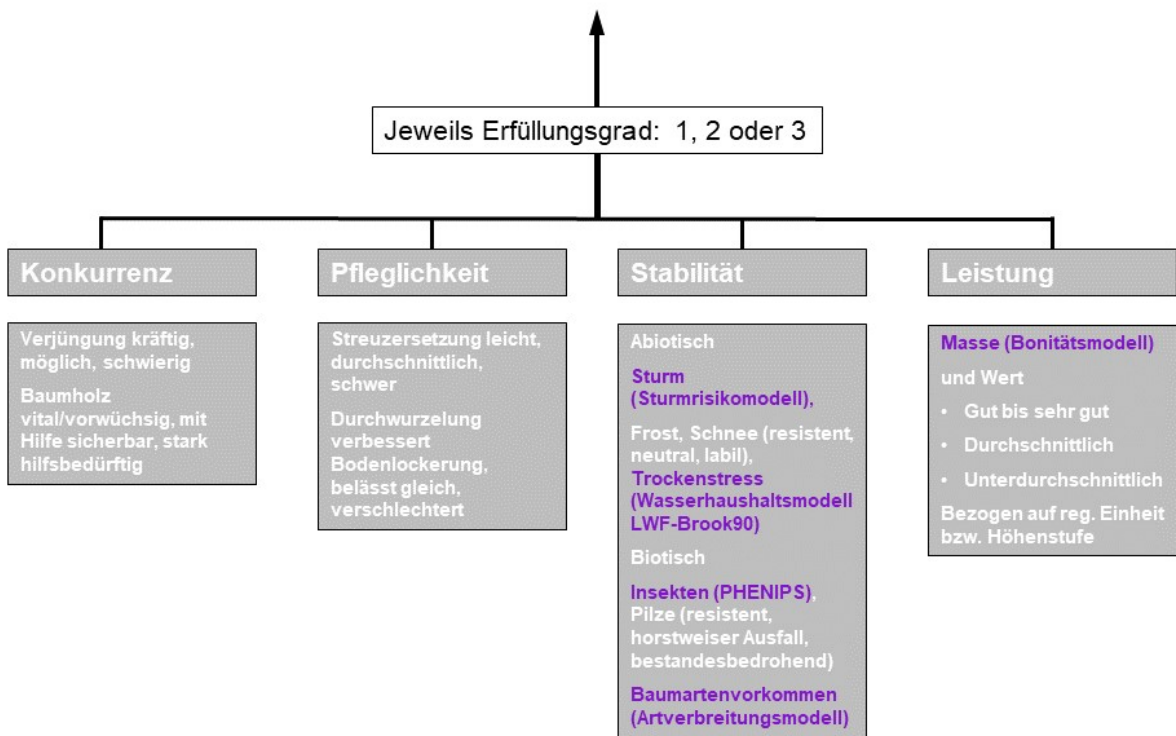


Abb. 1: Schema der dynamisierten Einschätzung der Baumarteneignung im Klimawandel. Unter den vier Kriterien Konkurrenz, Pfleglichkeit, Stabilität und Leistung sind die einzelnen beurteilten Faktoren genannt. Farblich violett hervorgehobene Faktoren werden im weiterentwickelten Verfahren (2.0) nun klimadynamisch abgebildet. Alle anderen Faktoren entstammen dem bisher etablierten Verfahren zur Beurteilung der Baumarteneignung nach (Aldinger und Michiels, 1997).

Wirkmodelle

Sturmrisikomodell

Die Sturmgefährdung wurde für die drei Baumartengruppen Tanne mit Douglasie (TaDgl), Buche mit Eiche (BuEi) sowie Fichte (Fi) berechnet. Die artscharfe Trennung von Tanne und Douglasie sowie Buche und Eiche war nicht möglich, da sich diese Baumarten im verwendeten Sturmschadensmodell nicht signifikant unterschieden. Für die Berechnung der Sturmgefährdung in Baden-Württemberg wurde ein von Schmidt et al. (2010) entwickeltes empirisch-statistisches Sturmschadensmodell eingesetzt. Das Modell bildet die Sturmschadenswahrscheinlichkeit in Abhängigkeit der folgenden Faktoren ab:

- Baumartengruppe
- Baumhöhe
- Baumdurchmesser
- Topographische Exposition und
- Bodeneigenschaften (nur bei Fichte Staunässe)

Der in den Karten dargestellte Prozentwert ist die Wahrscheinlichkeit, mit der ein Einzelbaum beim Auftreten eines durchschnittlichen, landesweit einheitlichen Normsturms geschädigt würde (Bruch oder Wurf). Dieser kontinuierliche Wert wurde unter Anwendung der Schwellenwerte 5 und 10% in drei Risikoklassen überführt (Albrecht und Almehasneh, 2019). Für die Berücksichtigung der Sturmgefährdung wurde das Sturmschadenspotential mithilfe sogenannter Durchschnittsbäume in einer Horizontalauflösung von 25 m berechnet. Das bedeutet, dass an jedem Ort in Baden-Württemberg im Abstand von 25 × 25 m hypothetisch ein Baum mit gleicher Baumhöhe und gleichem Baumdurchmesser verwendet wurde. Dies ermöglicht den Vergleich zwischen den Baumarten unter sonst gleichen Bedingungen, sodass das abstrakte baumartenbezogene Risikopotential für die Einstufung der Eignung zugrunde gelegt wird. Zur Ermittlung dieser durchschnittlichen Normbäume wurde die Bundeswaldinventur 3 (BWI3) herangezogen (Kändler und Cullmann, 2016) und je Baumartengruppe das 80. Perzentil der Baumhöhe und das 50. Perzentil der h/d-Werte verwendet. Dadurch werden adulte Bäume nahe ihrer Maximalhöhe und mit mittlerem h/d-Wert zugrunde gelegt (Tab. 1).

Tab. 1: Die aus gemessenen Bäumen der BWI3 für Baden-Württemberg ermittelten Werte für Normbäume.

Baumartengruppen (BAGR)	Höhe (80. Perzentil)	h/d-Wert (50. Perzentil)
FI	33.80 m	69.12
TADGL	35.30 m	60.49
BUEI	32.46 m	65.75

Diese Eingangswerte wurden in Kombination mit Daten zur orographischen Exponiertheit (sog. richtungs-abhängiger Topex-Index, berechnet auf Grundlage eines digitalen Geländemodells, Details siehe Schmidt et al. (2010)) und Staunässe (basierend auf der Standortkartierung, nur für Fichte relevant) in Sturmschadenswahrscheinlichkeiten umgerechnet (Albrecht und Almehasneh, 2019).

Wasserhaushaltsmodell

Zur Charakterisierung des Wasserhaushalts und daraus abgeleitet des Trockenstressrisikos wurde das forsthydrologische Wasserhaushaltsmodell LWF-Brook-90 verwendet (Hammel und Kennel, 2001). In das eindimensionale Modell fließen zahlreiche klimatologische, bodenphysikalische und –chemische Eingangsparameter in hoher räumlicher sowie täglicher Auflösung ein, und es werden ebenso zahlreiche Ausgabeparameter berechnet. Das Modell berücksichtigt auch pflanzenphysiologische Parameter, sodass für den Wasserhaushalt wichtige Laub- und Nadelbaumcharakteristika exemplarisch für eine Modellfichte und eine Modellbuche implementiert wurden. Diese Parameter beschreiben überwiegend die systematischen Unterschiede hinsichtlich der Interzeption bei Laub- und Nadelbäumen. Für die Eignungsbeurteilung wurde die langjährig gemittelte relative Bodenwassersättigung verwendet, welche unter Anwendung der Schwellenwerte 0,8 und 0,6 in drei Risikoklassen überführt wurde (Puhlmann et al., 2019; Puhlmann et al., 2021).

Borkenkäferisiko (PHENIPS)

Aufgrund der großen Bedeutung des Buchdruckers als ökonomischem Schädling an Fichte wurde, exemplarisch für andere Insekten- und Wirtsbaumarten, ein Modell angewendet, das das Befallsrisiko

in Abhängigkeit der Wärmesumme abbildet. Aufgrund des engen Zusammenhangs zwischen Wärmesumme und physiologischer Entwicklung bzw. Aktivität des Buchdruckers wurde an der BOKU in Wien das Modell PHENIPS entwickelt (Baier *et al.*, 2007) und bereits häufig für Prädispositionsabschätzungen angewendet. Unter Verwendung klimatischer Eingangsparameter sowie einiger entwicklungsphysiologisch wichtiger Schwellenwerte (Gradtage) wurde die Anzahl an Buchdrucker-Generationen räumlich explizit berechnet, welche als Indikator des Befallsrisikos interpretiert wurden. Für die Anwendung bei der Baumarteneignungsbeurteilung wurden die Ergebniswerte in drei Risikoklassen unterteilt, wobei <2 Generationen das geringste, und >2,5 Generationen das höchste Risiko verkörperten (Kautz und Händel, 2019).

Artverbreitungsmodelle

Für die Abschätzung arealgeographischer Veränderungen von Baumarten, insbesondere als Folge von Klimaänderungen, stellen Artverbreitungsmodelle einfache und verbreitete Methoden dar. Dabei charakterisieren diese Modelle unter Anwendung der Beobachtungsvariablen Präsenz/Absenz einer Baumart die sogenannte "realisierte" ökologische Nische, da das heutige Vorkommen der Baumarten durch die Waldbewirtschaftung geprägt ist und damit nicht ausschließlich ein Signal des ökologischen Optimums bzw. der fundamentalen Nische der Baumart darstellt. Unter Anwendung verteilungs- und klassifikationsbasierter Schwellenwerte wurde die Antwortvariable "Vorkommenswahrscheinlichkeit" für die Zukunftsszenarien in Klassen unterteilt. Das Vorgehen der Klassifizierung ist näher in Hanewinkel *et al.* (2014) und die Modellierung näher in Händel und Cullmann (2019) beschrieben.

Bonitätsmodell

Die Abschätzung möglicher Wachstumstrends wurde mithilfe eines klimadynamischen, versuchsflächenbasierten Bonitätsmodells nach Yue *et al.* (2016) vorgenommen. Das Modell projiziert klimabedingte Bonitätsänderungen in Abhängigkeit klimatischer sowie Depositionskenngrößen: Niederschlag und Temperatur in der Vegetationsperiode, Ariditätsindex, Schwefel- und Stickstoffdepositionen. Für die zukünftigen Zeiträume (Szenarien) wurden lediglich die klimatologischen Kenngrößen dynamisch verwendet, die Depositionsgrößen wurden auf dem rezent langjährig beobachteten Niveau festgeschrieben. Aus methodischen Gründen benötigt das Modell zur Schätzung der Bonitätsänderung eine Anfangsbonität. Da diese Anfangsbonität nicht flächendeckend für Baden-Württemberg vorliegt, wurde sie aus Punktdaten mithilfe eines Random Forest-Ansatzes regionalisiert. Als Punktdaten wurden 599 Versuchsflächen, 12.000 Bundeswaldinventurpunkte und 116.000 Betriebsinventurpunkte verwendet. Hilfsvariablen für die Regionalisierung waren die Basensättigung, N-Deposition, Skelletgehalt (Zirlewagen, 2018, 2021), Jahresniederschlagssumme und mittlere Jahrestemperatur (Dietrich *et al.*, 2019). Das genaue Vorgehen bei der Regionalisierung der Anfangsbonität wird voraussichtlich separat publiziert und wird deshalb hier nicht ausführlich dargestellt. Die errechneten Bonitätsveränderungen wurden für die Zwecke der Eignungsbeurteilung unter Anwendung der Schwellenwerte 5 und 10% in drei Risikoklassen eingeteilt.

Zusammenführung der Teilergebnisse

Für die Zusammenführung der statischen Baumarteneignung mit den dynamischen Wirkmodellergebnissen wurde ein expertenbasierter Entscheidungsbaum angewendet. Sofern in den Wirkmodellen die dort genannten Schwellenwerte über- bzw. unterschritten wurden, wurde das jeweilige Kriterium mit einem Malus bzw. Bonus versehen, sodass das Ergebnis 0 = geringes Risiko, I = mittleres Risiko, oder II

= hohes Risiko lauten kann. Anhand des Beispielkriteriums Stabilität lässt sich die weitere Vorgehensweise kurz folgendermaßen charakterisieren (Abb. 2): Bei Risiko 0 wird der Ausgangswert des Kriteriums beibehalten, sofern dieser 1 oder 2 betrug (linker Teil der Abbildung, grüne Äste). Bei Risiko I können die Endbeurteilungen zwischen 2 und 5 variieren, je nach Ausgangswert und Anzahl der Risikobeurteilungen (mittlerer Teil der Abbildung mit schwarzen Ästen). Und bei Risiko II (Stufe II, rechter Teil der Abbildung in roter Färbung) liegen die Endbeurteilungen zwischen 3 und 5, ebenso je nach Ausgangswert und Anzahl ungünstiger Wirkmodellergebnisse. Damit wird der ursprüngliche Wertebereich des Kriteriums Stabilität (1-3) im Zuge der Klimadynamisierung auf den Bereich 1-5 ausgeweitet. Dies erfolgte unter der Zielsetzung auch auf den heute bereits am schlechtesten beurteilten Standorten eine noch weitergehende Verschlechterung zu ermöglichen, wenn die Wirkmodellergebnisse besonders hohes Risiko projizieren.

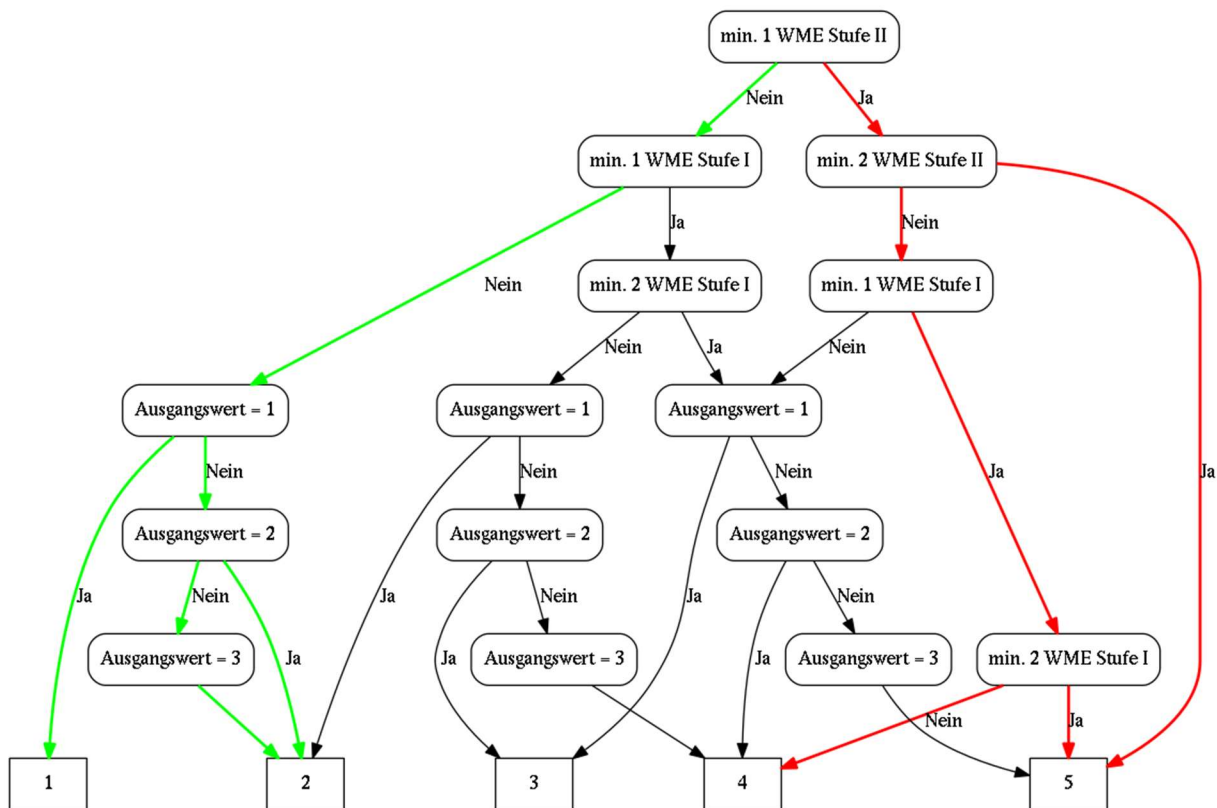


Abb. 2: Entscheidungsbaum zur Herleitung der Stabilitätsziffer am Beispiel der Buche, WME= Wirkmodellergebnis, Ausgangswert= Stabilitätsziffer aus der Forstlichen Standortskartierung. Grafik aus Cullmann (2019).

Ergebnisse

Aufgrund des thematischen Bezugs zur Ertragskundetagung werden die Ergebnisse der Bonitätstrends als einziges Wirkmodell separat dargestellt. Die Ergebnisse der anderen Wirkmodelle werden hier nicht einzeln aufgeführt, können aber andersorts eingesehen werden (Albrecht und Almehasneh, 2019; Händel und Cullmann, 2019; Kautz und Händel, 2019; Puhlmann *et al.*, 2019). Besonderer Fokus liegt dann an zweiter Stelle auf der Darstellung der Gesamteignung.

Bonitätstrends

Die geschätzten Veränderungen der forstlichen Oberhöhenbonitäten fallen für die Baumarten Fichte (Abb. 3), Tanne und Buche systematisch negativ aus (Abb. 4). Mitte des Jahrhunderts (2021-50) sind die Verluste noch recht gering, zum Ende des Jahrhunderts dürften allerdings im milden Szenario RCP4.5 im Mittel 8%, im realistischen Szenario 8.5 im Mittel 10-12% Verluste auftreten. Lediglich für Eiche ergeben sich im Mittel leichte Erhöhungen der Bonität, die im realistischen Szenario RCP8.5 im Mittel bis zu 5 % betragen könnten.

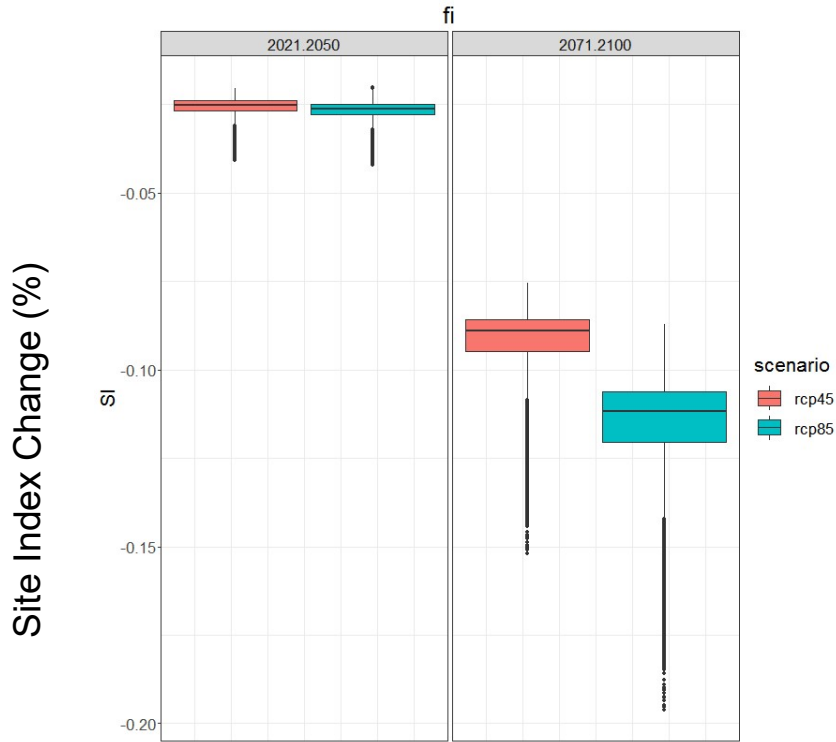


Abb. 3: relative Bonitätsveränderungen (%) von Fichte als Folge der Klimaänderungen. Dargestellt als Boxplots mit Referenz zum Zustand 2012.

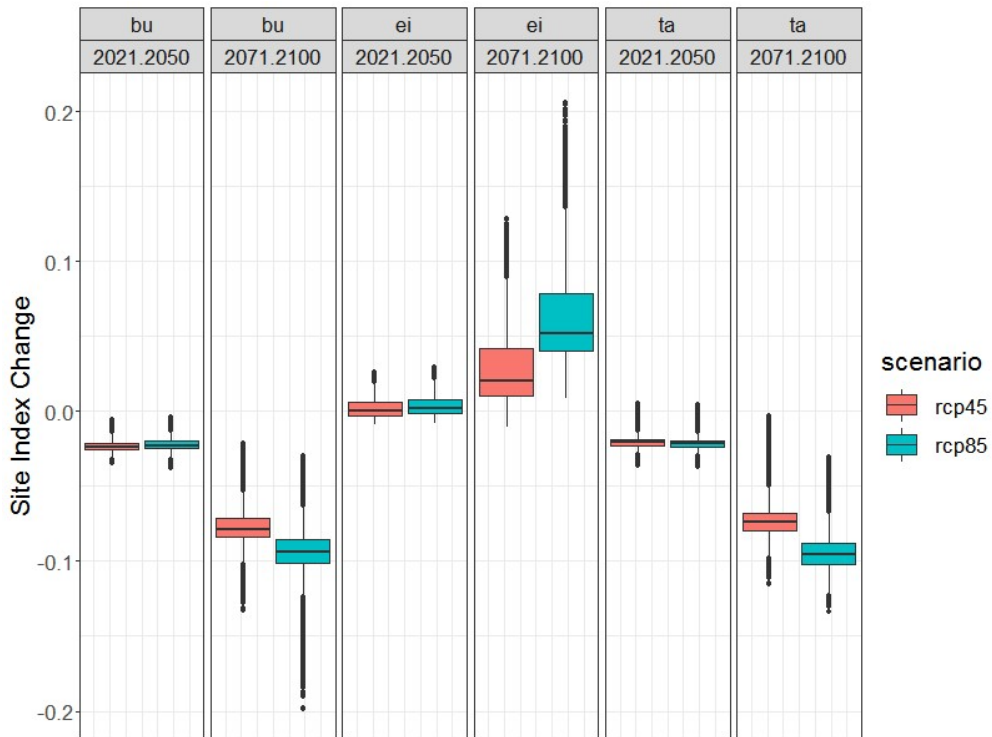


Abb. 4: relative Bonitätsveränderungen (%) der drei Baumarten Buche, Eiche und Tanne als Folge der Klimaänderungen. Dargestellt als Boxplots mit Referenz zum Zustand 2012.

Gesamteignung

Den Ergebnissen der Gesamteignung wird ein Interpretationsschlüssel der Eignungsstufen vorangestellt. Diesem Schlüssel zufolge werden die Klassenausprägungen der vier Hauptstufen der Eignung für praktische Zwecke in der Forsteinrichtung und Waldbauplanung folgendermaßen interpretiert (Tab. 2):

Tab. 2: Stufen der Baumarteneignung und die waldbauliche Interpretation der vier Hauptstufen.

Eignungsstufe	Waldbauliche Interpretation
geeignet	keine standortsbedingten Einschränkungen für Anbau und Bewirtschaftung der Baumart
geeignet bis möglich	
möglich	Bewirtschaftung als führende Baumart ist unter Beachtung von Einschränkungen möglich
möglich bis wenig geeignet	
wenig geeignet	Baumart nur als Beimischung mit einem Anteil von nicht mehr als 20-30%
wenig geeignet bis ungeeignet	
ungeeignet	Baumart sollte allenfalls einzeln beigemischt werden oder als Zeitmischung vorhanden sein

Ab Eignungsstufe „möglich bis wenig geeignet“ und schlechter wird die Verwendung einer Baumart als führende Baumart nicht mehr empfohlen. Die Bedeutungen der Hauptstufen sind mit der Modellversion 1.0 der Baumarteneignung aus dem Jahr 2010 identisch. Hierzu sind mehr Informationen unter Michiels (2011) und Hanewinkel et al. (2014) einsehbar.

Betrachtet man die landesweiten Baumarteneignungskarten unter dem RCP-Szenario 8.5 für die ferne Zukunft (2071-2100), sind bei Buche zwar die mittleren Eignungsstufen (gelbliche und fahlgrüne Farbtöne) prägend (Abb. 5). Allerdings fallen bei näherer Betrachtung im Bereich Oberrheintal, Baar-Wutach, Schwäbisch-Fränkischer Wald und Teilen des Südwestdeutschen Alpenvorlands für die Buche als führende Baumart ungeeignete (rote) Flächen auf. Für Eiche ungeeignete Flächen sind vor allem im Schwarzwald, dem Schwäbisch-Fränkischen Wald und an der Südostgrenze der Schwäbischen Alb lokalisiert.

Im Vergleich zu den Laubbaumarten fällt die Eignungsbeurteilung der Nadelbaumarten insgesamt noch deutlich schlechter aus: In der fernen Zukunft (RCP 8.5) erscheint nach dieser Betrachtung Tanne selbst im Schwarzwald, im Schwäbisch-Fränkischen Wald und in Teilen des südwestdeutschen Alpenvorlands nur noch in geringem Umfang als führende Baumart geeignet. Und bei Fichte werden selbst die mittleren Eignungsstufen so rar, dass die Baumart bei diesem Szenario landesweit als führende Baumart ausfällt und nur noch als Einzel- oder Zeitmischung sinnvoll planbar wäre.

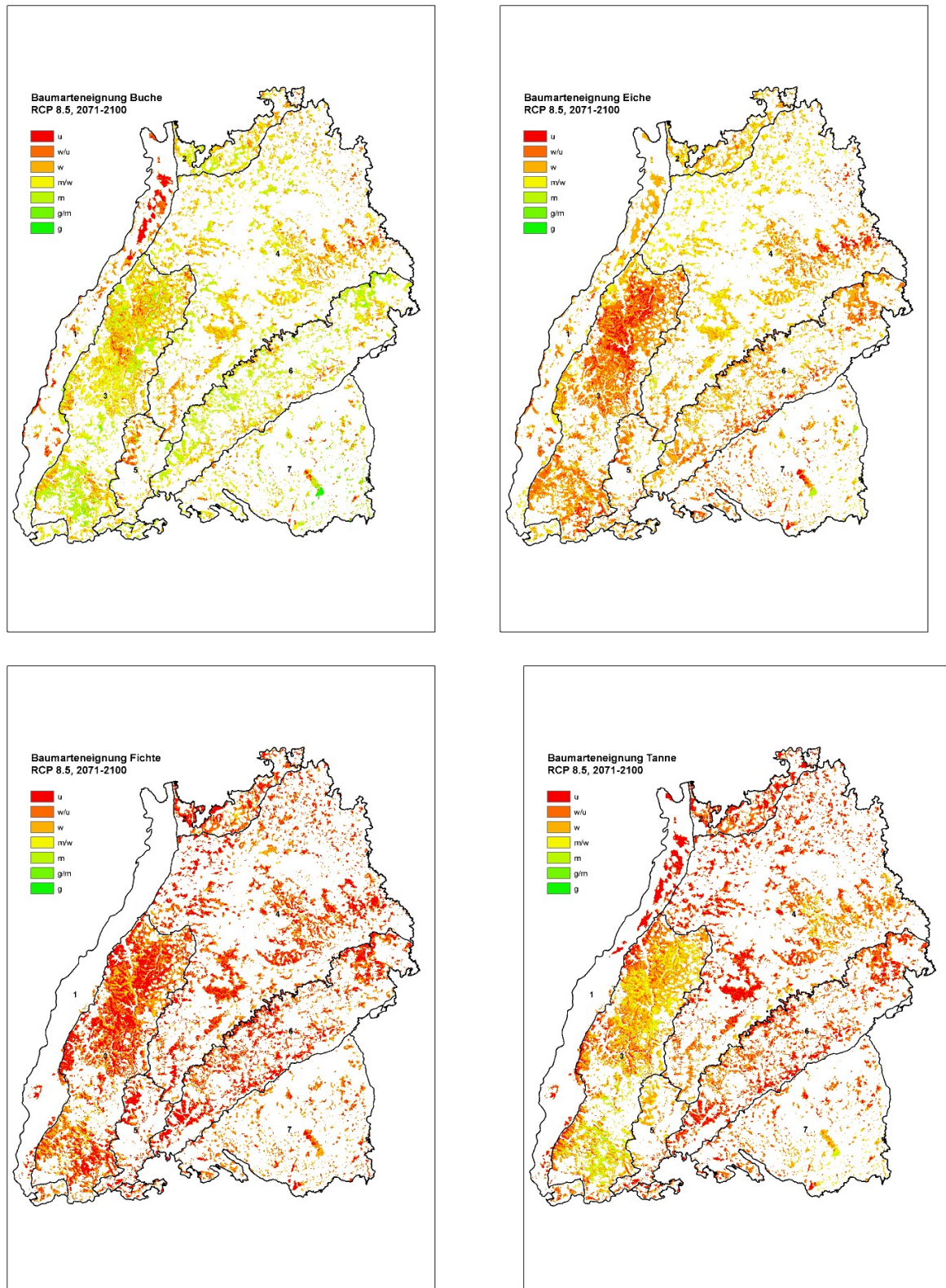


Abb. 5: Baumarteneignungskarten für die vier beurteilten Baumarten und das RCP-Szenario 8.5 für die ferne Zukunft (Bezugszeitraum "Ende des 21. Jahrhunderts"). Die Eignungsstufen sind: g:geeignet, g/m:geeignet bis möglich, m:möglich, m/w:möglich bis wenig geeignet, w:wenig geeignet, w/u:wenig bis ungeeignet, u:ungeeignet. Die Ziffern bezeichnen die Wuchsgebiete: 1: Oberrheinisches Tiefland, 2: Odenwald, 3: Schwarzwald, 4: Neckarland, 5: Baar-Wutach, 6: Schwäbische Alb, 7: Südwestdeutsches Alpenvorland.

In der Gesamtbilanzierung für die standortskartierte Waldfläche in Baden-Württemberg (Abb. 6) zeigen sich für alle Baumarten deutlich abnehmende Flächenanteile der günstigen Eignungsstufen „geeignet“ bis „möglich“. Betrachtet man die Eignung in Szenario 8.5 zum Ende des 20. Jahrhunderts, so ist die Planung von Buche als führende Baumart noch auf ca. 35 % der Fläche möglich. Bei Eiche und Tanne liegt dieser Wert unter 10 %.

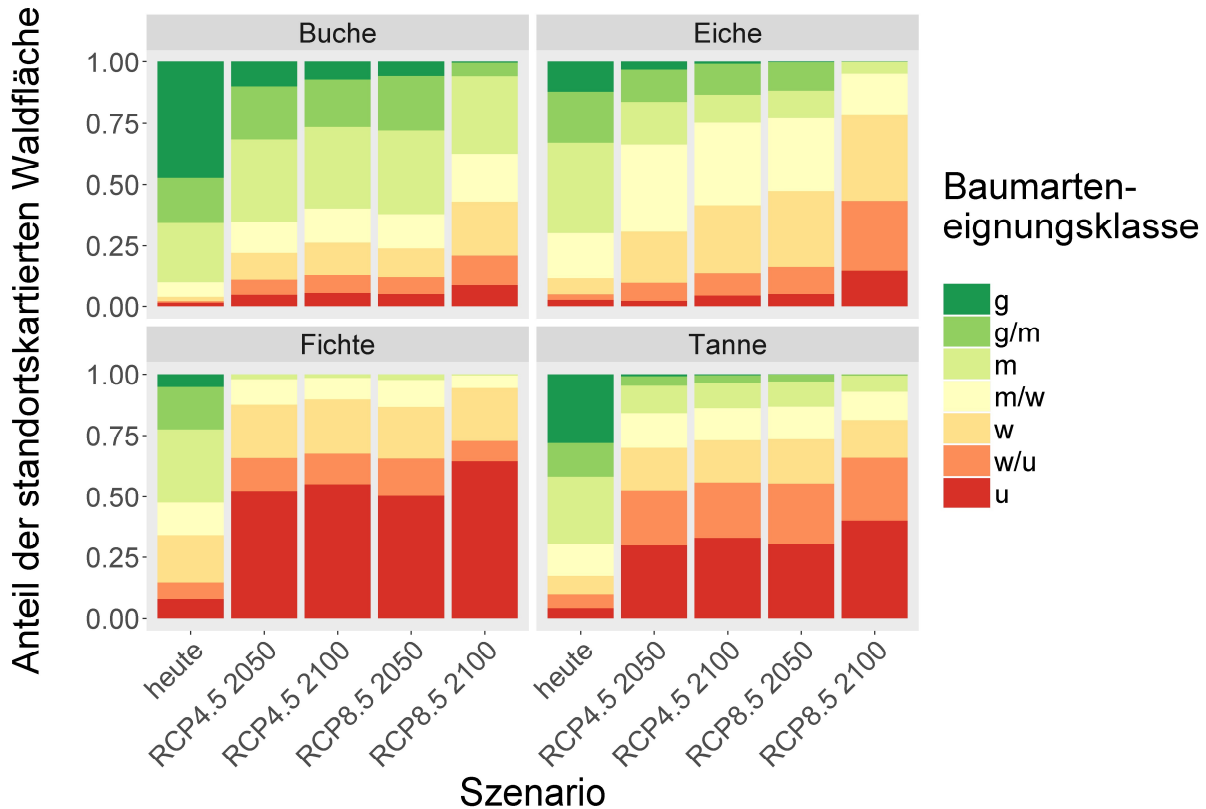


Abb. 6: Gesamtbilanzierung der Baumarteneignung 2.0, bezogen auf die standortskartierte Fläche der jeweiligen Baumart. Die Säulengrafiken zeigen je Baumart ausgehend vom heutigen Zustand die Veränderungen zu zwei RCP-Szenarien und zwei Bezugszeiträumen. Die Eignungsstufen sind: g = geeignet, g/m = geeignet bis möglich, m = möglich, m/w = möglich bis wenig geeignet, w = wenig geeignet, w/u = wenig bis ungeeignet, u = ungeeignet.

Diskussion

Bonitätsveränderungen

Sowohl bei den Zu- als auch bei den Abnahmen der klimadynamisch modellierten Bonitäten wurde insgesamt eine recht geringe Streuung beobachtet. So liegen die Maximalwerte nicht über +20% und nicht unter -20%. Größere Bonitätsveränderungen wären nach diesen Abschätzungen nicht zu erwarten. Allerdings beziehen sich diese Schätzungen lediglich auf verändertes Produktivitätspotential bei unterstellter Überlebensfähigkeit. Die Auswirkungen von Baum mortalität und Waldverlusten aufgrund klimawandelbedingt erhöhter Mortalitätsniveaus auf die Bonitätsveränderungen sind im Bonitätsmodell nicht inbegriffen.

Nach einem anderen Modell zur Abschätzung möglicher Bonitätsveränderungen in Baden-Württemberg unter Verwendung unechter Zeitreihen könnten die Ergebnisse jedoch deutlich stärker streuen und demnach stärker zu- oder abnehmen (Nothdurft et al., 2012). Die Unterschiede zwischen diesem

und dem in der vorliegenden Studie angewendeten Bonitätsmodell wurden bereits untersucht (Albrecht et al., 2017) und könnten sowohl auf die unterschiedlichen Datengrundlagen – Betriebs-/Bundeswaldinventurdaten vs. Versuchsflächendaten – als auch auf die unterschiedlichen Modellierungsansätze – unechte vs. echte Zeitreihen – zurückzuführen sein.

Wachstumsveränderungen und -trends können in unterschiedlichen zeitlichen und räumlichen Auflösungen beobachtet werden. Außerdem können unterschiedliche Modelltypen (empirisch-statistische und prozessbasierte Modelltypen, Albert und Schmidt, 2010; Gutsch et al., 2016; Albert et al., 2018; Lasch-Born et al., 2020; Schmidt, 2020) und Modellierungsansätze (z. B. unechte und echte Zeitreihen) angewendet werden. Da wie im vorliegenden Fall die Unterschiede zwischen den Ergebnissen selbst für die gleichen Baumarten und Regionen beträchtlich ausfallen können, sind vertiefende Untersuchungen nötig, die den Wert mehrerer Modelle zusammenbringen und z. B. mithilfe von Ensembleansätzen zu robusteren Schätzhilfen kombinieren. Besonders die Kombination möglichst diverser Ansätze und Datenquellen, z. B. auch inklusive jahringbasierter Analysen (Babst et al., 2013), verspricht dabei, den inherenten Unsicherheitsrahmen besser abzubilden.

Baumarteneignung

Die im Vergleich zu Buche ungünstigere Eignungsbeurteilung von Eiche hat wahrscheinlich eine wesentliche Ursache in der Beurteilung der Konkurrenzkraft. Tatsächlich wird Eiche im heutigen Ausgangszustand standortkundlich als deutlich konkurrenzschwächer eingestuft. Momentan ist es jedoch methodisch leider nicht möglich, klimabedingte Verschiebungen im Teilkriterium Konkurrenzkraft zwischen Baumarten modellbasiert abzubilden. Außerdem geben Untersuchungen zum Wachstumsverlauf beider Baumarten nach Dürrejahre keine klaren Hinweise auf Verschiebungen in der wachstumsbedingten Konkurrenzkraft zugunsten von Eiche (Mattes, 2015; Nölte et al., 2020).

Die Einschätzung des aktuellen, für Eiche vergleichsweise ungünstigen Ausgangszustandes hinsichtlich der Konkurrenzkraft der Baumart bleibt daher auch für die Zukunftsszenarien unverändert in der Beurteilung erhalten. Dies ist jedoch differenziert zu interpretieren und bedeutet nicht zwangsläufig, dass die Eiche eine damit verbundene generell schlechtere Klimateignung aufweist. Im Gegenteil: bei abschließlicher Betrachtung ihrer klimadynamischen Eignung und Anpassungsfähigkeit ohne Einbeziehung der Konkurrenzverhältnisse dürfte Eiche im direkten Vergleich mit Buche, besonders in Übereinstimmung mit ihrer allgemein als höher eingestuften Trockenheitstoleranz, günstiger ausfallen.

Sollten andere Studien ähnliche Ergebnisse erzielen, könnten die Konsequenzen für Waldbau und Waldökologie weitreichend sein. Buche ist insbesondere auch naturschutzfachlich nicht nur in Baden-Württemberg eine wichtige Baumart, da buchendominierte Wälder den größten Flächenanteil der Lebensraumtypen innerhalb der Natura2000-Flächen darstellt. Die Naturnähe von Buchenwaldökosystemen gilt heute generell als hoch. Es wird sich aber in den nächsten Jahren klären müssen, wie die Schutzgebietskulisse Natura2000 an die möglicherweise mit dem Klimawandel verknüpften vehementen Florenveränderungen angepasst werden kann (Hickler et al., 2012). Neben Buche ist auch Weißtanne eine Charakterbaumart in vielen Landesteilen Baden-Württembergs. Und da auch ihre Eignung nach unseren Ergebnissen deutlich abnehmen könnte, dürften ihre Anteile ebenso in Zukunft abnehmen.

Grundsätzlich gibt die systematische Abnahme der Gesamteignung aller vier Hauptbaumarten in Baden-Württemberg Anlass dazu, über Alternativen nachzudenken. Die Suche nach Alternativbaumarten

ist bereits im Gange (Forster et al., 2019; de Avila et al., 2021) und es gilt hierbei viele Aspekte von Bäumen, Menschen, Wäldern und Holz zu berücksichtigen. Eine besondere Herausforderung liegt dabei in der Datenverfügbarkeit von heute schon heimischen, aber seltenen Arten. Für diese Arten (z. B. Elsbeere, Flatterulme) sollten ebenso Baumarteneignungskarten erstellt werden, die direkt mit den Karten der Hauptbaumarten vergleichbar sind. Erste Ansätze hierzu unter Verwendung von Artverbreitungsmodellen wurden bereits getestet (Thurm et al., 2018). Eine weitere Herausforderung ist die Eignungsbeurteilung von Arten, die noch nicht heimisch sind, im Zuge der Klimaänderungen aber günstigere Wachstumsbedingungen bei uns finden könnten, so dass sie sich insbesondere auch durch Konkurrenzvorteile gegenüber den heutigen Hauptbaumarten etablieren können. Dies könnte für europaheimische (z. B. Ungarische Eiche, Silberlinde, Schwarzkiefer) wie auch außereuropäische Baumarten (Libanon- und Atlaszeder, Gelbkiefer) eintreffen. Dabei bestehen jedoch mit wenigen Ausnahmen wie beispielsweise Schwarzkiefer bei vielen dieser Baumarten erhebliche Unsicherheiten in der Beurteilung, da keine/kaum Vorerfahrungen im Anbau dieser Arten in Baden-Württemberg vorliegen. Damit ist die Beurteilung der Standortseignung für hiesige edaphische Bedingungen schwierig. Erst langfristige Anbauversuche werden hier Klarheit liefern können, und obwohl die Zeit aufgrund der hohen Geschwindigkeit der Klimaänderungen drängt, muss diese Vor-Ort-Prüfung vor einer größerflächigen künstlichen Einbringung dieser Arten erfolgen.

Zahlreiche Aspekte der Baumarteneignung blieben in dieser Untersuchung unberücksichtigt. Einerseits sind viele Waldschutzrisiken derzeit nicht klimadynamisch modellierbar (z. B. Schwammspinner, Eichenprozessionsspinner, Sonnenbrand an Buche, Prachtkäfer uvm.). Außerdem sind bisher Aspekte auf pflanzensoziologischer Ebene nicht abgebildet, sodass Einschätzungen zu Baumartenmischungen und Waldgesellschaften in echter ökologischer Interaktion nicht vorliegen. Diese und andere Aspekte sollten in zukünftigen Studien berücksichtigt werden und können technisch und methodisch überwiegend problemlos in den hier vorgestellten Ansatz miteingefügt werden, sofern die hinsichtlich der Gesamteignung zu interpretierenden Antwortvariablen klimadynamisch, flächendeckend und räumlich explizit berechnet werden können.

Ein weiterer Punkt, den zukünftige Studien stärker berücksichtigen könnten, ist die Gewichtungsmöglichkeit der Eignungskriterien. Unterschiedliche Waldbesitzende haben auch unterschiedliche Zielsetzungen und Vorstellungen für ihre Wälder oder unterliegen sogar unterschiedlichen rechtlichen Rahmenbedingungen. Deshalb sollte beispielsweise das Leistungskriterium für ertragsorientierte Waldbesitzende stärker gewichtbar sein, wohingegen für Waldbesitzende mit klarer Priorität auf klimastabilen Wäldern das Kriterium Stabilität stärker als andere Kriterien einfließen sollte.

Die vorgestellten Baumarteneignungskarten werden sowohl mit fortschreitendem Klimawandel, als auch durch Einbeziehung weiterer Modelle bzw. Eignungsaspekte in periodischen Abständen aktualisiert und überarbeitet werden müssen.

Literatur

- Assmann, F. (1961) *Waldtragskunde*. Bayerischer Landwirtschaftsverlag München, 490 S.
- Albert, M., Nagel, R.-V., Suttmöller, J., Schmidt, M., 2018. Quantifying the effect of persistent dryer climates on forest productivity and implications for forest planning: a case study in northern Germany. *For. Ecosyst.* 5, S. 33.

- Albert, M., Schmidt, M., 2010. Climate-sensitive modelling of site-productivity relationships for Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and common beech (*Fagus sylvatica* L.). *Forest Ecology and Management* 259, S. 739–749.
- Albrecht, A., Almehasneh, A., 2019. Berechnung des Sturmrisikos. In: v. Teuffel, K. (Ed.), *FVA-Einblick2/2019: Wald im Klimawandel*. Eigenverlag, Freiburg, S. 37-41.
- Albrecht, A., Duran-Rangel, C., Kändler, G., Schmidt, M., Yue, C., Kohnle, U., 2017. Evaluierung verschiedener klimasensitiver Bonitätsmodelle für Fichte. In: Klädtke, J. (Ed.), *Tagungsband zur Jahrestagung 2017 der Sektion Ertragskunde im DVFFA in Untermarchtal*, S. 59-69.
- Aldinger, E., Michiels, H.-G., 1997. Baumarteneignung in der forstlichen Standortskartierung Baden-Württemberg. *AFZ - Der Wald* 5, S. 234-238.
- Amereller, K., Kölling, C., Bolte, A., Eisenhauer, D.-R., Groß, J., Hanewinkel, M., Profft, I., Röhe, P., 2009. Die »20 Freisinger Punkte« - Eine gemeinsame Basis der deutschsprachigen forstlichen Ressortforschung. *LWF aktuell* 73, S. 46-48.
- Babst, F., Poulter, B., Trouet, V., Tan, K., Neuwirth, B., Wilson, R., Carrer, M., Grabner, M., Tegel, W., Levanic, T., Panayotov, M., Urbinati, C., Bouriaud, O., Ciais, P., Frank, D., 2013. Site- and species-specific responses of forest growth to climate across the European continent. <http://dx.doi.org/10.1111/geb.12023>.
- Baier, P., Pennerstorfer, J., Schopf, A., 2007. PHENIPS—A comprehensive phenology model of *Ips typographus* (L.) (Col., Scolytinae) as a tool for hazard rating of bark beetle infestation. *Forest Ecology and Management* 249, S. 171-186.
- BfN, 2019. Wälder im Klimawandel: Steigerung von Anpassungsfähigkeit und Resilienz durch mehr Vielfalt und Heterogenität, ein Positionspapier. In: *Naturschutz, B.f.* (Ed.), Bonn, S. 33.
- Bolte, A., Eisenhauer, D.-R., Ehrhart, H.-P., Groß, J., Hanewinkel, M., Kölling, C., Profft, I., Rohde, M., Röhe, P., Amereller, K., 2009. Klimawandel und Forstwirtschaft – Übereinstimmungen und Unterschiede bei der Einschätzung der Anpassungsnotwendigkeiten und Anpassungsstrategien der Bundesländer. *Landbauforschung - vTI Agriculture and Forestry Research* 4, S. 269-278.
- Cullmann, D., 2019. Verfahren Multikriterieller Bewertungen - Baumarteneignung 2.0 und Vulnerabilitäten. In: v. Teuffel, K. (Ed.), *FVA-Einblick: Wald im Klimawandel*. Eigenverlang, 2/2019, Freiburg, S. 15-19.
- de Avila, A.L., Häring, B., Rheinbay, B., Hirsch, M., Brüchert, F., Albrecht, A., 2021. *Artensteckbriefe 2.0: Alternative Baumarten im Klimawandel - eine Stoffsammlung*. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. 249 Seiten.
- Dietrich, H., Wolf, T., Kawohl, T., Wehberg, J., Kändler, G., Mette, T., Röder, A., Böhner, J., 2019. Temporal and spatial high-resolution climate data from 1961 to 2100 for the German National Forest Inventory. *Annals of Forest Science*, S.
- DVFFA, 2019. *Anpassung der Wälder an den Klimawandel, ein Positionspapier*. S. 7.
- Falk, W., Mellert, K.H., 2011. Species distribution models as a tool for forest management planning under climate change: risk evaluation of *Abies alba* in Bavaria. *Journal of Vegetation Science* 22, S. 621-634.
- Forster, M., Falk, W., Reger, B., Blaschke, M., Paul Dimke, B.E., Ewald, J., Franz, C., Kanold, A., Kudernatsch, T., Lauterbach, M., Lutze, M., Müller-Kroehling, S., Petercord, R., Rothkegel, W., Ruppert, O., Schreiber, K., Stöger, A., Stöger, W., Šeho, M., Tretter, S., Triebenbacher, C., Weber, K., 2019. *Praxishilfe Klima – Boden – Baumartenwahl*. In: (LWF), B.L.f.W.u.F. (Ed.).
- Gutsch, M., Lasch-Born, P., Suckow, F., Reyer, C.P.O., 2016. Evaluating the productivity of four main tree species in Germany under climate change with static reduced models. *Annals of Forest Science* 73, S. 401-410.

- Hammel, K., Kennel, M., 2001. Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90. Frank.
- Händel, M., Cullmann, D., 2019. Klimasensitive Artverbreitungsmodelle. In: v. Teuffel, K. (Ed.), FVA-Einblick: Wald im Klimawandel. Eigenverlang, 2/2019, Freiburg, S. 20-21.
- Hanewinkel, M., Cullmann, D.A., Michiels, H.-G., Kändler, G., 2014. Converting probabilistic tree species range shift projections into meaningful classes for management. *Journal of Environmental Management* 134, S. 153-165.
- Hanewinkel, M., Cullmann, D.A., Schelhaas, M.-J., Nabuurs, G.-J., Zimmermann, N.E., 2013. Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature Clim. Change* 3, S. 203-207.
- Hickler, T., Vohland, K., Feehan, J., Miller, P.A., Smith, B., Costa, L., Giesecke, T., Fronzek, S., Carter, T.R., Cramer, W., Kühn, I., Sykes, M.T., 2012. Projecting the future distribution of European potential natural vegetation zones with a generalized, tree species-based dynamic vegetation model. *Global Ecology and Biogeography* 21, S. 50-63.
- IPCC, 2013. Summary for Policymakers. In: Stocker, T., Qin, D., Plattner, G., Tignor, M., Allen, S., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P. (Eds.), *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Kändler, G., Cullmann, D., 2016. Regionale Auswertungen der Bundeswaldinventur 3 - Land Baden-Württemberg. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg.
- Kautz, M., Händel, M., 2019. Abschätzung des Buchdruckerrisikos mithilfe des Modells Phenips. In: v. Teuffel, K. (Ed.), FVA-Einblick: Wald im Klimawandel. Eigenverlang, 2/2019, Freiburg, S. 27-31.
- Kölling, C., 2007. Klimahüllen für 27 Waldbaumarten. *AFZ - Der Wald* 62, S. 1242-1244.
- Krauss, F.A., Hornstein, F.v., Schlenker, G., 1949. Standortserkundung und Standortkartierung im Rahmen der Forsteinrichtung. *AFZ - Der Wald* 4, S. 155-161.
- Lasch-Born, P., Suckow, F., Reyer, C., Gutsch, M., Kollas, C., Badeck, F.-W., Bugmann, H., Grote, R., Fürstenau, C., Schaber, J., 2020. Description and evaluation of the process-based forest model 4C v2.2 at four European forest sites. In.
- Märkel, U., Dološ, K., 2017. Tree Species Site Suitability as a Combination of Occurrence Probability and Growth and Derivation of Priority Regions for Climate Change Adaptation. *Forests* 8, S. 181.
- Mattes, A., 2015. Zuwachs und Konkurrenz in Buchen-/Eichenmischbeständen unter sich ändernden Klimabedingungen.
- McKenney, D.W., Pedlar, J.H., Lawrence, K., Campbell, K., Hutchinson, M.F., 2007. Potential Impacts of Climate Change on the Distribution of North American Trees. *BioScience* 57, S. 939-948.
- Michiels, H.-G., 2011. Abschlussbericht zur dynamischen Baumarteneignungsbeurteilung. FVA, Projektbericht, unveröffentlicht.
- Nölte, A., Yousefpour, R., Hanewinkel, M., 2020. Changes in sessile oak (*Quercus petraea*) productivity under climate change by improved leaf phenology in the 3-PG model. *Ecological Modelling* 438, S. 109285.
- Nothdurft, A., Wolf, T., Ringeler, A., Böhner, J., Saborowski, J., 2012. Spatio-temporal prediction of site index based on forest inventories and climate change scenarios. *Forest Ecology and Management* 279, S. 97-111, DOI: 110.1016/j.foreco.2012.1005.1018.
- Pretzsch, H., Biber, P., Schütze, G., Uhl, E., Rötzer, T., 2014. Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. *Nat Commun* 5, S.
- Puhlmann, H., Albrecht, A., Wolf, T., 2021. Klimaänderungen: Auswirkungen auf den Wasserhaushalt von Wäldern. *Wasserwirtschaft*, S. 33-36.

- Puhlmann, H., Wolf, T., Stackelberg, N., Hoch, R., Hallas, T., 2019. Wasserhaushalt und Trockenstress von Wäldern: Wohin geht die Reise? In: v. Teuffel, K. (Ed.), FVA-Einblick: Wald im Klimawandel. Eigenverlag, 2/2019, Freiburg, S. 22-26.
- Reyer, C., Lasch-Born, P., Suckow, F., Gutsch, M., Murawski, A., Pilz, T., 2014. Projections of regional changes in forest net primary productivity for different tree species in Europe driven by climate change and carbon dioxide. *Annals of Forest Science* 71, S. 211-225.
- Rothkegel, W., ruppert, O., Opitz, J., Weindl, D., Taeger, S., 2016. BaSIS - das Werkzeug für die Baumartenwahl. *AFZ - Der Wald* 2016, S. 24-26.
- Schlenker, G., 1964. Entwicklung des in Südwestdeutschland angewandten Verfahrens der Forstlichen Standortskunde. In, Standort, Wald und Waldwirtschaft in Oberschwaben, VfS Stuttgart, S. 5-26.
- Schlenker, G., 1975. Klimagliederung und Vegetationsgliederung im Rahmen der Regionalen Standortsklassifikation. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 94, S. 262-272.
- Schmidt, M., 2020. Standortsensitive und kalibrierbare Bonitätsfächer: Wachstumspotenziale wichtiger Baumarten unter Klimawandel. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 190, S. 136-160.
- Schmidt, M., Hanewinkel, M., Kändler, G., Kublin, E., Kohnle, U., 2010. An inventory-based approach for modeling single tree storm damage - experiences with the winter storm 1999 in southwestern Germany. *Can. J. For. Res.* 40, S. 1636–1652.
- Seidl, R., Thom, D., Kautz, M., Martin-Benito, D., Peltoniemi, M., Vacchiano, G., Wild, J., Ascoli, D., Petr, M., Honkaniemi, J., Lexer, M.J., Trotsiuk, V., Mairota, P., Svoboda, M., Fabrika, M., Nagel, T.A., Rey, C.P.O., 2017. Forest disturbances under climate change. *Nature Clim. Change* 7, S. 395-402.
- Thurm, E.A., Hernandez, L., Baltensweiler, A., Ayan, S., Rasztovits, E., Bielak, K., Zlatanov, T.M., Hladnik, D., Balic, B., Freudenschuss, A., Büchsenmeister, R., Falk, W., 2018. Alternative tree species under climate warming in managed European forests. *Forest Ecology and Management* 430, S. 485-497.
- Wohlgemuth, T., 2014. Forschung zu Wald und Klimawandel in Mitteleuropa: eine Werkschau. *Schweiz. Zeit. Forstwes.* 165, S. 27-36.
- Wolf, T., Röder, A., 2019. Klimatologische Grundlagen. In: v. Teuffel, K. (Ed.), FVA-einblick2/2019: Wald im Klimawandel. Eigenverlag, Freiburg, S. 4-8.
- Yue, C., Kahle, H.-P., von Wilpert, K., Kohnle, U., 2016. A dynamic environment-sensitive site index model for the prediction of site productivity potential under climate change. *Ecological Modelling* 337, S. 48-62.
- Zirlewagen, D., 2018. Regionalisierung der Stickstoffund Säuredeposition der Jahre 1880 bis 2017. Kenzingen, S. 60.
- Zirlewagen, D., 2021. Aktualisierungen und Neuerstellungen von Regionalisierungen von Bodendaten im Rahmen des Notfallplans Wald gegen Baumschäden in Baden-Württemberg. Kenzingen, S. 87.

Zuwachsreaktionen nach Nadelverlusten durch Raupenfraß verschiedener Intensität bei Kiefer

Michael Körner¹, Johanna Thiede², Nils Belecky², Jannik Kodym², Florian Wilms², Charlotte Hinds², Anne Hänisch², Susann Dittkrist², Shahrukh Kamran², Elias Wodzinowski², Jacob Böttcher², Curt Majunke², Jens Schröder², Martin Guericke²

¹Staatsbetrieb Sachsenforst, Graupa; ²Hochschule für nachhaltige Entwicklung, Eberswalde

Einleitung und Zielstellung

Phytophage Insekten, die zur Massenvermehrung fähig sind, können erhebliche Schäden an Bäumen und Wäldern verursachen und zu einer erhöhten individuellen Sterblichkeit sowie zum Ausfall kompletter Waldbestände führen. Einzelbäume, die eine derartige Kalamität überleben, weisen in der Regel eine vorübergehende Zuwachsreduktion auf, die z. B. in zeitweilig verringerter Nadelmasse begründet ist. Das Zusammenspiel zwischen Insekten und Wirtsbäumen hat in diesem Kontext zu adaptiven Resilienzmustern bei den betroffenen Arten geführt, die nach großflächigen Schäden und resultierenden Zuwachsverlusten zu einer schnellen Erholung führen.

Die vorliegende Studie stellt exemplarisch erste Ergebnisse einer Kalamität in Bezug auf Zuwachsreaktionen vor, wie sie durch die Nonne (*Lymantria monacha* L.) in Kiefernreinbeständen (*Pinus sylvestris* L.) im Nordosten des Bundeslandes Brandenburg im Jahr 2003 verursacht wurden. Die Massenvermehrung der Nonne wurde in dem betreffenden Gebiet, der Schorfheide, durch einen relativ heißen Sommer und daraus resultierenden Stress für die Baumart Kiefer begünstigt. Darüber hinaus erfolgte kein Einsatz von Pflanzenschutzmitteln bzw. er wurde im Jahr 2003 ausgesetzt (Apel et al. 2005). In Folge dessen kam es zu einem Kahlfraß von 741 ha und einem starken Fraß auf einer Fläche von 1.033 ha (Apel et al. 2005). Im Folgejahr 2004 musste eine Fläche von ca. 3.000 ha mit KARATE FORST flüssig behandelt werden, um weiteren Schaden und einen Totalausfall der Kieferbestände zu verhindern.

Charakterisierung des Schadgebietes

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Bundesland Brandenburg und ist nordöstlich von Berlin gelegen. Im Vordergrund der Untersuchung stehen mittelalte Kiefernbestände mit einem Alter zwischen 40 und 70 Jahren, die für Brandenburg und speziell für das Gebiet der Schorfheide eine typische Bestockung darstellen. Für die flächige Charakterisierung dieser Bestände wurden Fernerkundungsdaten herangezogen. Mittels spezieller Vegetationsindizes, welche hieraus abgeleitet werden können, kann die Biomasseaktivität sichtbar und eine ggf. stattgefundenen Verringerung über Zeitschnitte hinweg verdeutlicht werden. Im vorliegenden Beispiel dienten hierfür Satellitenszenen des Sensors Landsat 5 TM und der NDVI (engl. Normalized Difference Vegetation Index) als Vegetationsindex mit der nachfolgend aufgeführten Berechnungsgrundlage.

$$NDVI = \frac{(NIR - RED)}{(NIR + RED)} \quad \text{Formel (1)}$$

NDVI = Normalized Difference Vegetation Index

NIR = Band des nahen Infrarotbereichs

RED = Band des roten sichtbaren Bereichs

Das Bild für den ersten Zeitschnitt stammt vom 18. Juni 2002 und ist in Abb. 1 (links) dargestellt. Dunkelgrüne Bereiche kennzeichnen in dieser Szene eher Laubwälder und hellgrüne Bereiche eher Nadelwälder. Ein klarer Hotspot mit beginnendem Fraß ist hier noch nicht zu lokalisieren. Der niedrigste ausgelesene Pixelwert für den NDVI liegt bei 0,347 und der Maximalwert bei 0,548. In dem NDVI-Bild, das ungefähr ein Jahr später erfasst wurde, ist die photosynthetische Aktivität in größeren Bereichen deutlich niedriger (siehe Abb. 1 rechts). Während der NDVI_{max} mit 0,586 einen ähnlichen Wert im Vergleich zum Vorjahr einnimmt, sinkt der Minimalwert des NDVI auf 0,218. Diese Reduktion ist auf den Verlust an Nadelmasse zurückzuführen, den die Nonnenraupen verursacht haben.

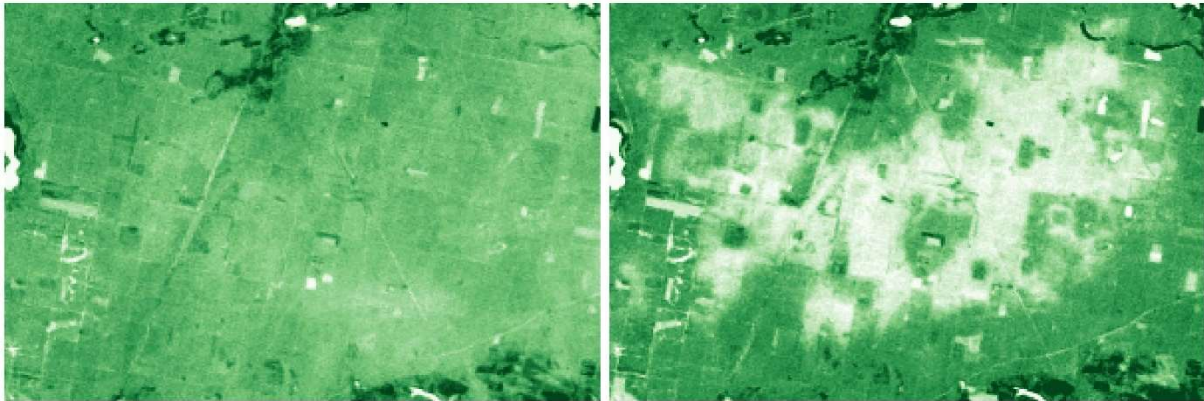


Abb. 1: Darstellung des Vegetationsindex NDVI für das Jahr 2002 (Aufnahmedatum 18.06.2002) und das Folgejahr 2003 (Aufnahmedatum 30.07.2003) in der Schorfheide (Brandenburg) abgeleitet aus Satellitendaten des Sensors Landsat TM

Probeflächenanlage und Jahrringanalyse

Aufbauend auf den Satellitendaten des Sensors Landsat TM (Abb. 1) wurde von Baniya (2005) eine Klassifikation durchgeführt und somit verschiedene Entnadelungsklassen (keine [D15], leichte [D40], mittelschwere [D60] und starke Schädigung [D85]) räumlich abgegrenzt. In diesen unterschiedlichen Bereichen erfolgten die Anlage temporärer Probeflächen und die Erfassung aktueller Bestandesmerkmale. Hierfür wurden alle Durchmesser $d_{1,3}$, repräsentative Baumhöhen h sowie Baumpositionen mittels Polarkoordinaten innerhalb der Probekreise erfasst. Im Anschluss an diese ertragskundliche Basiserfassung erfolgte die Entnahme von Bohrkernen an 15 geeigneten Bäumen pro Plot. Pro Baum dienten zwei Bohrkern, deren Bohrungen im 90°-Winkel versetzt zueinander angeordnet waren, für eine bessere Charakterisierung der Stichprobe am Stammquerschnitt.

Die entnommenen Bohrkern wurden nach der Trocknung in Trägerleisten eingeleimt, anschließend angeschliffen und mit einer Auflösung von 1.200 dpi gescannt. Die entstandenen Bilder dienten der bildbasierten Messung der Jahrringbreiten (JRB) in der Software CooRecorder (Cybis Wiki contributors 2009). Da es sich bei der Kiefer um eine Baumart mit klar sichtbarem Jahrringmuster handelt, konnten die entsprechenden Jahrringbreiten gut vermessen werden. Einzig die Jahre 2003 und 2004 waren nicht einfach zu synchronisieren, da insbesondere in 2004 sehr schmale und teils auch ausgefallene Jahrringe aufgetreten sind. Da bei der Bohrkernentnahme nicht zwangsläufig das Mark des Baumes getroffen wird und es zu einer Differenz zwischen Summe der Jahrringbreiten und dem halben Durchmesser o. R. kommen kann, erfolgte nach der Messung der JRB deren Korrektur mittels gemessenem Baumdurchmesser abzüglich der berechneten Rindenstärke (Degenhardt 1999). Dieser Ansatz wurde bereits von Beck (2010) und Schröder (2015) verwendet.

Aufbauend auf den Jahrringbreitenzeitreihen erfolgte durch Trendbereinigung die Berechnung von Jahrringindex-Zeitreihen (JRI), die anschließend in eine Chronologie für jeden der vier Plots eingeflossen sind. Hierfür wird eine JRB-Zeitreihe mittels Glättungsspline ausgeglichen (vgl. Körner 2017, Körner et al. 2018). Die JRI-Zeitreihe ergibt sich als Division der gemessenen Jahrringwerte durch die korrespondierenden Funktionswert des Glättungssplines mit anschließender Zentrierung um den Wert 1. Hierdurch werden trendfreie Zeitreihen erzeugt, deren langweiliger Alterstrend sowie mittelfristige Einflüsse eliminiert wurden. Für die Durchführung dieser Berechnungen diente das R-Paket *dplR* (Bunn 2008). Die vergleichenden Analysen der vier Bestände bzw. Jahrringzeitreihenkollektive konzentrierten sich im Folgenden auf das Verhalten der JRB in den Schadensjahren sowie den mittleren JRI und zugehörige Resilienzkomponenten (Lloret et al. 2011). Für die Berechnung der Resilienzkomponenten wurde das R-Paket *pointRes* (van der Maaten-Theunissen et al. 2015) verwendet. Die entsprechenden Berechnungsformeln sind nachfolgend aufgeführt, wobei als Zeitfenster vor oder nach der Schädigung jeweils vier Jahre gewählt wurden und die JRB als Bezugsgröße diente.

$$\text{Resistenz } R_t = \frac{D_r}{PreD_r} \quad \text{Formel (2)}$$

$$\text{Recovery } R_c = \frac{PostD_r}{D_r} \quad \text{Formel (3)}$$

$$\text{Resilienz } R_s = \frac{PostD_r}{PreD_r} \quad \text{Formel (4)}$$

D_r = Jahr des Einflusses von z. B. Trockenheit oder Schädigung

$PreD_r$ = vierjähriger Zeitraum vor D_r

$PostD_r$ = vierjähriger Zeitraum nach D_r

Ergebnisse

Die ermittelten Zeitreihen der Jahrringbreite für die Einzelbäume sind in Abb. 2 aufgeführt. Die mittleren plotspezifischen Zeitreihen sind jeweils durch dickere farbliche Linien in die Diagramme integriert. Im Fraßjahr 2003 reagieren alle Flächen mit einem Zuwachsrückgang. Dies trifft insbesondere auf die Entnadelungsgrade D40, D60 und D85 zu. Bei Probefläche D15 tritt zwar analog ein Zuwachsrückgang auf, jedoch kann hier davon ausgegangen werden, dass es sich hauptsächlich um den – auf allen Flächen gleichmäßig gegebenen – Einfluss des geringen Niederschlages und der hohen Temperaturen in diesem Jahr handelt (CIAIS et al. 2005).

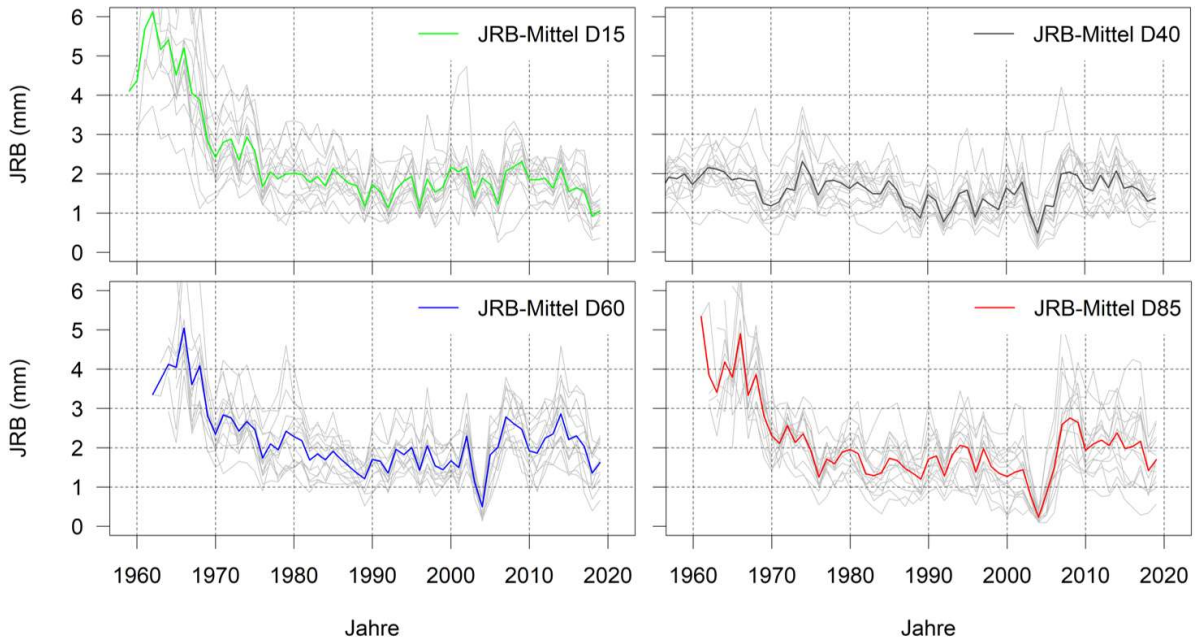


Abb. 2: Zeitreihen der Jahrringbreite der Einzelbäume und mittlere Jahrringzeitreihen getrennt für die unterschiedlichen Entnadelungsgrade der vier Probestellen in der Schorfheide (Brandenburg)

Für eine bessere Verdeutlichung der Unterschiede zwischen den Plots sind die mittleren Zeitreihen der Jahrringbreite in Abb. 3 noch einmal separat dargestellt. Alle Flächen weisen deutlich einen Zuwachsrückgang im Jahr 2003 auf, der sich bei den geschädigten Flächen (D40, D60, D85) im Jahr 2004 sogar noch einmal verstärkt. Die Flächen, bei der von keinem nennenswerten Fraß ausgegangen werden kann, erholt sich in 2004 bereits und weist gegenüber 2003 bereits wieder ein höheres Radialwachstum auf. Im Jahr 2005 setzt dann auch bei den übrigen Flächen die Erholung ein.

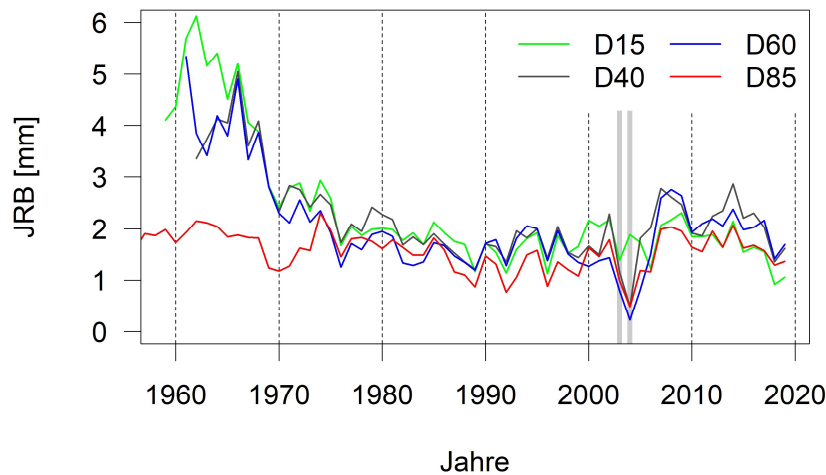


Abb. 3: Mittlere Zeitreihen der Jahrringbreite aller vier beprobten Flächen. Grau hervorgehoben sind die Jahre 2003 und 2004.

Um die Unterschiede zwischen den Flächen und die Veränderungen in den Jahren besser zu verdeutlichen, wurden wie oben beschrieben Jahrringindex-Zeitserien betrachtet. Die Berechnungsergebnisse für alle Einzelbäume und Flächenmittel sind in Abb. 4 dargestellt. Analog zur JRB wurde auch für den

JRI eine Grafik angefertigt, welche die Mittel der vier Flächen darstellt und so die Unterschiede sichtbarer macht (siehe Abb. 5).

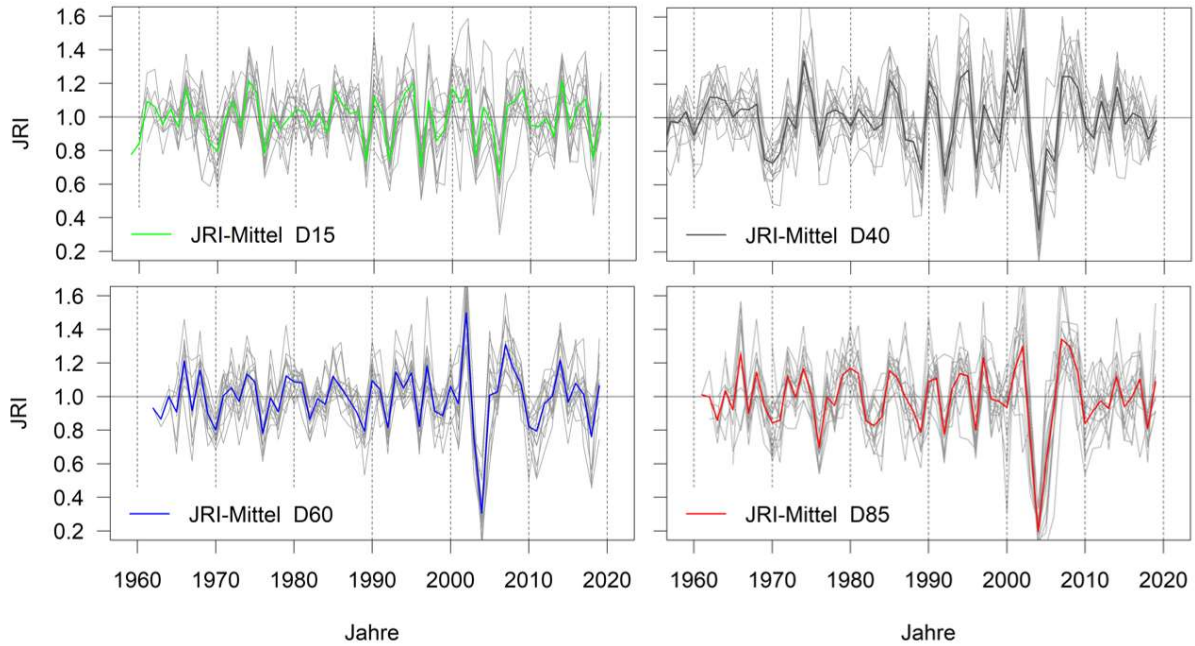


Abb. 4: Jahrringindex-Zeitreihen (JRI) der Einzelbäume und mittlere JRI-Zeitreihen getrennt für die unterschiedlichen Entnadelungsgrade der vier Probeflächen

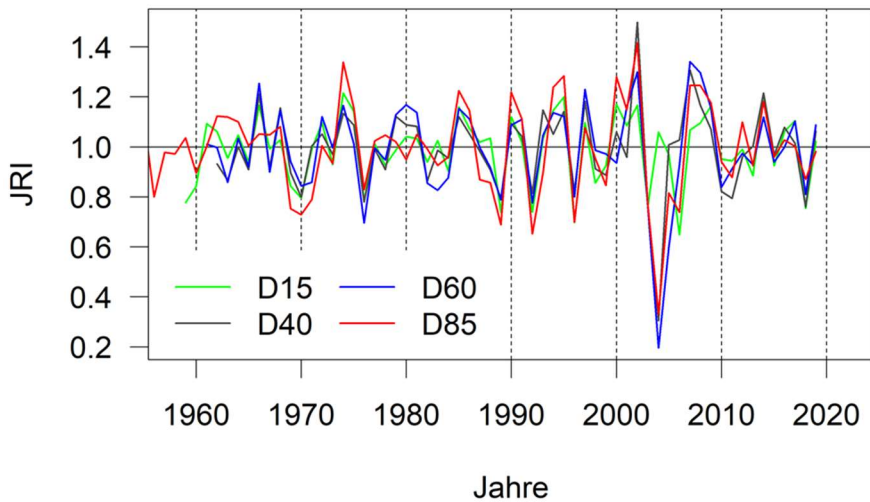


Abb. 5: Mittlere Jahrringindex-Zeitreihen aller Probeflächen

Die mittleren Jahrringindizes liegen im Jahr 2002 bei allen Flächen deutlich über dem durchschnittlichen Systemverhalten. Für die Vergleichsfläche D15 wurde ein Wert von 1,17 berechnet, der gegenüber den geschädigten Flächen (D40=1,50; D60=1,30; D85=1,42) etwas niedriger liegt. Im Folgejahr 2003, in dem der Hauptfraß stattgefunden hat, fallen die Jahrringindizes bei allen Flächen auf ähnliche Werte (D15=0,77; D40=0,75; D60=0,75; D85=0,76). Der Radialzuwachs liegt somit zwischen 23 und 25

% niedriger als der langjährige Zuwachs. Für 2004 wurden JRI-Werte für die entnadelteten Flächen zwischen 0,20 (D60) und 0,30 (D40) bzw. 0,33 (D85) ermittelt. Die Zuwachsreduktion für das Jahr 2004 kann somit mit 67 bis zu 80 % beziffert werden. Die Vergleichsfläche D15 erholte sich hingegen bereits, was sich im Wert von 1,06 widerspiegelt.

Wie bereits in der Methodik beschrieben, dienen Resilienzkomponenten der weiteren Beschreibung des Reaktionsverhaltens auf die durch den Nonnenfraß bedingten Nadelverluste. Die Resistenz beschreibt in diesem Zusammenhang den Abfall von der Periode vor dem Jahr 2003 hin zum Fraßjahr (vgl. PRETZSCH 2012). Bei einem Wert von 1 entspräche die JRB 2003 somit der mittleren JRB 1999-2002. Ein Wert von 0,5 spiegelt hingegen eine Reduktion des Zuwachses um 50 % im Jahr 2003 wider. In Abb. 6 ist die Streuung der Resilienz-Werte mittels Box-Whisker-Plot getrennt nach Flächen dargestellt. Es wird ein Trend hin zu höherem Zuwachsverlust mit zunehmendem Entnadelungsgrad sichtbar. Dies wird auch an den zusätzlich berechneten Mittelwerten deutlich, die in der Grafik mit Punkten dargestellt und durch eine gestrichelte Linie verbunden sind. Der höchste Mittelwert der Resistenz liegt hier bei Fläche D15 mit 0,717 und fällt dann über D40 mit 0,661 und D60 mit 0,680 zur am stärksten entnadelteten Fläche D85 mit 0,621 ab. Der Zuwachs auf den geschädigten Flächen liegt somit bei 62 bis 68 % gegenüber der Vergleichsperiode auf der Basis dieser Berechnungsgrundlage. Die Vergleichsfläche D15 verzeichnet so den geringsten Einbruch auf rund 72 % gegenüber dem Vergleichswert.

Die Streuung der Recovery für alle Flächen ist Abb. 7 zu entnehmen. Sie beschreibt das Zuwachsverhalten nach dem Fraßjahr 2003. Ein Wert von 1 liegt vor, wenn die mittlere JRB 2004-2007 den gleichen Wert wie die JRB im Jahr 2003 annimmt. Der Zuwachs würde somit auf dem des Schadjahres verharren. Höhere Werte von größer 1 sprechen somit eher für eine Erholung des Zuwachses. Die Mittelwerte der Recovery steigen von der Fläche D15 (1,277) und D40 (1,214) über D60 (1,565) hin zum höchsten Wert auf der Fläche D85 (1,859) an. Auf der am stärksten geschädigten Fläche ist zudem eine höhere Streuung der Recovery-Werte aller Einzelbäume zu verzeichnen.

Schlussendlich konnten für die betreffenden Einzelbaumkollektive noch die Werte der Resilienz berechnet werden. In die Berechnung gingen hier die JRB-Mittel 2004-2007 und 1999-2002 ein. Die Berechnungsergebnisse drücken somit das Niveau des Zuwachses nach dem Fraß in Bezug auf die vierjährige Periode vor 2003 aus. Tendenziell sind auch hier steigende Werte mit zunehmender Entnadelung zu sehen (siehe Abb. 8). Die Mittelwerte der Resilienz steigen von 0,886 (D15) und 0,819 (D40) über 1,055 (D60) bis 1,149 (D85) allmählich an. Auf der Basis der durchgeführten Berechnungen haben somit noch nicht alle Einzelbäume das Zuwachsniveau von vor dem Schadereignis erreicht. Bei kollektiver Betrachtungsweise haben nur die Bäume der Flächen D60 und D85 das Niveau vor dem Fraß wieder erreicht. Analog zu den Ergebnissen der Recovery liegt auch bei der Resilienz eine höhere Streuung der Einzelbaumwerte bei der am stärksten geschädigten Flächen D85 vor.

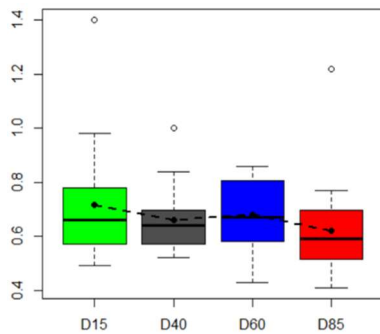


Abb. 6: Resistenz R_t der vier Probeflächen in Bezug auf das Fraßjahr 2003

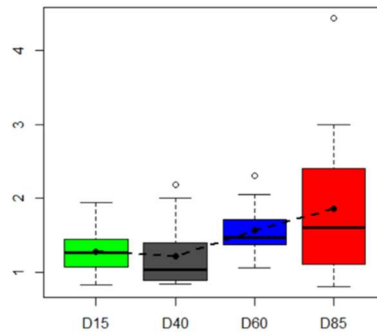


Abb. 7: Recovery R_c der vier Probeflächen in Bezug auf das Fraßjahr 2003

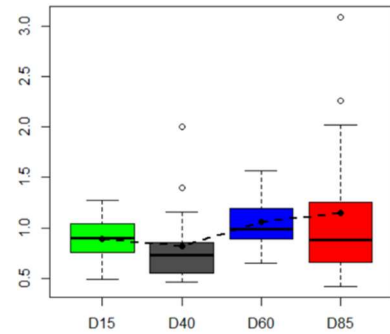


Abb. 8: Resilienz R_s der vier Probeflächen in Bezug auf das Fraßjahr 2003

Diskussion

Das Ziel von Untersuchungen wie den hier vorgestellten ist es, den Zuwachsverlust, der durch ein konkretes Schadereignis entstanden ist, zu quantifizieren. In der vorliegenden Fallstudie bezieht sich dies konkret auf den Radialzuwachsverlust bedingt durch eine Nonnenkalamität in der Schorfheide (Brandenburg). Da neben dem Fraß eine Vielzahl von anderen Rahmenbedingungen das Zuwachsverhalten beeinflusst, wurde eine Vergleichsfläche genutzt, um die entsprechenden Ergebnisse besser einordnen zu können. Es wird in diesem Kontext davon ausgegangen, dass fraßbedingte Nadelverluste für die Fläche D15 als Einflussvariable vernachlässigt werden kann, was sich jedoch nicht vollständig ausschließen lässt. Darüber hinaus kann auch nicht sichergestellt werden, dass alle Einzelbäume der geschädigten Flächen einer homogenen Entnadelung unterliegen. Ggf. sind somit in den Baumkollektiven der Schadklassen D40, D60 und D85 auch Einzelbäume mit höheren oder niedrigeren Nadelverlusten enthalten. Dennoch ermöglichen die Auswertung von Fernerkundungsdaten und die darauf aufbauende Klassifizierung eine treffende Beschreibung des mittleren Systemverhaltens. Die daraus resultierende Auswahl von Probeflächen kann somit als geeignet angesehen werden, was sich auch mit den Ergebnissen zum Zuwachsverhalten anhand der JRB- und JRI-Zeitreihen zeigt.

Für die Ermittlung von Zuwachsverlust in Form konkreter Prozentwerte können unterschiedliche Berechnungsvarianten herangezogen werden. In der vorliegenden Untersuchung dienten der Jahrringindex und dessen Abweichung von 1 als Referenzverfahren. Des Weiteren wurde die Resistenz für das Fraßjahr 2003 berechnet, welche sich auf die vierjährige Vergleichsperiode vor dem Ereignis bezieht. Während die Variante auf der Basis des Jahrringindex in Zuwachsverlusten von 23 bis 25 % resultiert, so ergeben sich auf der Grundlage der Resistenz 28 bis 38 %. Die geringsten Verluste liegen unabhängig von der Berechnungsart jeweils bei der Vergleichsfläche vor. Die höheren Zuwachsverluste treten hingegen auf den geschädigten Flächen auf. Die relativ ähnlichen Werte für die Zuwachsverluste auf Grundlage des JRI im Jahr 2003 liegen wahrscheinlich darin begründet, dass ein Teil des Radialzuwachses zum Zeitpunkt des Fraßgeschehens von den Einzelbäumen bereits geleistet worden war. Stärkere Unterschiede treten somit erst später auf, was anhand der Indizes im Jahr 2004 deutlich wird. Diese zeigen eine bereits einsetzende Erholung für die Vergleichsfläche bei noch stärkerer Zuwachsdepression auf den geschädigten Flächen an.

Als bemerkenswert haben sich zudem die Flächenunterschiede bei der Resilienzkomponente Recovery herausgestellt. Insbesondere die sehr stark geschädigte Fläche D85 weist hierfür einen hohen Mittelwert von 1,859 bei teilweise noch deutlich höheren Werten für einzelne Bäume auf. Der Radialzuwachs

der Einzelbäume nach dem Schadereignis auf Fläche D85 liegt somit deutlich über dem der vierjährigen Vergleichsperiode vor dem Fraß. Der Grund hierfür könnte in einem Lichtungszuwachs bei sinkender Konkurrenz als Folge von Sanitärhieben und Einzelbaummortalität als Resultat des extremen Raupenfraßes liegen. Darüber hinaus könnte sich ein Düngeeffekt, der durch den Raupenkot entsteht, positiv auf das Zuwachsverhalten auswirken.

Die Werte für die einzelnen Resilienzkomponenten beziehen sich aktuell ausschließlich auf das Schadjahr 2003. In diesem Zusammenhang kann diskutiert werden, ob das Jahr 2004 ebenfalls dem Fraßereignis zugeordnet werden sollte. Für die Flächen D40, D60 und D85 wäre hier mit etwas anderen Ergebnissen und wahrscheinlich noch auffälligeren Werten gerade bei der Resilienz zu rechnen. Die Resultate in Bezug auf die Resistenz, Recovery und Resilienz bei Fläche D15 dürften sich hingegen nur geringfügig ändern, da hier das Jahr 2004 mit einem mittleren JRI von 1,06 eher ein durchschnittliches Zuwachsverhalten widerspiegelt.

Zusammenfassung

In der vorliegenden Untersuchung wurden nach fernerkundungsbasierter Vorauswahl Probeflächen in durch Raupenfraß der Nonne (*Lymantria monacha* L.) geschädigten Kieferreinbeständen mittleren Alters angelegt. Es wurden drei Schädigungsklassen (D40, D60, D85) und eine Referenzfläche (D15) berücksichtigt. Neben klassischen ertragskundlichen Aufnahmen wurde sich hauptsächlich auf die Entnahme von Bohrkernen an 15 Baumindividuen pro Probefläche und deren Auswertung konzentriert. Durch die Vermessung der Bohrkernkerne konnten Zeitreihen der Jahrringbreite (JRB) und nachfolgend des Jahrringindex (JRI) berechnet werden. Während für das Hauptfraßjahr 2003 alle vier Probeflächen mit einer ähnlichen Zuwachsreduktion reagierten, ergaben sich für das Folgejahr deutliche Unterschiede zwischen den geschädigten Flächen und der Referenz. Letztere erholte sich bereits wieder und wies einen JRI von 1,06 auf. Die geschädigten Flächen waren hingegen in ihrem Zuwachs noch stärker eingebrochen, was in einem JRI zwischen 0,20 (D60) und 0,30 (D40) bzw. 0,33 (D85) resultierte. Die folgende Berechnung von Resilienzkomponenten nach Lloret et al. (2011) verdeutlichte ebenfalls die Abhängigkeit zwischen Zuwachs und Entnadelungsgrad. Insbesondere die Recovery weist in diesem Zusammenhang darauf hin, dass durch die Freistellung der überlebenden Individuen und aufgrund gewisser Düngeeffekte nach dem Fraß ein Zuwachsniveau erreicht wurde, welches über dem der vierjährigen Periode vor dem Schadereignis liegt.

Summary

This study covers an exemplary case of large-scale defoliation caused by *Lymantria monacha* in pure stands of *Pinus sylvestris* in Brandenburg, Northeast Germany, in the year 2003. Severe needle-loss occurred on roughly 4,000 hectares concentrated in medium-aged stands. The resulting decrease in foliage activity can be detected in time series of remote-sensing images providing continuous estimates of the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) for the area. Based on the magnitude of this reduction and spatial resolution of the images, zones of different degrees of foliage loss were delimited. According to four different defoliation categories we established four representative temporary research plots in the respective zones to measure current stand characteristics and to extract 15 borer core samples per plot: a reference area with presumably no needle loss (D15) and three plots with increasing feeding intensity (D40, D60, D85 with average foliage losses of 40%, 60%, and 85%). Comparative analyses of the four plots focused on (1) the development of the tree-ring width (TRW) time

series in the damage years and beyond and (2) mean ring-width index (RWI) time series and their resilience components. We could show that the effects of varying feeding intensity are visible in the TRW and RWI time series. These variations also influenced the resilience components (Lloret et al. 2011) associated with the different plots. In 2003, all investigated trees showed parallel TRW (i.e. radial increment) reductions. In the following year (2004) the reference plot (D15) has already started to recover while the defoliated plots exhibited a further decline in JRI. While resistance levels were inversely related to the feeding intensity classes, recovery was highest in the trees from the most heavily defoliated stands. Tree-ring widths especially on D85 often exceeded the average of the years prior to 2003. We see this as a probable consequence of higher radial increments due to a massive release effect for the trees that had survived the needle losses.

Literatur

- Apel, K.-H.; Diezel, K.; Lockow, K.-W.; Löffler, S.; Möller, K.; Riek, W.; Schindler, F. (2005). Differenzierte Regeneration der Kiefer nach Nonnenfraß in der Schorfheide. *AFZ - Der Wald* 60 (8): 390-393.
- Baniya, N. (2005). The use of landsat thematic mapper satellite image to monitor nun moth (*Lymantria monacha*) infestation in Schorfheide area. Interne Dokumentation, Eberswalde.
- Beck, W. (2010). Auswirkungen von Trockenheit und Hitze auf den Waldzustand in Deutschland - waldwachstumskundliche Ergebnisse der Studie im Auftrag des BMELV. In: J. Nagel (Hg.): Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten, Sektion Ertragskunde: Beiträge zur Jahrestagung. Körbecke: 56–65.
- Bunn, A.G. (2008). A dendrochronology program library in R (dplR). *Dendrochronologia* 26 (2): 115-124. ISSN 1125-7865. doi: 10.1016/j.dendro.2008.01.002
- Ciais, P.H.; Reichstein, M.; Viovy, N. et al. (2005). Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature* 437 (7058): 529–533.
- Cybis Wiki contributors (2009). CooRecorder. Cybis Wiki, <http://www.cybis.se/wiki/index.php?title=CooRecorder&oldid=690> (Zugriff 03.11.2019).
- Degenhardt, A. (1999). Schaftform- und Rindenstärkefunktionen für die Baumarten Kiefer und Roterle. *Beitr. Forstw. Landschaftsökol.* 33 (1): 39-41.
- Körner, M. (2017). Untersuchung zur Korrelation zwischen Zeitreihen der Biomasseaktivität und von Jahrringinformationen am Beispiel der Baumart Fichte. BSc. Thesis, Beuth Hochschule Berlin. doi: 10.13140/RG.2.2.21481.39521.
- Körner, M.; Wernicke, J.; Martens, S.; Schröder, J. (2018). Untersuchung zum Zusammenhang zwischen Jahrring-Index-Chronologien und NDVI-Zeitreihen des Sensors MODIS. In: J. Klädtke; U. Kohnle (Hg.): Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten, Sektion Ertragskunde. Jahrestagung 14.-16.05.2018. Víglaš/Slowakei: 152-161.
- Lloret, F.; Keeling, E. G.; Sala, A. (2011). Components of tree resilience: effects of successive low-growth episodes in old ponderosa pine forests. *Oikos* 120 (12): 1909-1920.
- Pretzsch, H. (2012). Zuwachsreaktionen auf Trockenstress in Mischbeständen im Vergleich zu Reinbeständen. Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten, Sektion Ertragskunde, Jahrestagung: 21-32.
- Schröder, J. (2015). Zum Einfluss der Witterung auf Wuchsverhalten und Vitalität der Trauben-Eiche (*Quercus petraea* [MATT.] LIEBL.). Eugen Ulmer, Stuttgart, Dresden (Forstwissenschaftliche Beiträge Tharandt, 34)
- van der Maaten-Theunissen, M.; van der Maaten, E. (2015). pointRes: An R package to analyze pointer years and components of resilience. *Dendrochronologia* 35: 34-38. doi: 10.1016/j.dendro.2015.05.006.

Waldstilllegung für den Klimaschutz? Hinweise aus der Bundeswaldinventur

Joachim Rock, Franz Kroiher

Thünen-Institut für Waldökosysteme, Alfred-Möller-Straße 1, 16225 Eberswalde

Zusammenfassung

Die Frage, ob für den Klimaschutz Waldnutzung oder Waldnichtnutzung besser ist, wird nach wie vor heftig diskutiert. Als Vergleichsobjekte für die Effekte „stillgelegter“ Wälder werden häufig kleinräumige Studien herangezogen, die maximal die Flächen von Nationalparks betreffen. Hier werden erstmals die Daten der Bundeswaldinventur diesbezüglich ausgewertet. Die BWI erfasst zu den Stichprobenpunkten einen absehbaren Nutzungsverzicht in drei Stufen: keine Nutzung zu erwarten, 2/3 und 1/3 der regulären Nutzung zu erwarten. Flächen mit Nutzungsverbieten fallen in die erste Kategorie. Die gemessenen Vorräte, Vorratsänderungen und Zuwächse von Waldflächen ohne Nutzung werden mit denen gleicher Bestandestypen mit regulärer Nutzung verglichen. Dabei standen die aktuelle Repräsentativität dieser Flächen und deren Eignung als zukunftsorientierte Referenz im Vordergrund, d.h. die Frage, ob man auf „neu stillgelegten“ Flächen eine Entwicklung analog der auf schon nicht genutzten Flächen erwarten kann. Die Untersuchungen wurden um indirekte Auswirkungen der Änderung von Nutzungsintensitäten ergänzt (Substitution).

Die schriftliche Fassung wurde gegenüber der Vortragsversion im Bereich „Substitution“ ergänzt.

Einleitung

Die Aufnahme von Kohlenstoff aus der Atmosphäre durch alte und ungenutzte Wälder (Luysaert et al. 2008) wird immer wieder als Beitrag zur Minderung von Treibhausgaskonzentrationen propagiert. Vergleiche zu bewirtschafteten Wäldern werden in der Regel mit (süd-)osteuropäischen Wäldern (Leuschner et al. 2020) oder Nationalparkflächen durchgeführt (Welle et al. 2021). Diese unterliegen jedoch anderen Rahmenbedingungen, haben sozusagen andere Systemgrenzen, als bewirtschaftete Wälder in Deutschland („Urwälder“) oder sie sind aus standörtlicher Sicht für die Gesamtwaldfläche oder den „Durchschnittswald“ in Deutschland wenig repräsentativ (z.B. NP Hainich, Bolte et al. 2021b). Die Bedeutung solcher Waldflächen für die Treibhausgasbilanz des Waldes in Deutschland ist deswegen umstritten (Schulze et al. 2020) und Stilllegungen werden kritisch gesehen (Bolte et al. 2021a, Schulze et al. 2021). Die Bundeswaldinventur liefert in ihrem Datenbestand die einzige bundesweite Datenquelle, anhand derer bewirtschaftete und nicht bewirtschaftete Wälder verglichen werden können. Dies wurde bisher noch nicht versucht und erste Ergebnisse einer entsprechenden Analyse werden hier präsentiert. Hierbei interessierten vor allem die allgemeine Vergleichbarkeit, die erreichbaren Maximalvorräte im Stilllegungsfall, die Prozesse nach einer Stilllegung und die Gesamtbilanz unter gutachterlicher Einbeziehung von Substitutionseffekten.

Material und Methoden

Für die Auswertung wurde der Datenbestand der Bundeswaldinventur (BWI) 2012 herangezogen (online verfügbar unter <https://bwi.info>). Die BWI erfasst Waldparameter in einer systematischen, einstufigen Klumpenstichprobe mit regional unterschiedlicher Stichprobennetzdichte von 4 x 4 km, 2,83 x 2,83 km und 2 x 2 km (Klemmt & Neubert, 2011). Eine geklumpete Stichprobe setzt sich aus den vier Traktecken eines 150 m Quadrats zusammen. Diese bilden die Mittelpunkte für Unterstichproben, an

denen eine Reihe verschiedener Aufnahmen im Wald durchgeführt werden. Das Aufnahmeverfahren ist bundesweit gleich und eine Gegenüberstellung von bewirtschafteten und nicht bewirtschafteten Flächen möglich. Die Stichproben erfassen jedoch keine Bestände, so dass diese in der Auswertung „ideell“ erzeugt werden müssen. Im Rahmen der Aufnahmen wird die an einer Traktecke zu erwartende Nutzungshöhe in vier Stufen eingeteilt (BMELV 2011, S. 21 f):

„3.2.4 Nutzungseinschränkungen

Nutzungseinschränkungen liegen vor, wenn die möglichen Holznutzungen mindestens zu einem Teil nicht wahrgenommen werden können.

Dabei werden sowohl Nutzungseinschränkungen aufgrund rechtlicher Vorschriften oder sonstiger nicht im Betrieb liegender Ursachen als auch betrieblich bedingte Nutzungseinschränkungen berücksichtigt. Die Ursache der Nutzungseinschränkungen ist anzugeben.“

Die Nutzungseinschränkungen werden in vier Stufen eingeteilt: Holznutzung nicht zulässig oder nicht zu erwarten (=keine Nutzung), 1/3 des üblichen Aufkommens erwartbar, 2/3 des üblichen Aufkommens erwartbar, keine Einschränkung. Liegt an einer Traktecke eine Nutzungseinschränkung vor, wird die wichtigste außerbetriebliche Ursache (z.B. Ausweisungen als Schutzgebiet oder Erholungs- und/oder die wichtigste innerbetriebliche Ursache (z.B. Gelände- und Standortmerkmale, fehlende Erschließung, Streulage, geringe Ertragsersparung oder Schutzflächen in Eigenbindung (z.B. Naturwaldreservate, Vergleichsflächen aus Zertifizierungen)) erfasst. (BMELV (Bundesministerium für Ernährung 2011, S. 21 f).

Für diese Untersuchung wurden die beiden Klassen „0“ (keine Nutzungseinschränkungen) und „2“ (keine Nutzung zulässig oder zu erwarten“) gegenübergestellt (Tab. 1). Als Standardauswertung werden die BWI-Daten nach „Baumartengruppen“ aggregiert und veröffentlicht. Hierbei werden ideale Flächen kombiniert. In dieser Untersuchung wurde die Analyse nach „Bestockungstyp“ differenziert. Der Bestockungstyp wird nach der dominierenden Baumart (bzw. Gattung) in der Hauptbestockung bezeichnet. Das ist bei Bestockungen mit wirtschaftlichem Schwergewicht über 4 m Höhe (=Altbestockung) die Baumart mit der größten Grundfläche und bei Bestockungen mit wirtschaftlichem Schwergewicht unter 4 m Höhe (=Jungbestockung) die Baumart mit dem größten Deckungsgradanteil. Diese Betrachtung kommt einer „bestandesweisen“ Analyse am Nächsten.

Tab. 1: Verteilung der Traktecken auf die Nutzungseinschränkungen (BWI 2012) (Die Baumarten sind Bestockungstypen, nicht die Baumartengruppen der BWI, die Werte addieren sich deshalb nicht zu den Summen auf!)

	keine Nutzung	1/3	2/3	Summe „mit Einschränkung“	„keine Einschränkung“	gesamt
Summe Laubbauarten	1061	573	595	2229	18708	20937
davon Eichen	174	141	119	434	4332	4766
Buche	328	123	121	572	8803	9375
Summe Nadelbauarten	624	258	404	1286	27160	28446
davon Fichte	275	105	147	527	14366	14893
Kiefer	305	135	223	663	9215	9878

mehrere Baumarten	53	45	26	124	1496	1620
alle Bestockungstypen	1744	876	1025	3645	47398	51043

Die Berechnung des Mittelwerts, der Varianz, der Konvidenzintervalle von Flächenanteilen, Zuwächsen und Vorräten je Bestockungseinheit oder Altersklassen erfolgte mit den BWI-Hochrechnungsalgorithmen (Riedel et al, 2017). Die entsprechende Auswertung entspricht damit der Darstellung, wie sie in den publizierten Ergebnisdatenbanken unter <https://bwi.info> abgerufen werden kann. Als zweiter Ansatz wurden die nur auf Plotebene (Traktecke) aggregierten Daten quasi als "Rohdaten" verwendet und mit einfachen statistischen Verfahren analysiert. Registrierte Nutzungseinschränkungen betreffen etwas über 7% der Traktecken, Laubbaumarten, insbesondere Eichen, sind hier deutlich überproportional vertreten. Diese ungleiche Stichprobenanzahl erschwert die Vergleiche, da die große Stichprobenanzahl bei Tests quasi immer eine Signifikanz auch kleiner Unterschiede bewirkt. Statistische Vergleiche wurden immer mit nichtparametrischen Tests in JMP 15 (SAS 2019) durchgeführt. Neben der statistischen Signifikanz ist die „waldbauliche Relevanz“ zu beachten.

Ein Problem bei Vergleichen ist die Annahme, dass in der Vergangenheit überwiegend schwachwüchsige und wirtschaftlich unattraktive Bestände aus der Nutzung genommen wurden oder auf Grund der örtlichen Gegebenheiten nicht genutzt werden konnten (Steilhänge z.B.). Eine Gegenüberstellung der Bonitäten, ausgedrückt als dGZ100, der Nutzungseinschränkungsgrade zeigt, dass die Bonität bei allen betrachteten Bestockungstypen bei normal genutzten Beständen höher liegt als bei nicht genutzten (Tab. 2). Ausnahme ist die Douglasie, was bei deren sehr geringem Stichprobenumfang jedoch nicht repräsentativ ist. Sie wird hier – wie die Weißtanne – nicht wegen ihrer flächenmäßigen Bedeutung aufgeführt, sondern wegen des auf sie gerichteten Interesses als „klimaresiliente“ und anpassungsfähige Baumart.

Tab. 2: Bonitätsunterschiede zwischen Nutzungseinschränkungen (nur Signifikanzen, Tukey-Kramer HSD, JMP.15)

Bestockungstyp	keine Nutzung	1/3 zu erwarten	2/3 zu erwarten	keine Einschränkung	Trend
Fichte	C	BC	B	A	↑
Kiefer	C	BC	B	A	↑
Weißtanne	B	B	AB	A	↑
Douglasie	AB	B	A	AB	?
Eiche	SEi	B	B	A	↘
	TEi	C	C	A	↑
Buche	B	B	B	A	↑

Diese Relationen werden auch bei der Gegenüberstellung des mittleren Zuwachses deutlich (Abb. 1). Da dieser normal auch vom Alter der Bestände beeinflusst wird, wurde auch das flächengewichtete Durchschnittsalter verglichen (Abb. 2). Statistische Tests wurden hier nicht angewendet, da sich die Standardabweichungen von „keine Nutzung“ und „keine Einschränkung“ nur bei den Bestockungstypen Buche, Fichte und der Gesamtschau nicht überschneiden.

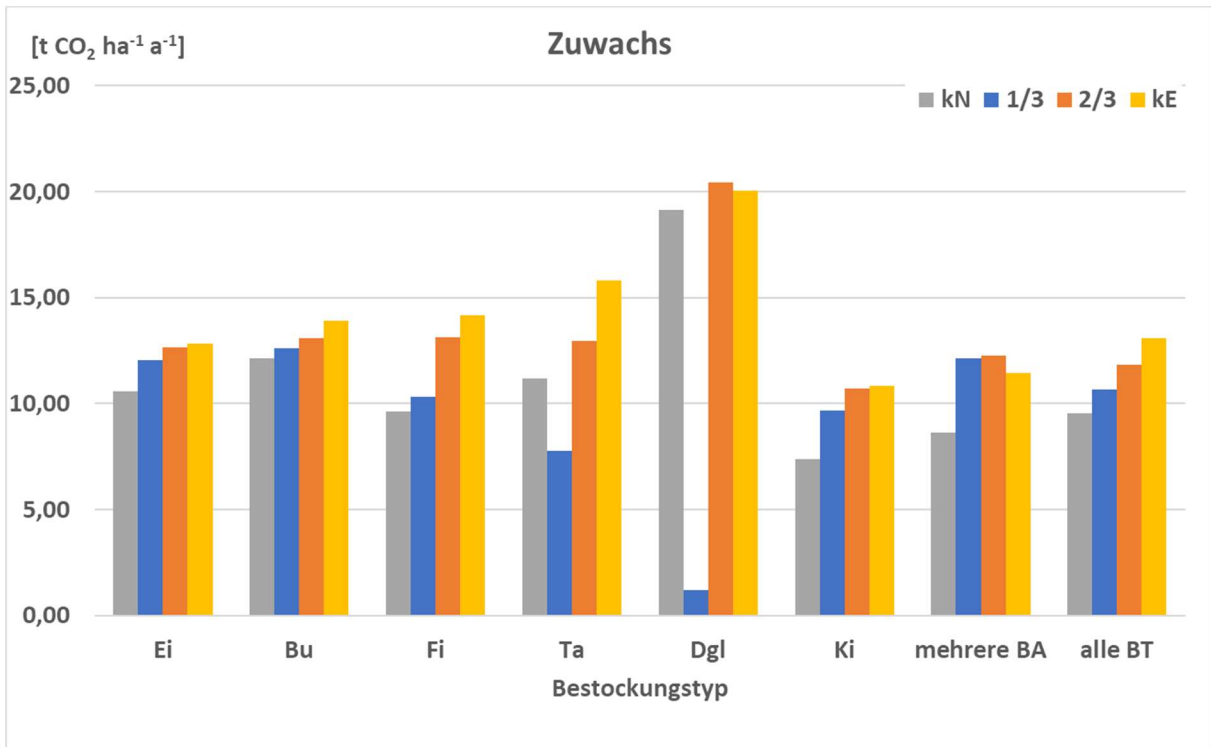


Abb. 1: Zuwachs ausgewählter Bestockungstypen nach Nutzungseinschränkkategorien (bei Tanne und Douglasie wegen der geringen Stichprobenumfänge nur nachrichtlich)

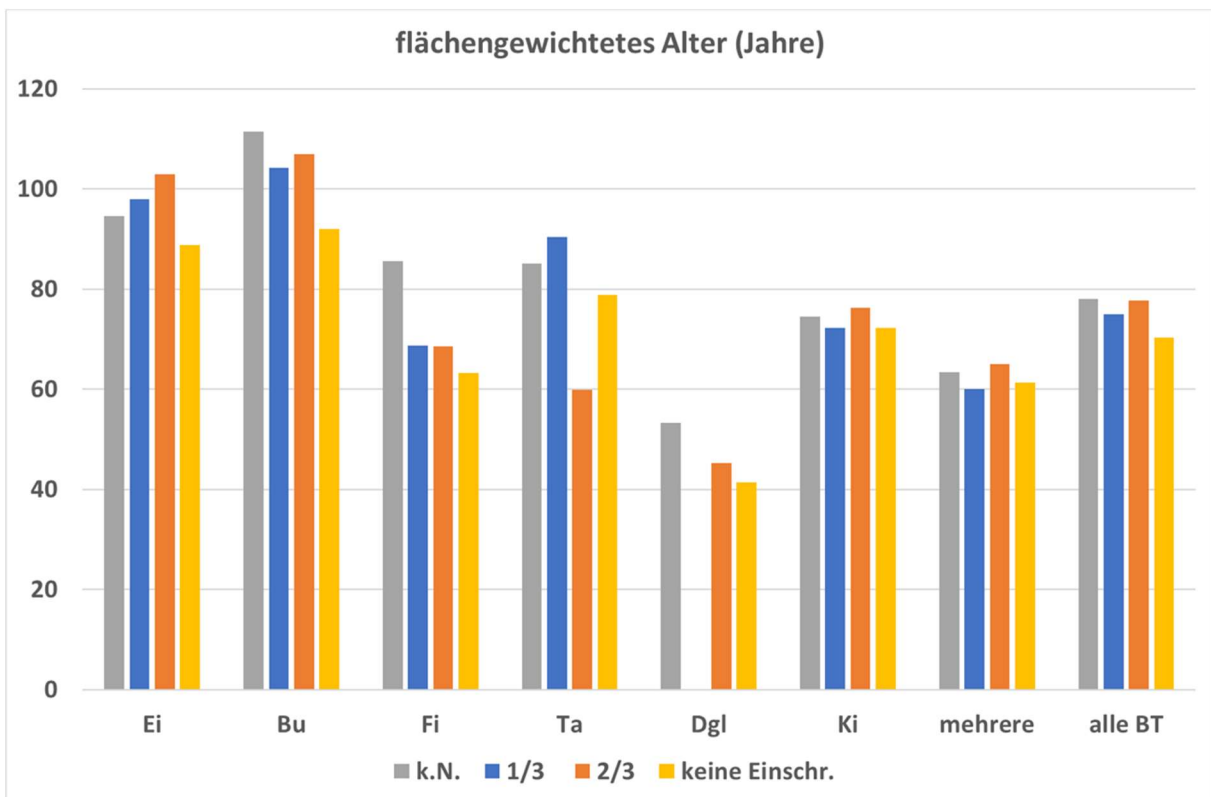


Abb. 2: flächengewichtetes Alter nach Bestockungstyp und Nutzungseinschränkung

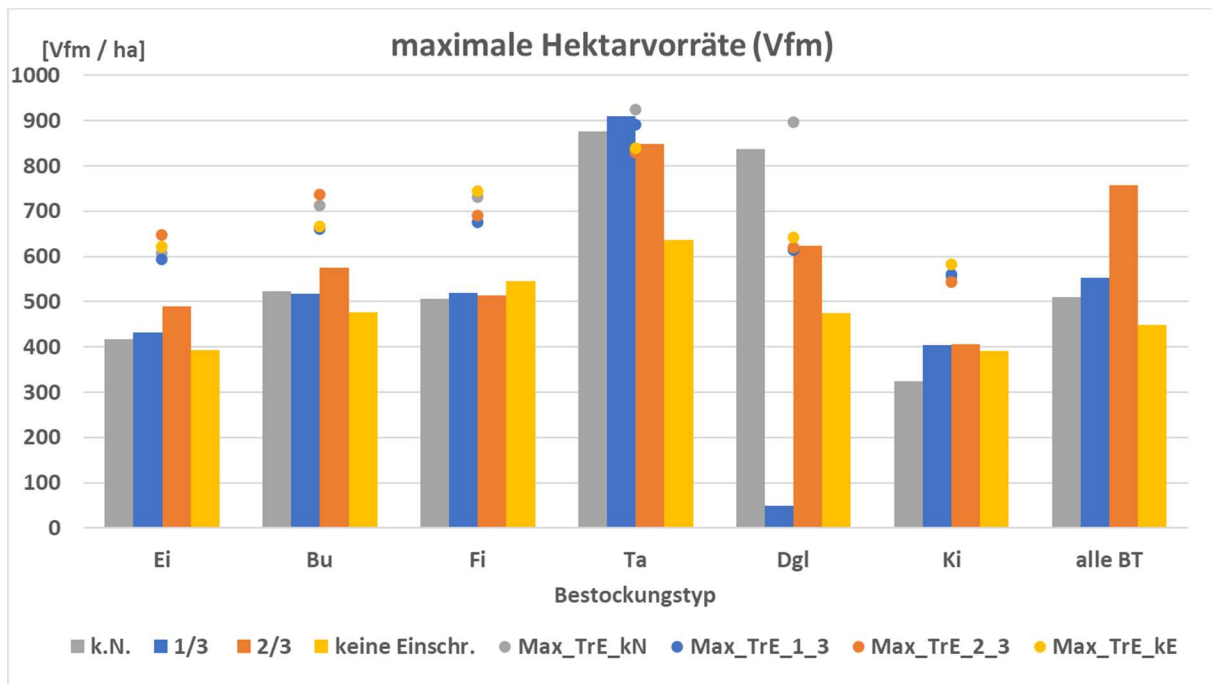


Abb. 3: maximale Hektarvorräte aus den Daten extrahiert. Säulen: Hochrechnungsergebnisse (Mittelwert + 3fache Standardabweichung), Punkte: 90%-Perzentil der Trakteckenwerte. k.N.: keine Nutzung, 1/3: ein Drittel der regulären Nutzung zu erwarten, 2/3: zwei Drittel der regulären Nutzung zu erwarten, keine Einschr.: normale Nutzung, Max_TrE_kn, ...1_3, ..._2_3, ..._kE: wie vor, aber Trakteckenwerte nicht hochgerechnet.

Die maximalen Hektarvorräte wurden auf zwei Wegen bestimmt. Um Ausreißer zu eliminieren wurden einerseits die Mittelwerte der Hochrechnungen (Auswertung über alle Traktecken mit BWI-Standardsoftware) um die dreifache Standardabweichung erhöht, andererseits wurde das 90%-Perzentil der einzelnen Trakteckenwerte (Aggregation nur auf Trakteckenebene) verwendet. Die so ermittelten Werte liegen bei fast allen Bestockungstypen deutlich über den nach der ersten Variante ermittelten (Abb. 3).

Außerdem sind in der Regel nicht die Vorräte der Kategorie „keine Nutzung“ am höchsten. Die Unterschiede in den Maximalvorräten, die über die unterschiedlichen Ansätze berechnet werden, können durch die Verteilung der Trakteckenwerte erklärt werden. Diese sind in der Regel rechtsschief und nicht normalverteilt, d.h. die Annahme, 99,7% der Messwerte lägen innerhalb des Bereiches Erwartungswert +/- 3facher Standardabweichung, trifft nicht zu (Abb. 4). Da Mittelwert und Standardabweichung jedoch zu den Standardauswertungen der BWI gehören und für alle möglichen Klassifizierungen dieser entnommen werden können, wurde dieser Wert trotz der Verletzung der statistischen Grundannahmen verwendet. Er kann z.B. als Maß für ein höheres Risikoniveau interpretiert werden.

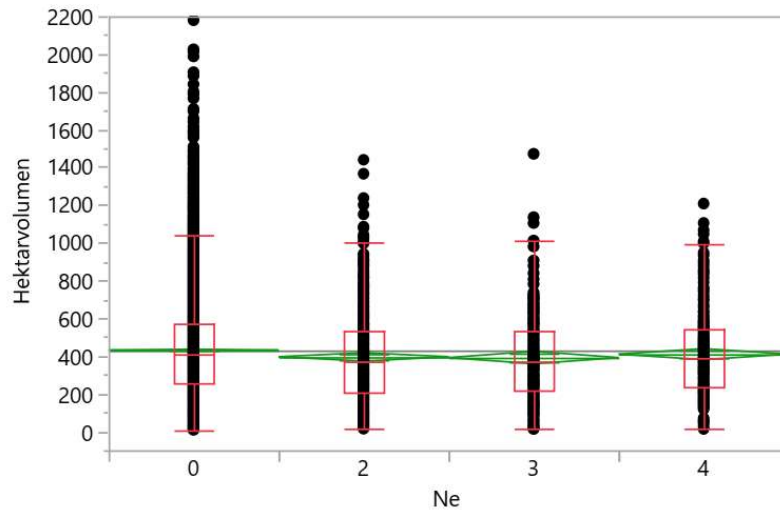


Abb. 4: Verteilung der Hektarvorräte nach Nutzungseinschränkung beim Bestockungstyp Fichte. Die Boxplots zeigen die 25- und 75%-Quartile und den Median, die Whisker zusätzlich den anderthalbfachen Interquartilsabstand. Die grünen Rauten geben den Mittelwert mit 95%-Vertrauensintervall an. 0: keine Nutzungseinschränkung, 2: keine Nutzung zu erwarten, 3: 1/3 der üblichen Nutzung zu erwarten, 4: 2/3 der üblichen Nutzung zu erwarten.

Auswirkungen von Stilllegungen

Bei der Aufgabe der Nutzung wird angenommen, dass sich der Vorrat und der Zuwachs allmählich von der Klasse „keine Einschränkungen“ an die der Klasse „keine Nutzung“ annähern. Wie viele Jahre nötig sind, dass die Hälfte der stillgelegten Wälder den maximalen Vorrat von ungenutzten Wäldern erreichen (Tab. 3), ist annäherungsweise mit Formel 1 berechnet worden. Die Berechnung erfolgte vereinfachend ohne Einbeziehung abiotischer und natürlicher biotischer Störungen sowie ohne konkurrenzbedingte Effekte, die zu einem Zuwachsrückgang und / oder natürlicher Mortalität führen können. Die andere Hälfte der stillgelegten Wälder erreichen auf bereits hohem Niveau in den Folgejahren den Maximalvorrat.

$$T_i = \frac{(V_i - V_0)}{Iz_0} \quad [1]$$

(T_i : Zeit bis Erreichen des Maximalvorrats, i : Kategorie, aus der Maximum bestimmt wird, V_0 , Iz_0 : mittlerer Vorrat und laufender Zuwachs der Kategorie „keine Nutzungseinschränkung“)

Tab. 3: geschätzte Zeitdauer T_i in Jahren (Formel 1) wann die Hälfte der stillgelegten Wälder (linke Spalte) die Maximalvorräte von Wäldern in der Klasse „keine Nutzung“, erhalten aus der Hochrechnung (mittlere Spalten) und aus der Trakteckenauswertung (rechte Spalte), erreichen (vgl. Abb. 3).

Mittlerer Vorrat „ohne Einschränkung“	... Maximum „keine Nutzung“ (aus Hochrechnung)	... absolutes Maximum aus Hochrechnung	... Maximum aus Trakteckenauswertung
Eichenwälder	5	12	29
Buchenwälder	5	11	26
Fichtenwälder	-1	1	15
Weißstannenwälder	16	19	21
Douglasienwälder	18	18	23
Kiefernwälder	-4	3	20

Die negativen Werte bei Fichte und Kiefer in der ersten Spalte bedeuten, dass diese Baumarten im regulär bewirtschafteten Wald bereits höhere Hektarvorräte aufweisen als die Hochrechnung für die aus der Nutzung genommen Bestände errechnet. Bezogen auf das absolute Maximum aus der Hochrechnung brauchen auch Eichen und Buchen nur ca. 10 Jahre bis zum Erreichen des Maximalvorrates. Wird der über die Rohdaten errechnete Wert zu Grunde gelegt, dann liegt dies mit einem Zeithorizont von 15 – 29 Jahren innerhalb des Zeitraums bis zur angestrebten „Klimaneutralität“ nach Klimaschutzgesetz und Klimaschutzplan 2050. Sollte die Einschätzung der Maximalvorräte zutreffen, wäre die Senkenleistung nach Stilllegung zu dem Zeitpunkt ziemlich erschöpft, wo sie nach aktuellem Sachstand dringend gebraucht würde.

Substitution – Effekte, Potenziale oder „Schall und Rauch“?

In die Betrachtung der Klimawirksamkeit der Holznutzung müssen die Substitutionseffekte einbezogen werden, um eine vollständige Bilanz zu erreichen. Hierbei bestehen jedoch mehrere Probleme. Zum einen findet bei der Holzverarbeitung in der Regel eine Koppelproduktion statt, d.h. es werden immer aus einem Stamm Produkte mit unterschiedlichem Substitutionspotenzial gefertigt (es sei denn, es wird ausschließlich Energieholz erzeugt). Eine Zuordnung ist im Wald nicht möglich. Es ist aktuell aus technischen Gründen auch nicht sinnvoll oder sogar unmöglich, bestimmte Produkte zu ersetzen. Diesen kann kein Substitutionseffekt zugewiesen werden. Viele Holzprodukte (HWP, „harvested wood products“) haben jedoch technisch realisierbare Alternativen aus anderen Werkstoffen, die bei Gewinnung, Herstellung und Verarbeitung Emissionen aufweisen, die man mit denen der holzbasierten Produkte vergleichen kann. Bei der Verwendung von Holz-basierten Produkten an Stelle dieser Produkte entstehen materielle Substitutionseffekte. Vergleichende Berechnungen für Produkte oder Produktsysteme werden auf der Basis und unter Berücksichtigung verschiedener Normen (EN 15804, EN 15978 (für Bauwerke), ISO 14044, ISO/TS 14071) und unter sehr engen Annahmen bezüglich der „funktionalen Äquivalenz“ getätigt (z.B. Hafner et al. 2017). Im Einfamilienhausbau z.B. ist ein Dachaufbau aus Holz Stand der Technik und der Wirtschaftlichkeit, eine technisch mögliche Alternative z.B. aus Beton würde Änderungen der Gesamtkonstruktion erfordern und damit nicht mehr „funktional äquivalent“ im Sinne der Ökobilanzierungsregeln sein, auch wenn faktisch eine Funktionsgleichheit im weiteren Sinne gegeben ist (Abb. 5). Selbiges gilt für z.B. Möbel, die einem großen Modeeinfluss unterliegen, der die Annahme der „funktionalen Äquivalenz“ ebenfalls erschwert. Unter diesem Rahmen ist die Übertragung von Substitutionsfaktoren auf andere Produkte oder deren Mittelung (z.B. Sathre und O'Connor 2010, Leskinen et al. 2018) nicht zulässig und ein Gesamt-Substitutionseffekt für „die Waldbewirtschaftung“ nicht berechenbar. Um diesen wenigstens in groben Zügen abschätzen zu können werden jedoch im Sinne einer Konstanz der Leistungsnachfrage wirtschaftliche Aspekte ausgeklammert, d.h. die Nachfrage nach Dachstühlen und Tischen wird als exogen und nicht vom verwendeten Werkstoff bestimmt betrachtet. Als Beispiel: wer einen neuen Tisch braucht wird, wenn er einen aus Holz haben möchte und keinen bekommt, einen aus Plastik oder Metall und Glas nehmen und nicht in Zukunft vom Fußboden essen. Es findet also durchaus eine Substitution statt, sie ist im bestehenden Rahmen jedoch nicht berechenbar, weil die Veränderungen beim Übergang von einem Werkstoff zum anderen zu groß sind und z.B. beim Dachbau Auswirkungen auf Materialverfügbarkeiten jenseits des abgebildeten Rahmens haben würden, so dass z.B. auch kein Ersatz „1:1“ angenommen werden kann.



Abb. 5: verschiedene Dachtypen für Einfamilienhäuser. Links und Mitte zwei Konstruktionen mit Holztragwerk und Dachziegeln, rechts Dach aus hyperbolischen Dachschalenelementen (Spann- oder Stahlbeton). (Photo: J. Rock)

Sonderfall „energetische Substitution“

Aufgrund seiner geringeren Energiedichte wird bei der Verbrennung von Holz im Vergleich zu z.B. Erdgas und Heizöl (energetische Substitution) pro Energieeinheit mehr CO₂ freigesetzt (Laganière *et al.* 2017). Dies hat in letzter Zeit zu der Forderung geführt, Holzverbrennung als klimaschädlicher denn die Verbrennung fossiler Brennstoffe zu werten. Diese Betrachtung lässt jedoch das alternative Schicksal des nicht verbrannten Holzes außer Acht. Wird der im Holz enthaltene Kohlenstoff durch Zersetzung emittiert, ohne eine (Substitutions-)Leistung für den Menschen zu erbringen, dann sind diese Emissionen denen der fossilen Brennstoffe zuzuschlagen und die Gesamtemissionen sind deutlich höher als die bei Holzverbrennung. Der Verzicht auf die Nutzung von Brennholz emittiert in diesem Fall nicht nur 0,67 tC / tC, sondern 1,67 tC / tC.

Für die Substitutionsleistung wird gutachterlich angenommen, dass nur die inländisch aus heimischem Einschlag erzeugte Menge an Holzprodukten (ca. 23 Mio. t CO₂-Äq., NIR 2020) ein Substitutionspotenzial hat. Dieses wurde mit einem Durchschnittswert von 1,2 tC / tC angenommen (Leskinen *et al.* 2018). Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse wurden Substitutionspotenziale von 0,4 tC / tC bis 2,1 tC / tC verwendet. Für rein energetische Substitutionseffekte beträgt der unterstellte Wert 0,67 (Rüter 2011).

Bei der Betrachtung der Auswirkungen von Nutzungsverzichten muss einerseits die Entwicklung im Wald berücksichtigt werden. Hier sind der Verlauf des Zuwachses und der Vorratsentwicklung wichtig. Es wird angenommen, dass der Zuwachs im Falle einer Nutzungsaufgabe vom Niveau „keine Einschränkung“ auf das der Bestände unter „keine Nutzung“ absinkt. Die Daten ergeben auch für Stichprobepunkte aus der Kategorie „keine Nutzung“ Abgänge, darunter neben natürlicher Mortalität auch Nutzungen. Es wird davon ausgegangen, dass sich diese Nutzungen am Ende der Übergangszeit auf Null reduziert haben und nur noch natürliche Mortalität auftritt. Kurzfristig wird die Mortalität mit dem in der CI 2017 gefundenen Mittelwert angenommen, mittelfristig mit einem Viertel des Zuwachses und erst langfristig, bei Erreichen der Maximalvorräte, wird ein Fließgleichgewicht aus Zuwachs und Abgang unterstellt. Dies liegt jedoch jenseits des Betrachtungszeitraumes, der in Anhalt an das novellierte Klimaschutzgesetz bis ca. 2035 reicht. Im Falle der Erreichung eines Fließgleichgewichtes bei der lebenden Biomasse wird die Gesamtbilanz von den Abbauraten im Totholzpoo bestimmt. Da dieser aktuell eine untergeordnete Rolle spielt wurde er aus diesen Betrachtungen ausgeklammert. Im Wald

verbleibende Teile des Abgangs (nicht-verwertbares Derbholz, natürliche Abgänge) werden als emittiert betrachtet, Einträge in den Boden sind gering und werden vernachlässigt.

Etwa ein Viertel der Abgänge werden zu HWP mit materiellem Substitutionspotential (bei Buche aufgrund des hohen Brennholzanteils 20%), das ergibt sich aus dem Verhältnis von Abgang (nach Einschlagsrückrechnung) und Zugang im HWP-Pool laut NIR 2020, insgesamt 70% des Abgangs werden energetisch genutzt (direkt oder am Ende der materiellen Nutzung, bei Buche: 80%).

Die „Klimawirksamkeit“ einer Stilllegung ist der Nettoeffekt, den dies auf die CO₂-Emissionen hat. Solange keine dichteabhängigen Zuwachsreduktionen, Störungen oder altersbedingte Mortalität auftreten, ist der Effekt im Wald „1“, d.h. jede zugewachsene Tonne Kohlenstoff speichert eine Tonne Kohlenstoff neu. Mit alters- und dichtebedingten Zuwachsrückgängen, Kalamitäten und zunehmender Mortalität geht die absolute Höhe der Neueinspeicherung zurück, was hier durch den Vergleich mit den Beständen, in denen keine Nutzung zu erwarten ist und die tendenziell älter und von geringerer Bonität als der Durchschnitt sind, berücksichtigt wurde. Neben den Veränderungen im Wald sind die Effekte bei der Holzverwendung zu berücksichtigen. Hier existieren drei Möglichkeiten zum Umgang mit verringertem Holzaufkommen: das fehlende Holz wird durch Holzimporte (leakage) oder andere Werkstoffe ersetzt oder es muss auf die entsprechenden Güter und Leistungen verzichtet werden. Die „Klimawirksamkeit“ von leakage hängt wiederum davon ab, wo das entsprechende Importholz herkommt und wie es gewonnen wurde. Dies zu bewerten, inklusive der Effekte z.B. von Landnutzungsänderungen / Entwaldung, sprengt den Rahmen dieser Arbeit. Die Bewertung des Leistungsverzichts ist ebenfalls nicht im Rahmen dieser Studie möglich. Es wird deshalb davon ausgegangen, dass durch die Nicht-Bereitstellung einer Einheit Holz die sonst im Schnitt vorhandenen Substitutionspotenziale im negativen Sinn realisiert werden („entgangene Substitution“, Rock und Bolte 2011, Rüter et al. 2011, Rock 2012). Wird die nicht genutzte Einheit Holz ins Totholz überführt und zersetzt, dann kommen diese Emissionen zu der entgangenen Substitution hinzu, so dass ein Verzicht auf die Nutzung von Brennholz in diesem Fall nicht nur 0,67 tC / tC emittiert, sondern 1,67 tC / tC.

Auch in offiziell ungenutzten Beständen finden Nutzungen statt, z.B. zur Verkehrssicherung und / oder in Entwicklungszonen von Nationalparks. Eine Einstellung der Nutzung hat kurzfristig wenig Auswirkung, mittelfristig sinkt die Leistung jedoch deutlich ab (Tab. 4). Nur, wenn Abgänge absolut gestoppt werden könnten und nur eine geringe natürliche Mortalität aufträte wäre kurzfristig das Saldo klimapositiv (mittelfristig würde wieder ein Absinken stattfinden). Bei höheren unterstellten Substitutionspotenzialen wäre in jedem Fall die Stilllegung klimaneutral. Es wird auch deutlich, dass eine Erhöhung des Anteils an Holz, das in Produkten eingesetzt wird, die eine Substitutionswirkung haben, tendenziell mehr bewirkt als eine Erhöhung des durchschnittlichen Substitutionseffektes an sich. Die angenommene generelle materielle Substitution müsste auf etwa 0,4 fallen, damit die mittelfristige Bilanz unter Status quo-Bedingungen auf Null fällt (Abb. 6). Bei der Baumart Buche, die aufgrund ihrer Bedeutung in den „natürlichen Waldgesellschaften“ auch im Fokus der Stilllegungsdebatten steht, ergibt sich auch wegen des überdurchschnittlich hohen Brennholzanteils ein etwas anderes Bild wie über alle Baumarten (Tab. 5). Hier wird besonders deutlich, dass der Anteil der Holzverwendung mit Substitutionspotenzial wichtiger ist als dessen absolute Höhe.

Tab. 4: Klimawirksamkeit von Nutzungsverzicht (alle Angaben in [tCO₂ ha-1a-1]). Die Spalte „energetisch genutzt“ enthält Brenn- und Altholz.

alle Bestockungstypen	Zuwachs	verwertbarer Abgang			Totholz	materielles Substitutionspotenzial [tC / tC]					
		total	HWP	energetisch genutzt		0,4	0,7	1,0	1,2	1,5	2,1
bewirtschaftet	12,2	10,0	2,5	7,0	1,0	-6,9	-7,6	-8,4	-8,9	-9,6	-11,1
bewirtschaftet, Anteil HWP *2	12,2	10,0	5,0	7,0	1,0	-7,9	-9,4	-10,9	-11,9	-13,4	-16,4
ohne Nutzung	8,9	4,0	1,0	2,8	2,6	-4,6	-4,9	-5,2	-5,4	-5,7	-6,3
Stilllegung – Start	12,2	4,0	1,0	2,8	2,6	-7,9	-8,2	-8,5	-8,7	-9,0	-9,6
Stilllegung – nach Übergang	8,9	0	0	0	2,2	-6,7	-6,7	-6,7	-6,7	-6,7	-6,7
Effekt						-1,0 – 0,2	-0,5 – 1,0	-0,1 – 1,7	0,2 – 2,2	0,7 – 3,0	1,6 – 4,5
Effekt (HWP *2)						0,0 – 1,2	1,2 – 2,7	2,4 – 4,2	3,2 – 5,2	4,4 – 6,7	6,8 – 9,7

Tab. 5: Klimawirksamkeit von Nutzungsverzicht bei Buchenbeständen (alle Angaben in [tCO₂ ha-1a-1]). Die Spalte „energetisch genutzt“ enthält Brenn- und Altholz.

Buche	Zuwachs	verwertbarer Abgang			Totholz	materielles Substitutionspotenzial [tC / tC]					
		total	HWP	energetisch genutzt		0,4	0,7	1,0	1,2	1,5	2,1
bewirtschaftet	13,1	12,2	2,4	9,8	1,0	-7,4	-8,1	-8,9	-9,4	-10,1	-11,6
bewirtschaftet, Anteil HWP *2	13,1	12,2	4,9	9,8	1,0	-8,4	-9,8	-11,3	-12,3	-13,8	-16,7
ohne Nutzung	11,5	2,6	0,5	2,1	3,4	-7,1	-7,3	-7,4	-7,5	-7,7	-8,0
Stilllegung – Start	13,0	2,6	0,5	2,1	3,4	-8,7	-8,9	-9,0	-9,0	-9,3	-9,6
Stilllegung – nach Übergang	11,5	0	0	0	2,9	-8,6	-8,6	-8,6	-8,6	-8,6	-8,6
Effekt						-1,3 – -1,2	-0,7 – -0,5	-0,1 – 0,2	0,2 – 0,7	0,8 – 1,5	2,0 – 2,9
Effekt (HWP *2)						-0,3 – -0,2	1,0 – 1,2	2,3 – 2,7	3,2 – 3,7	4,5 – 5,1	7,1 – 8,1

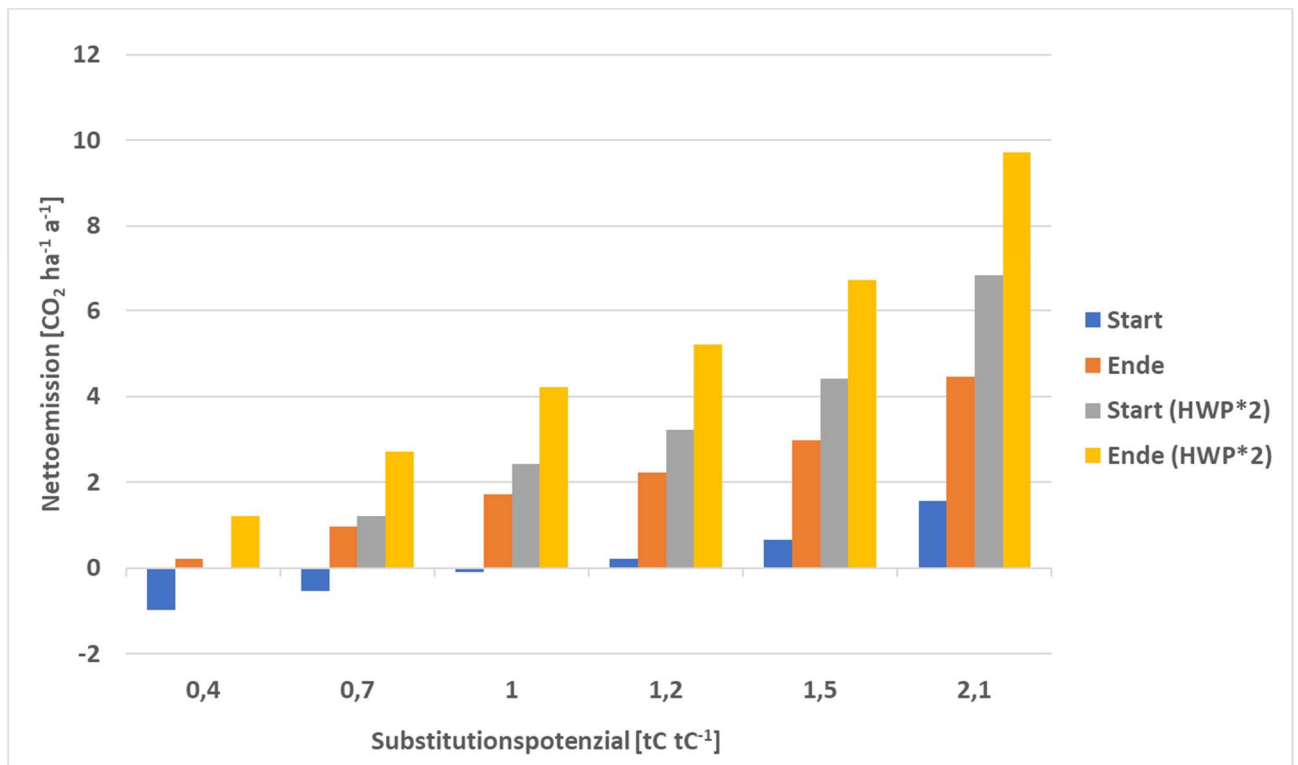


Abb. 6: Effekte einer Nutzungsaufgabe bei unterschiedlichen angenommenen generellen materiellen Substitutionspotenzialen und Anteilen von HWP's mit Substitutionspotenzial (alle Bestockungstypen). Start: Eintritt der Stilllegung, Ende: Erreichung der Zustände wie aktuell „keine Nutzung“ (zeitlich nicht fixiert), „HWP*2“: Verdoppelung des Anteils von Holz in Produkten mit Substitutionspotenzial.

Fazit

Bestände, die aktuell nicht genutzt werden, haben in der Regel ein höheres Alter, eine geringere Bonität und daher einen niedrigeren Zuwachs als regulär bewirtschaftete Bestände. Dies bestätigt bisherige Erwartungen. Die Unterschiede sind nicht zwingend signifikant, ein Vergleich beider Gruppen ist jedoch unter diesem Vorbehalt zu führen. Die maximalen Bestandesvorräte je Hektar werden in der Regel nicht in Beständen ohne Nutzung gefunden. Vor diesem Hintergrund sind Erwartungen, durch die Stilllegung von Wald einen deutlichen und langanhaltenden Vorratsaufbau im Wald realisieren zu können, mit Vorsicht zu betrachten.

Eine Stilllegung führte aktuell zu einer Akkumulation von Kohlenstoff im Wald, aber gleichzeitig erfolgt ein Rückgang der Rohstoffbereitstellung, der zu Wohlfahrtsverlusten, Leakage (Importe) und / oder negativer Substitution führen kann. In der Treibhausgasbilanz (nach Klimarahmenkonvention) würde dies jedoch komplett klimapositiv gewertet, da die Auswirkungen auf andere Wirtschaftssektoren nicht identifiziert und gegengerechnet werden. Da ohne Eingriffe in die Bestände das Zuwachsniveau nicht gehalten werden kann – eine klimaangepasste Verjüngung in großem Umfang ist als Sukzession nach Nutzungsaufgabe auch eher nicht zu erwarten – geht die Klimawirkung mittelfristig mit sehr großer Wahrscheinlichkeit zurück. Die Differenz zwischen Nutzung und Nichtnutzung wird mit zunehmendem Substitutionspotenzial und mit einem höheren Anteil substituierender Holzprodukte größer. Schon bei realistischen Annahmen (25% des Abgangs in HWP, mittleres Substitutionspotenzial 0,7) wird die Nutzungsaufgabe unter Klimaschutzgesichtspunkten in dieser Betrachtung de facto zum „Nullsummenspiel“ (Abb. 6), bei höheren Substitutionspotenzialen oder höheren Anteilen substituierender Produkte führt eine Nutzungseinstellung sogar zu Mehremissionen. Nicht betrachtet wurden hier allgemeine Risiken bzw. deren Zunahme mit dem Alter, Maßnahmen zur Anpassung des Waldes an den

Klimawandel (was ebenfalls Eingriffe erfordert), die Auswirkungen auf andere gesellschaftlich relevante Leistungen und andere Sektoren. Es ist jedoch davon auszugehen, dass insbesondere soziale und wirtschaftliche Leistungen negativ beeinflusst werden können. So dürfte sich z.B. ein Nutzungsverzicht bei den aktuellen Bedingungen im Baubereich direkt negativ auf Vorhaben zur Aufstockung von Bestandsgebäuden auswirken, da diese ohne Holzeinsatz nicht realisierbar sind. Die Vorhaben müssen dann umgeplant oder durch Neubauten anderenorts ersetzt werden.

Ein Nutzungsverzicht kann im Einzelfall als Klimaschutzmaßnahme sinnvoll sein, wenn z.B. aus einem stabilen, vitalen Bestand keine Lieferung von HWP mit Substitutionspotenzial zu erwarten ist, es ist aber kein generell geeigneter Weg zu mehr Klimaschutz.

Literatur

- BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2011): Aufnahmeanweisung für die dritte Bundeswaldinventur (BWI³) (2011-2012). BMELV. Bonn, BMELV. 107 S.
- Bolte, A., C. Ammer, P. Annighöfer, J. Bauhus, D.-R. Eisenhauer, C. Geissler, B. Leder, R. Petercord, J. Rock, T. Seifert und P. Spathelf (2021a): Fakten zum Thema: Wälder und Klimaschutz. AFZ / Der Wald (11): 12 - 15.
- Bolte, A., J. Rock und B. Wolff (2021b): Setting aside forests or harvesting them for bioenergy: Short-term benefits for climate protection are still unknown. GCB Bioenergy **13** (3): 364-366.
- Hafner, A., S. Rüter, S. Ebert, S. Schäfer, H. König, L. Cristofaro, S. Diederichs, M. Kleinhenz und M. Krechel (2017): Treibhausgasbilanzierung von Holzgebäuden – Umsetzung neuer Anforderungen an Ökobilanzen und Ermittlung empirischer Substitutionsfaktoren (THG-Holzbau). Ruhr-Universität Bochum, Fakultät Bau- und Umweltingenieurwissenschaften, Ressourceneffizientes Bauen. 148 S.
- Klemmt, H-J. und M. Neubert (2011) "Möglichkeiten und Grenzen der Auswertbarkeit der BWI₃ in Bayern" LWF aktuell/2011:44 - 46
- Laganière, J., D. Paré, E. Thiffault und P. Y. Bernier (2017): Range and uncertainties in estimating delays in greenhouse gas mitigation potential of forest bioenergy sourced from Canadian forests. GCB Bioenergy **9** (2): 358-369.
- Leskinen, P., G. Cardellini, S. González-García, E. Hurmekoski, R. Sathre, J. Seppälä, C. Smyth, T. Stern und P. J. Verkerk (2018): Substitution effects of wood-based products in climate change mitigation. From Science to Policy. European Forest Institute. **7**: 28 S.
- Leuschner, C., J. Glatthorn, S. Kaufmann, E. Feldmann und E. Klingenberg (2020): Ökosystemfunktionen von Buchen-Urwäldern: Kohlenstoffbindung und Pflanzendiversität. Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal 2020. Nationalparkstiftung Unteres Odertal. **III**: 28 - 37.
- Luyssaert, S., E. D. Schulze, A. Borner, A. Knohl, D. Hessenmoller, B. E. Law, P. Ciais und J. Grace (2008): Old-growth forests as global carbon sinks. Nature **455** (7210): 213-215.
- Riedel T., Hennig P., Kroiher F., Polley H., Schmitz F., und F. Schwitzgebel (2017): Die dritte Bundeswaldinventur (BWI 2012). Inventur- und Auswertemethoden, 124 S.
- Rock, J. (2012): Holznutzung und Klimaschutz: Klimaschutz- versus Biodiversitätsziele? Biodiversitätsziele bei der energetischen Waldholznutzung als Beitrag zur Nachhaltigkeit - Workshop. K. Hennenberg, V. Marggraff, R. Luick und S. Stein. Bonn, Bundesamt für Naturschutz (BfN). **BfN-Skripte 330**, 94 - 105.
- Rock, J. und A. Bolte (2011): Auswirkungen der Waldbewirtschaftung 2002 bis 2008 auf die CO₂-Bilanz. AFZ / Der Wald (15): 22 - 24.
- Rüter, S. (2011): Welchen Beitrag leisten Holzprodukte zur CO₂-Bilanz? AFZ / Der Wald (15): 15 - 18.

- Rüter, S., J. Rock, M. Köthke und M. Dieter (2011): Wie viel Holznutzung ist gut fürs Klima? AFZ / Der Wald (15): 19 - 21.
- SAS (2019): JMP 15.0.0. Cary, NC, SAS Institute Inc. **15.0.0**.
- Sathre, R. und J. O'Connor (2010): Meta-analysis of greenhouse gas displacement factors of wood product substitution. Environmental Science & Policy **13** (2): 104-114.
- Schulze, E.-D., J. Rock, F. Kroiher, V. Egenolf, N. Wellbrock, R. Irslinger, A. Bolte und H. Spellmann (2021): Klimaschutz mit Wald: Speicherung von Kohlenstoff im Ökosystem und Substitution fossiler Brennstoffe. Biologie in unserer Zeit **51** (1): 46-54.
- Schulze, E. D., C. A. Sierra, V. Egenolf, R. Woerdehoff, R. Irslinger, C. Baldamus, I. Stupak und H. Spellmann (2020): The climate change mitigation effect of bioenergy from sustainably managed forests in Central Europe. GCB Bioenergy **12** (3): 186-197.
- Welle, T., P. L. Ibsch, J. S. Blumroeder, Y. E.-M. B. Bohr, L. Leinen, T. Wohlleben und K. Sturm (2021): Incorrect data sustain the claim of forest-based bioenergy being more effective in climate change mitigation than forest conservation. GCB Bioenergy DOI: 10.1111/gcbb.12738.

Neuentwicklung von Schaftkurvenmodellen für die wichtigsten Baumarten Deutschlands auf Basis der TapeR-Methodik

Christian Vonderach¹, Gerald Kändler¹, Thomas Riedel²
¹Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg
²Thünen-Institut für Waldökosysteme, Eberswalde

Zusammenfassung

Der Holzvorrat von Wäldern lässt sich am genauesten auf Grundlage der Einzelbaumvolumina bestimmen. Zur Ermittlung des Baumvolumens können u.a. baumartenspezifische Schaftkurvenfunktionen eingesetzt werden, so zum Beispiel bei der Bundeswaldinventur (BWI). Auch für die Herleitung des Volumenzuwachses zwischen zwei Zeitpunkten ist über wiederholte Messungen und anschließende Volumenschätzungen mittels baumindividueller Schaftkurvenfunktionen möglich. In Kombination mit zusätzlichen Informationen zu Rindenabzug, Aufarbeitungszöpfen und Verwertbarkeit können genutzte Bäume in Sortimente aufgeteilt und auf diese Weise die Sortenstruktur des ausgeschiedenen Vorrats dargestellt werden. Auch für Prognosen des Rundholzaufkommens werden Sortieralgorithmen auf der Basis von Schaftkurvenmodellen benötigt. Aktueller Standard der Bundeswaldinventur ist die aus den 1980er Jahren stammende Schaftkurvenbibliothek BDAT. Mit der Entwicklung der Schaftkurvenmethodik TapeR durch Kublin et al (2013) steht ein neuer und verbesserter, statistischer Ansatz zur Verfügung, um Schaftkurvenmodelle zu erstellen. Für die Anpassung der neuentwickelten Schaftkurvenmodelle wurde eine umfangreiche Datenbasis für die Baumarten Fichte, Tanne, Kiefer, Douglasie und Lärche sowie Buche, Eiche und Roteiche zusammengestellt, die auch die BDAT-Urdaten enthält. Zudem wurden neuere Sektionsdaten verschiedener forstlicher Versuchsanstalten ergänzt. Ein separater Validierungsdatensatz wurde genutzt, um unabhängige Gütemaße der neuen Modelle abzuleiten. Damit liegen für diese acht Baumarten mehr als 100.000 sektionsweise vermessene Bäume vor. In diesem Beitrag soll neben einem Vergleich mit BDAT auf Basis der BWI-Daten zur Vorhersage von Durchmesser und Volumen auf verschiedene Aspekte des Modellierungsprozesses eingegangen werden. Es werden Fragen zur Behandlung von Laubholzkronen bei der Schaftkurvenmodellierung und methodische Fragen zur Monotonie des Schaftverlaufs diskutiert. Ein neues R-Paket stellt die Modelle und notwendige Funktionen zu Verfügung und enthält ein zum Programmpaket BDAT vergleichbares Funktionsangebot.

Einleitung

Schaftkurvenmodelle haben ein vielfältiges Anwendungsspektrum. Sie dienen grundsätzlich zur Durchmesserbestimmung entlang des Schafts und damit in erster Linie der Voluminierung des Derbholzes von Einzelbäumen. Sie können damit für die Vorratsschätzung ganzer Bestände auf Basis verschiedener Erhebungsmethoden eingesetzt werden. Dazu zählen Vollerhebungen, Stichproben- und Inventurverfahren aber auch Simulationswerkzeuge. Sind verschiedene zeitliche Zustände der interessierenden Bestände bekannt, kann auch eine Zuwachsschätzung abgeleitet werden. Über weitere Algorithmen und Informationen (u.a. Rindenabzüge, Sortiervorgaben, Raumdichte) können auf Basis der Schaftkurvenmodelle auch das Rundholzaufkommen, verschiedene Sortierungen, Rindenabzüge, Biomasse- und Nährelemententzüge berechnet und/oder simulationstechnisch bestimmt werden.

Für die erste Bundeswaldinventur (BWI) wurde das Schaftkurvenmodell und –programm BDAT entwickelt (Hradetzky et al. 1986) und auch bei den Folgeinventuren eingesetzt. Dieses Modell wurde für die Baumarten Fichte (Fi), Tanne (Ta), Kiefer (Kie), Douglasie (Dgl), Lärche (Lae), Buche (Bu), Eiche (Ei) und Roteiche (REi) kalibriert. Über Zuordnungsvorschriften können in BDAT 36 Baumarten(gruppen) angesprochen werden. Für die Modellanpassung wurden vorgeglättete Sektionsdaten genutzt. Bei Laubholz wurde (unserem Verständnis der Dokumente nach, vgl. u. a. Hradetzky et al 1986, Kublin und Scharnagel, 1988) die Glättung ab dem Kronenansatz unter einer Nebenbedingung durchgeführt, so dass das gemessene Derbholzvolumen durch das Rotationsintegral bis $D = 7$ cm wiedergegeben wird.

Technisch basiert BDAT auf einem linearen, Spline-basierten „varying coefficient“ Modell:

$$D = a(H_{rel}) + b(H_{rel}) * H + c(H_{rel}) * D_{005} + d(H_{rel}) * D_{03}$$

mit den Prädiktoren relative Höhe (H_{rel}), Baumhöhe (H), Durchmesser in 5% der Baumhöhe (D_{005}) und dem Durchmesser in 30% der Baumhöhe (D_{03} , gemessen von der Baumspitze) und den variablen Parametern a , b , c und d . Jeder einzelne dieser vier Parameter wird über einen von der relativen Höhe abhängigen Spline abgebildet. Es wird klar, dass in BDAT alle Bäume auf das Einheitsintervall skaliert verarbeitet werden. In der praktischen Anwendung nutzt BDAT bei Unkenntnis des oberen Durchmessers Formigkeitstarife um eine baumspezifische Schaftkurve ableiten zu können.

Die Programmbibliothek BDAT, programmiert in Fortran, enthält neben den Schaftkurvenmodellen eine umfangreiche Funktionensammlung zur Berechnung von Durchmessern (mit/ohne Rinde), Höhen im Baum bei gegebenen Durchmessern (mit/ohne Rinde), doppeltem Rindenabzug, Volumina (Vorratsfestmaß, Erntefestmaß, Abschnittsvolumen mit/ohne Rinde) und Sortimenten (nach HKS/RVR). Daneben kann die Formigkeit bzw. Formigkeitsverteilung verschiedener Inventurzeitpunkte (BWI1, BWI2 – nur neue Bundesländer, Inventurstudie 2008, BWI3) ausgegeben werden sowie, seit der Version 3, die oberirdische Biomasse (Riedel und Kändler 2017). Das Programmpaket (verfügbar als DLL-Library und exe-Programm) wird in verschiedenen Simulationswerkzeugen (z.B. WEHAM, Holzernte) eingesetzt und ist frei verfügbar⁴. Seit Januar 2021 ist das R-Paket rBDAT auf CRAN⁵ verfügbar und stellt die BDAT-Funktionalitäten über definierte Schnittstellen für die Programmiersprache R bereit.

Mit der Entwicklung der Schaftkurvenmethodik TapeR durch Kublin et al. (2013) steht ein neuer und verbesserter, statistischer Ansatz zur Verfügung, um Schaftkurvenmodelle zu erstellen. Der Vorteil gegenüber BDAT ist

- (i) die Möglichkeit einen neuen Baum mit einer beliebigen Anzahl ($n \geq 1$) an Durchmessern in beliebiger Messhöhe kalibrieren zu können
- (ii) die Ausgabe von Konfidenzbereichen für die Durchmesser- und Volumenprognosen
- (iii) die Flexibilität, Unsicherheiten für die Durchmesser und Höhenangabe angeben zu können.

Um diese Vorteile nutzen zu können, wurden neue Schaftkurvenmodelle auf Basis von TapeR für die gleiche Baumartenauswahl und auf einer erweiterten Datenbasis angepasst. Das Vorgehen mit Datenerhebung, -aufbereitung und –analyse, Schaftkurvenmodellierung sowie Ergebnisse werden im Folgenden vorgestellt.

⁴ <https://www.fva-bw.de/daten-und-tools/tools/das-sorten-volumenprogramm-bdat>

⁵ <https://cran.r-project.org/package=rBDAT>

Material

Zur Anpassung der Schaftkurvenmodelle mit TapeR wurde eine umfangreiche Datensammlung angefertigt. Datenlieferantinnen waren neben der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA-BW) die Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA), das Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE), die Technische Universität München (TUM) bzw. die Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) sowie das französische Office national des forêts (ONF). Zur Plausibilisierung wurde ein Datensatz der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL) genutzt (Forrester et al., 2021). Im finalen Datensatz enthalten sind auch die aus Altarchiven rekonstruierten Sektionsdaten, die zur Kalibrierung von BDAT genutzt wurden.

Die Daten wurden visuell und über Kennwerte zu Exzentrizität, Abholzigkeit und HD-Verhältnis auf Plausibilität geprüft. Des Weiteren wurden die Bhd-Höhen-Verteilung, die Altersverteilung, die maximalen Segmenthöhen im Verhältnis zur Baumhöhe inspiziert sowie die Daten auf Ausreißer kontrolliert.

Die Baumhöhe (H) als wichtiges Attribut musste für alle Bäume gemessen vorliegen, fehlende Brusthöhendurchmesser (Bhd bzw. Durchmesser in 1,3 m über Grund) wurden aus den Sektionsmessungen rekonstruiert, ebenso fehlende Kronenansatzhöhen bei Laubbaumarten. Zwar wird der Bhd für die Modellierung nicht benötigt, allerdings vereinfacht diese Information eine stratifizierte Auswertung der Ergebnisse. Die Kronenansatzhöhe wiederum wurde im Laubholz genutzt, um zwischen Krone und Stammbereich zu trennen. Die Daten beinhalten sehr kleine Bäume unterhalb der Derbholzgrenze bis hin zu sehr starken Exemplaren, die je nach Baumart 70 bis 120 cm Bhd erreichen. Bei allen Baumarten konnte der Dimensionsumfang im Vergleich zu BDAT leicht bis deutlich erweitert werden. Insbesondere bei der Baumart Buche sind nun fast doppelt so starke Bäume enthalten. Eine Übersicht über die Parameter Bhd und H gibt Tab. 1.

Tab. 1: Bhd-Höhenverteilung der akquirierten und plausibilisierten Daten für die Schaftkurvenmodellierung für die acht untersuchten Baumarten.

Baumart	n	Bhd			H		
		Minimum	Mittel	Maximum	Minimum	Mittel	Maximum
Fichte	29991	2,9	25,1	108,2	2,8	22,3	48,6
Tanne	13804	5,4	32,8	119,0	6,0	23,8	52,3
Kiefer	13596	2,4	22,8	70,5	3,4	18,9	39,5
Douglasie	12602	2,6	22,2	83,5	3,0	20,4	49,4
Lärche	10351	1,3	19,7	83,0	7,0	18,6	47,2
Buche	23611	2,8	29,2	112,7	7,0	24,0	45,0
Eiche	14103	3,2	28,7	113,6	6,4	20,6	38,4
Roteiche	5411	5,2	19,0	69,8	8,0	20,6	39,0

Methoden

Für die Entwicklung der neuen Schaftkurvenmodelle wurde die Methodik nach Kublin et al. (2013) genutzt. Diese Methodik sowie Funktionen zur Anwendung der grundlegenden Schaftkurvenfunktionen (Durchmesser- und Volumenschätzung) werden im R-Paket TapeR (Kublin und Breidenbach 2015; CRAN Version 0.3.3) bereitgestellt. Jede der acht Baumarten wird separat modelliert. Auch im Fall von

TapeR werden die Schaftmodelle auf dem Einheitsintervall [0; 1] entwickelt, d.h. alle Höhenangaben (Messhöhen und Baumhöhen) wurden entsprechend mit der absoluten Baumhöhe skaliert. Im Fall der Laubhölzer wurden nur die Sektionsdaten bis zum Kronenansatz verwendet.

Das Schaftkurvenmodell von Kublin et al (2013) basiert auf einem linearen, semi-parametrischen, gemischten B-Spline Modell. Die B-Spline-Matrizen werden dabei so konstruiert, dass die Durchmesser-schätzung in Höhe H (d. h. Baumhöhe) immer Null ist. Die Durchmesserschätzung basiert folglich auf dem Modell:

$$D(H_{rel}) = f(H_{rel}) + g(H_{rel}) + \varepsilon$$

bzw.

$$D(H_{rel}) = X\beta + Z\gamma + \varepsilon$$

mit den B-Spline Designmatrizen X (fester Effekte) und Z (zufälliger Effekt), den Parametervektoren β und γ sowie dem Fehlerterm ε . Das Modell beruht damit nur noch auf dem Prädiktor H_{rel} . Zur Schätzung von $\hat{\beta}$ sind selbstverständlich die Durchmesser-messungen D aller Probestämme notwendig (mit $\Sigma = \text{cov}(D)$):

$$\hat{\beta} = (\sum_{i=1}^n X_i^T \Sigma_i^{-1} X_i)^{-1} \sum_{i=1}^n X_i^T \Sigma_i^{-1} D_i.$$

Für die Kalibrierung einer Schaftkurve für einen spezifischen (neuen) Baum anhand vorliegender Durchmesser an den Messstellen m muss der baumspezifische Zufallseffekt-Parametervektor $\hat{\gamma}$ bestimmt werden (mit $\hat{G} = \text{cov}(\gamma)$):

$$\hat{\gamma} = \hat{G} Z_m^T \hat{\Sigma}_m^{-1} (D_m - X_m \hat{\beta})$$

Dazu wird die Abweichung der vorliegenden Messdaten vom geschätzten Populationsmittelwert bestimmt und mit der geschätzten Kovarianz-Matrix \hat{G} der Zufallseffekte, der geschätzten Kovarianzmatrix $\hat{\Sigma}$ der festen Effekte sowie der Designmatrizen X und Z verrechnet. Für eine detailliertere Darstellung des Modells, der Parameterschätzungen sowie der Konstruktion der verschiedenen Kovarianzmatrizen und der darauf aufbauenden Volumenschätzungen verweisen wir auf Kublin et al. (2013).

Das Modell erlaubt in der Anwendung die Definition der Ordnung der verwendeten B-Splines (empfohlen: kubische Splines) sowie die Position der Knoten sowohl für die Designmatrix der festen als auch der zufälligen Effekte. Aus langjähriger Erfahrung der Autoren schlagen diese vor, die Knotenpunkte für X auf die Positionen (0, 0.1, 0,75 und 1) und für Z auf (0, 0.1 und 1) zu setzen. Umfangreiche Tests mit der Baumart Fichte haben diese Positionen bestätigt (eine differenzierte Darstellung findet sich in Vonderach und Kändler, 2021). Ein weiterer, zu bestimmender Funktionsparameter ist die Art der Kovarianzmatrix der Zufallseffekte. Wie in der Dokumentation des TapeR-Pakets empfohlen, wurde hier eine allgemeine, positiv-definite Matrix genutzt (*pdSymm()* aus R-Paket nlme; Pinheiro und Bates, 2021). Als Optimierer wurde aufgrund besserer Konvergenz im intern aufgerufenen nlme-Paket *optim()* anstelle *nlminb()* eingesetzt.

Die entwickelten Schaftkurvenmodelle wurden mit unabhängigen Daten validiert und auf die Bäume der Winkelzählprobe der BWI 2012 angewandt. Im ersten Fall werden die gemessenen mit den prognostizierten Sektionsmessungen und beobachtete mit geschätzten Volumina verglichen, im zweiten Fall wurden die geschätzten Volumina nach BDAT mit den geschätzten Volumina der neuen Modelle verglichen.

Ergebnisse und Diskussion

Die erzeugten Modelle sind lineare, gemischte Modelle mit B-Spline-Designmatrix. Es wird hier darauf verzichtet Modelloutput oder (nicht interpretierbare) Parameterschätzungen zu diskutieren. Stattdessen wird im ersten Schritt auf die Vorhersagegüte mit den Kenngrößen RMSE und BIAS fokussiert (vgl. Tab. 2) und im zweiten Schritt ein Vergleich zu BDAT im Kontext der BWI-Winkelzählprobe gezogen.

Tab. 2: RMSE und BIAS der Durchmesserschätzungen (in cm) der neu entwickelten Modelle.

	Fi	Ta	Kie	Dgl	Lae	Bu	Ei	REi
RMSE	0.3938	0.5709	0.4643	0.3970	0.3690	0.4675	0.4975	0.3348
BIAS	0.0018	-0.0004	-0.0011	0.0011	-0.0001	0.0010	0.0009	0.0004

Die Durchmesserschätzungen weisen im Mittel eine hohe Präzision auf, der BIAS liegt für alle Baumarten unter 0,01 cm. Die Reststreuung (RMSE) für alle Baumarten liegt unter 0,5 cm (Ausnahme Ta: 0,57 cm).

Die Validierung der Modelle mit unabhängigen Daten wurde unter zwei Szenarien durchgeführt: (i) Kalibrierung der baumindividuellen Schaftkurve mit Bhd und H sowie (ii) Kalibrierung der baumindividuellen Schaftkurve mit Bhd, D03 (Durchmesser in 30% der Baumhöhe) und H. In beiden Fällen wurde zu Vergleichszwecken eine Kalibrierung mit BDAT durchgeführt (BDAT unterstellt dabei immer eine bestimmte Formigkeit, hier die BWI 1987-Formigkeit). Der Vergleich zu BDAT auf Basis der BWI 2012-Daten wurde direkt auf Basis der Messdaten Bhd, D03 und H durchgeführt.

Die Kalibrierung mit unabhängigen Daten und Analyse nach Lage im Schaft zeigt insgesamt wenig Abweichung zu BDAT. Im Fall der Kalibrierung der Fichtendaten mit Bhd und H zeigen sich für BDAT eine leichte Unterschätzung in der unteren Schafthälfte (die vermutlich auf die angenommene BWI 1987-Formigkeit zurückgeht, die sich von der Formigkeit der Probestämme unterscheidet). Dies ist für die neuen Schaftkurvenmodelle nicht feststellbar. Allerdings zeigt sich ein größerer Unterschied zwischen einer Kalibrierung mit Bhd und H und einer Kalibrierung mit Bhd, D03 und H. Hier zeigen sowohl die neuen Modelle als auch BDAT eine verbesserte Anpassung, insbesondere im unteren Schaftteil (erklärbar durch die zusätzliche Information des D03). Während die neuen Schaftkurvenmodelle auch in diesem Fall über den gesamten Schaftbereich nur geringe mittlere Abweichungen aufweisen, zeigt sich in BDAT eine leichte Überschätzung der gemessenen Durchmesser (vgl. Abb. 1). Der Effekt der Berücksichtigung eines oberen Durchmessers (hier D03) zeigt insbesondere eine deutlich verbesserte Volumenschätzung, gerade bei Bäumen mit Bhd > 50cm (ohne D03 wird das Derbholzvolumen zunehmend überschätzt).

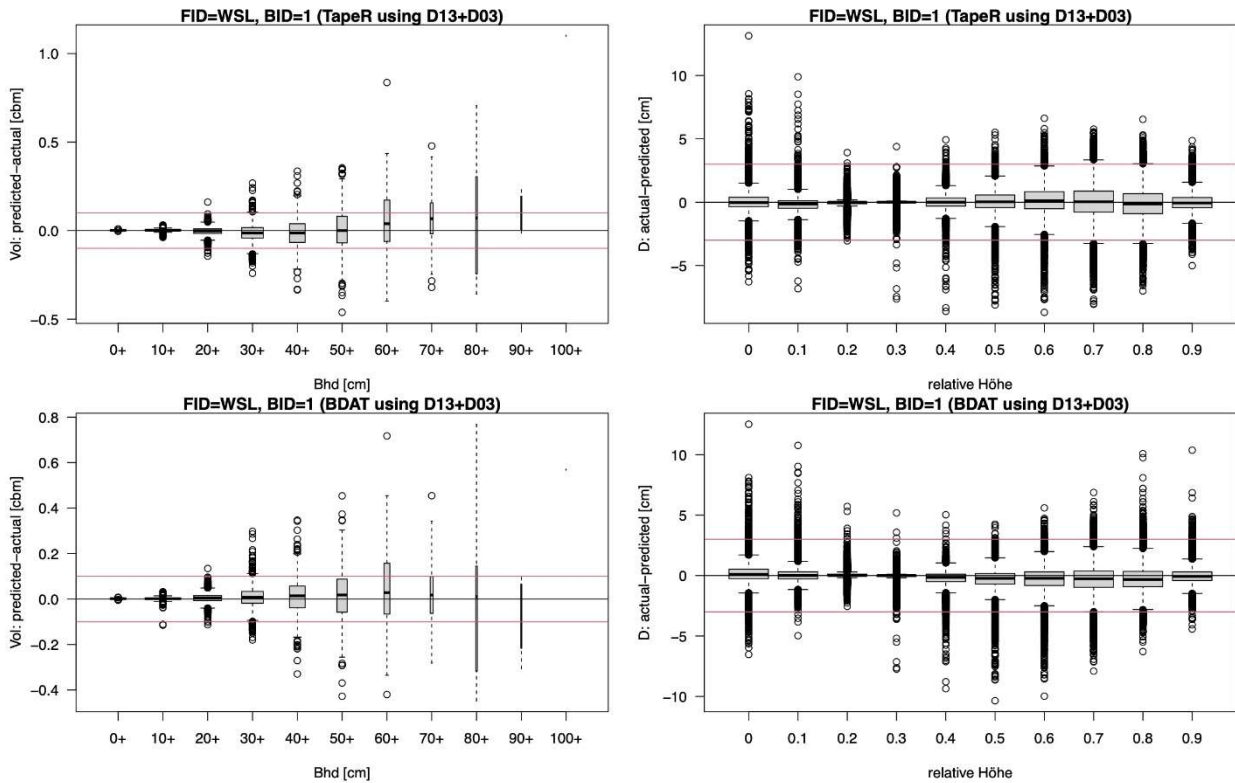


Abb. 1: Validierungsergebnisse für Fichte. Oben: Volumenschätzung (links) und Durchmesserschätzung entlang der relativen Lage im Schaft (rechts) mit neuem Schaftkurvenmodell unter Verwendung von Bhd (hier D13 bezeichnet), D03 und H. Unten: Kennwerte wie oben, berechnet mit dem BDAT-Schaftkurvenmodell.

Die Ergebnisse für die anderen Baumarten sind qualitativ vergleichbar, unterscheiden sich aber in Details von denen der Fichte. Im Folgenden wird die Kalibrierung mit Bhd, D03 und H dargestellt. Bei der Tanne muss konstatiert werden, dass BDAT die Durchmesser im oberen Schaftbereich überschätzt. Die neuen Modelle sind hier fast erwartungstreu und zeigen auch bei extremen Abweichungen geringere absolute Fehler. Dementsprechend zeigen sich auch deutlich bessere Volumenschätzungen, insbesondere im Starkholzbereich. Bei Kiefer unterscheiden sich die Ergebnisse zu BDAT nur geringfügig. Eine leichte Unterschätzung der Durchmesser im obersten Schaftbereich ist feststellbar. Die Ergebnisse für Douglasie zeigen deutlich stabilere Durchmesserschätzungen entlang der Stammachse im Vergleich zu BDAT. Leichte Unterschätzungen treten auch hier auf. Aussagen zur Volumenschätzung im Starkholzbereich sind schwierig, da nur wenige Beobachtungen vorliegen. Das neue Lärchenmodell zeigt ähnliche Ergebnisse wie BDAT mit einer sehr guten Durchmesserprognose entlang der Schaftachse. Allerdings werden stärkere Bäume leicht überschätzt, wobei auch hier eher wenige Beobachtungen vorliegen.

Bei den Laubböhlzern (Buche und Eiche; Roteiche ohne Validierungsdaten) kann eine Interpretation der Durchmesserschätzung nur bis zur Kronenansatzhöhe erfolgen, da oberhalb die Durchmesser der Schaftkurven nicht mehr als Durchmesser-Höhen-Relation interpretiert werden können. Im Bereich bis ca. 50 % der Baumhöhe sind die Durchmesserschätzungen im Mittel erwartungstreu und zeigen wenig Abweichung von den Messdaten. Die Volumenschätzungen liegen für Buche bei ca. 30 cm leicht mit steigender Tendenz über dem gemessenen 2 m-Sektionsvolumen (ca. +1 m³ für Bhd 80 cm). BDAT

zeigt allerdings bei starken Dimensionen, mit ebenfalls wenigen beobachteten Exemplaren, eine noch stärkere Überschätzung. Das gleiche Ergebnis kann auch für die Eichen-Modelle festgehalten werden.

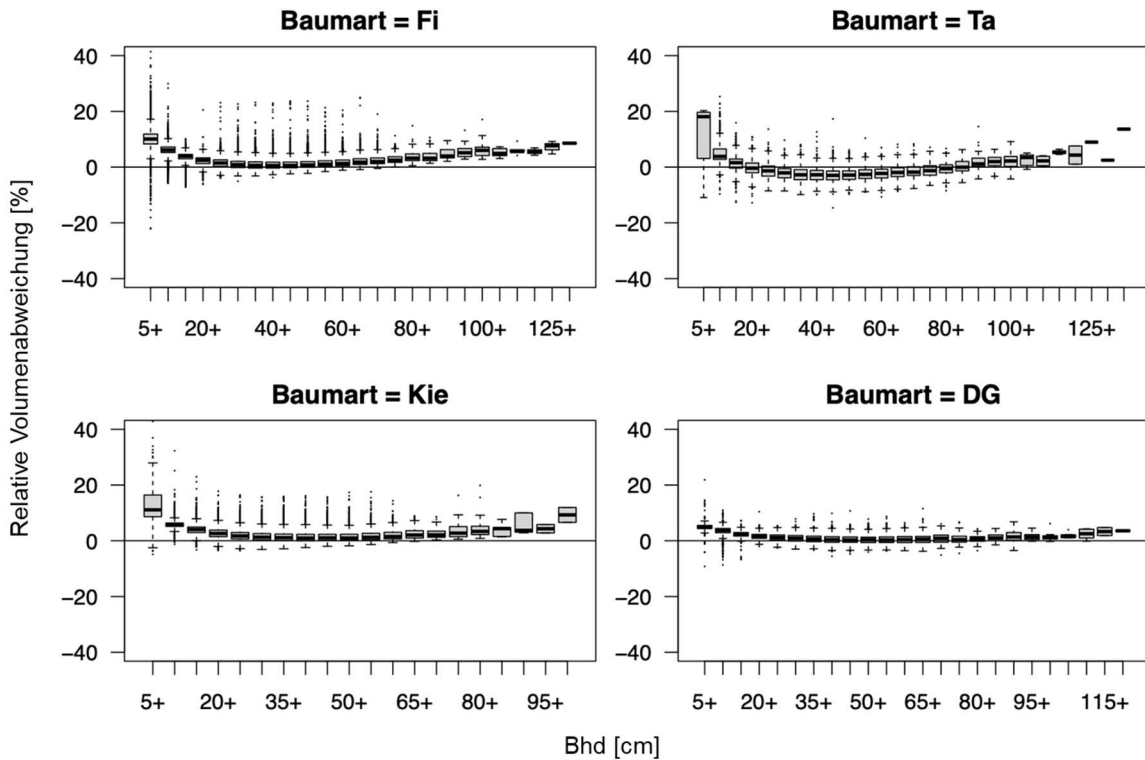


Abb. 2: Vergleich der Derbholz-Volumenschätzung zwischen BDAT und den neuen TapeR-Modellen, hier für Fichte (links oben), Tanne, (rechts oben), Kiefer (links unten) und Douglasie (rechts unten). Auf der Abszisse ist die Dimension der Bäume in 5 cm-Bhd-Klassen abgebildet, auf der Ordinate ist die prozentuale Abweichung zwischen den neuen Schaftkurvenmodellen und BDAT angegeben.

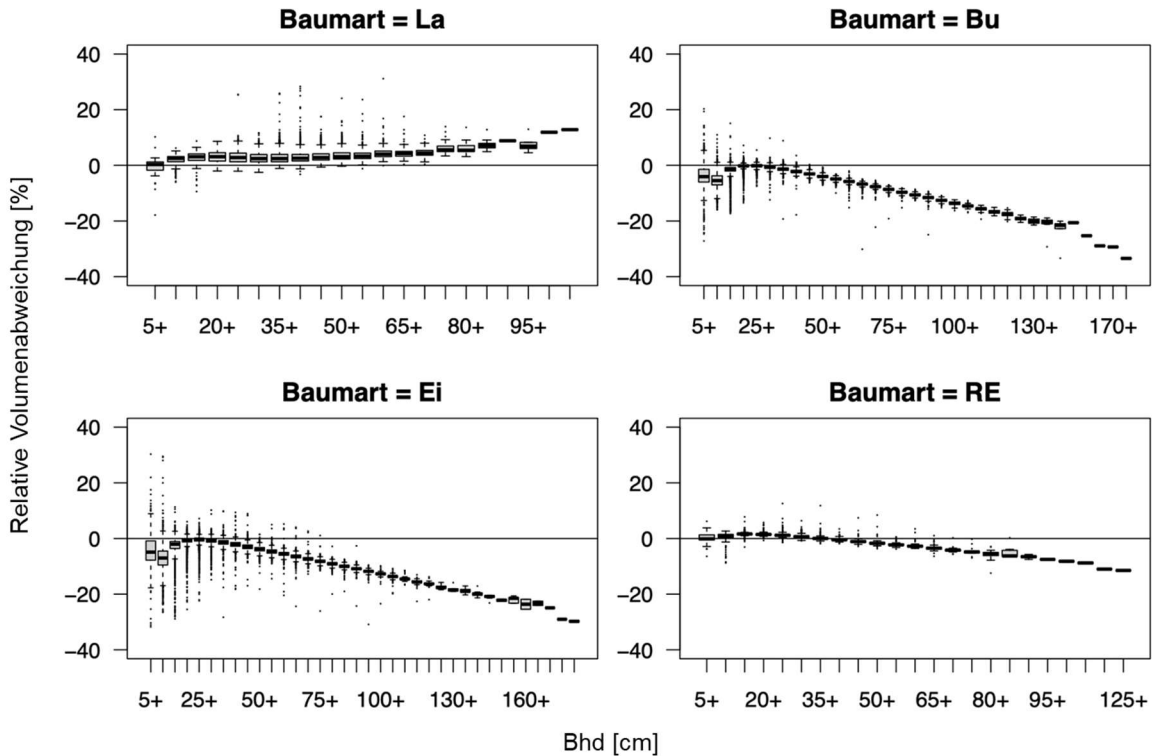


Abb 3: Vergleich der Derbholz-Volumenschätzung zwischen BDAT und den neuen TapeR-Modellen, hier für Lärche (links oben), Buche, (rechts oben), Eiche (links unten) und Roteiche (rechts unten). Auf der Abszisse ist die Dimension der Bäume in 5 cm-Bhd-Klassen abgebildet, auf der Ordinate ist die prozentuale Abweichung zwischen den neuen Schaftkurvenmodellen und BDAT angegeben.

Ein direkter Vergleich der Derbholz-Volumenschätzung zwischen BDAT und den neuen Schaftkurvenmodellen wurde auf Basis der BWI 2012-Winkelzählprobe durchgeführt. Damit werden relevante Unterschiede zwischen beiden Modellansätzen sichtbar. Für Fichte und Kiefer zeigt sich dabei eine leicht höhere Schätzung der Derbholzvolumina durch die neuen Modelle im Vergleich zu BDAT. Im mittleren Bhd-Bereich (ca. 25 bis 60 cm) beträgt die Differenz nur wenige Prozentpunkte. Bei geringeren bzw. stärkeren Dimensionen steigt der Unterschied auf bis zu 10 % (Bäume mit Dimension kleiner 10 cm Bhd werden in BDAT durch Volumentafeln abgebildet und können also nicht direkt verglichen werden). Das gleiche Ergebnis kann auch für Douglasie festgehalten werden, wobei im mittleren Bhd-Bereich die Schätzungen kaum Differenzen aufweisen und die maximale mittlere Überschätzung im Vergleich zu BDAT nur ca. 5 % erreicht. Bei Tanne ist das qualitative Bild ebenfalls ähnlich, allerdings unterschätzen die TapeR-Modelle das BDAT Volumen im mittleren Bhd-Bereich um bis zu ca. 5 %; sehr starke bzw. schwache Dimensionen werden aber auch hier höher geschätzt (vgl. Abb. 2 für eine graphische Aufbereitung).

Im Fall der Baumart Lärche zeigt sich ab 10 cm Bhd eine mittlere Überschätzung im Vergleich zu BDAT von bis 5 %. Für stärkere Dimensionen ab ca. 70 cm Bhd steigt die Differenz auf fast 15 %. Bei den Laubhölzern zeigt sich demgegenüber ein gänzlich anderes Bild. Für Dimensionen bis ca. 20 cm Bhd bleiben die TapeR-Schätzungen für Buche und Eiche hinter den BDAT-Schätzungen zurück. Im folgenden Bereich bis ca. 35 cm liegen die Schätzungen sehr nahe beisammen. Für stärkere Dimensionen gilt: je größer der Bhd, desto größer die Differenz zwischen TapeR und BDAT. Bei starken (aber selten auftretenden) Dimensionen von bis zu 150 cm Bhd unterschätzt TapeR um bis zu 20 % im Vergleich zu BDAT. Größere Dimensionen steigern diesen Unterschied noch. Bei der Baumart Roteiche zeigt sich

das gleiche strukturelle Bild, allerdings tritt eine leichte Überschätzung um wenige Prozentpunkte im mittleren Bhd-Bereich auf, gefolgt von einer auch hier kontinuierlich ansteigenden Unterschätzung des Volumens im Vergleich zu BDAT.

Eine Einordnung der hochgerechneten, summarischen Volumenschätzung mit den neuen TapeR-basierten Schaftkurvenmodellen im Vergleich zur bisherigen Referenz BDAT wird in Tab. 3 gegeben. Dazu wurde – im Gegensatz zur Datengrundlage der Abb. 2 und Abb 3 – eine Hochrechnung der geschätzten Baumvolumina auf die gesamte Waldfläche vorgenommen. Demzufolge werden die einzelnen bei der Winkelzählprobe erfassten Probestämme mit ihrer Häufigkeit (N_{ha}) und einem Flächenrepräsentationsfaktor (RFaktor) multipliziert. Das gezeichnete Bild aus der Einzelbaumbetrachtung (Abb. 2 und Abb 3) wird durch die summarische, nach Durchmesserklassen differenzierte Betrachtung bestätigt. Die mittlere Abweichung über alle Baumdimensionen zwischen den neuen Schaftkurvenmodellen von der BDAT-Schätzung liegt für die einzelnen Baumarten zwischen -4,4 % und +1,1 %. Die größten Unterschiede treten bei den Laubhölzern und Tanne auf, die Baumarten Fichte, Kiefer, Douglasie und Lärche liegen im Mittel über alle Dimensionen sehr nah an den Schätzungen durch BDAT. Größte Abweichungen treten bei den starken bis sehr starken Dimensionen auf. Mögliche Ursachen der Differenzen der beiden Modelle werden im folgenden Abschnitt erörtert und diskutiert.

Tab. 3: Prozentuale Abweichung der Volumenschätzung zwischen TapeR vs. BDAT auf der Winkelzählprobe der BWI 2012, hochgerechnet auf die Gesamtfläche Deutschlands. Positive Werte bedeuten höhere Schätzungen durch TapeR im Vergleich zu BDAT, negative Werte eine geringere Schätzung. Aggregationen sind differenziert nach Bhd-Bereiche dargestellt.

Bhd	Fi	Kie	Ta	Dgl	Lae	Bu	Ei	REi
10 – 19	1,7	0,2	7,1	2,0	1,2	-1,9	-2,7	0,7
20 – 29	0,0	-0,1	-0,8	0,4	0,8	-0,2	-0,7	0,2
30 – 39	-0,4	-0,3	-3,5	-0,1	0,7	-1,4	-1,8	-0,6
40 – 49	-0,3	0,0	-4,2	-0,4	1,1	-3,1	-3,5	-1,9
50 – 59	0,2	0,4	-4,2	-0,5	1,7	-4,9	-5,2	-2,9
60 – 69	0,8	1,2	-3,5	-0,4	2,5	-6,7	-6,9	-4,1
70 – 79	1,6	1,8	-2,8	-0,1	3,6	-8,6	-8,7	-4,6
80 – 89	2,6	3,7	-1,2	0,1	4,5	-10,5	-10,4	-5,9
90 – 99	4,2	5,5	0,9	1,3	6,2	-12,4	-12,2	-8,0
100 – 149	4,9	10,1	2,4	1,5	10,4	-16,0	-15,7	-9,1
150+			16,6			-27,2	-25,1	
10 – 79	0,1	-0,1	-2,9	0,0	1,1	-3,3	-3,9	-1,1
10 – 150+	0,1	-0,1	-2,8	0,0	1,1	-3,6	-4,4	-1,2

Die Voluminierung der Einzelbäume wird über die aus den Schaftkurven abgeleiteten Durchmesser für 2 m-Sektionen realisiert. Größte Volumenabweichungen treten bei sehr starken Bäumen auf. Ein Vergleich der Fichten-Schaftkurven für sehr starke, im Extrapolationsbereich liegende Bäume zeigt, dass bei BDAT die vorgegebene Höhe (z. B. 40 m) nicht erreicht wird, da die Durchmesserschätzung ab ca. 37 m Null wird. Gleichzeitig zeigt sich zwischen $D_{1.3}$ und $D_{0.3}$ eine etwas schlankere Form als bei den neuen Schaftkurvenmodellen. Demzufolge liegt die Volumenschätzung etwas niedriger. Dieser Effekt fällt umso stärker aus, je größer der betrachtete Baum ist; gleiches gilt auch für Douglasie und Lärche. Für Kiefer und Tanne kommt es nicht zu einer de-facto Reduzierung der Baumhöhe (aufgrund einer Durchmesserschätzung von Null). Bei der Tanne zeigt BDAT insgesamt eine höhere Vollformigkeit im Stammfußbereich als auch im oberen Schaftbereich, bei der Kiefer sind die Abweichungen insgesamt gering, eine größere Schlankheit im oberen Schaftbereich trifft auch hier zu. Bei den Laubhölzern, insbesondere bei Buche und Eiche, zeigt BDAT bei Dimensionen ab ca. 50 cm eine höher Formigkeit in der oberen Stammhälfte. Mit zunehmender Dimension vergrößert sich die Durchmesserdivergenz bis hin zu einer Aufwölbung der Schaftkurve. Es ist klar, dass in diesem Bereich der Schaftkurve a) keine Durchmesser mehr abgeleitet werden können und b) die Konstruktion der Schaftkurve darauf ausgelegt ist, das Gesamtderbholz als Rotationsintegral der Schaftkurve bis $D=7$ cm zu modellieren. Durch die Aufwölbung, die bei den neuen Schaftkurven nicht auftritt, entsteht natürlich auch eine zunehmende Divergenz der geschätzten Volumina. Der Effekt der Aufwölbung ist bei Roteiche nicht ganz so stark ausgeprägt. Hier entsteht bei starken Dimensionen eine eher sehr vollformige Schaftkurve, ohne ansteigende Durchmesser. Die Divergenz zwischen den Volumina ist demnach deutlich geringer.

Sondersituation Laubholz

Durch die Auswahl der Sektionsmessungen für die Ableitung der TapeR-Schaftkurvenmodelle im Laubholz („nur bis Kronenansatz“) wird bei den neuen Schaftkurvenmodellen letztendlich eine Art Hauptachsen-Schaftkurve erzeugt, da im oberen Schaftbereich nur Probestämme ohne dezidierten Kronenansatz vertreten sind (vgl. Einleitung für die genutzte Methodik bei BDAT). Es stellt sich die Frage, ob damit das Derbholz vollständig abgebildet werden kann, oder die im Vergleich zu BDAT beobachtete Unterschätzung plausibel ist. Dazu wurden mit Derbholz-Biomassefunktionen (vgl. Vonderach et al

2018, allometrisches Modell, und Riedel und Kändler 2017, Marklund-Modell mit linearisiertem Biomasseanstieg im Starkholzbereich) und den geschätzten Volumina (BDAT- und TapeR-Modelle) für exemplarische Bäume mit steigender Dimension die spezifische Raumdichte [kg / m^3] ermittelt. Zwar kann damit nicht definitiv festgestellt werden, welches der Modelle „richtig“ und welches „falsch“ ist, aber Hinweise zur Interpretation können abgeleitet werden. Beim Nadelholz zeigt sich für alle fünf betrachteten Nadelholzbaumarten ab einem Bhd von ca. 20 cm eine relativ stabile und plausible Raumdichte über den betrachteten Durchmesserbereich, sofern die allometrischen Funktionen mit TapeR kombiniert werden. Im weitesten Sinne gilt das auch bei Einsatz von BDAT, allerdings zeigt sich hier mehr Variation. Für die Laubhölzer zeigt sich bei Einsatz der allometrischen Funktionen und den TapeR-Modellen demgegenüber ein deutlicher, kontinuierlicher Anstieg der spezifischen Raumdichte, d. h. entweder zu hohes Gewicht für gegebenes Volumen oder zu wenig Volumen für gegebenes Gewicht. Die Kombination der allometrischen Modelle mit BDAT führen dagegen zu deutlich konstanteren Verhältnissen zwischen Biomasse und Volumen. Dies deutet darauf hin – bei Annahme plausibler Biomasseschätzungen – dass die TapeR-Schaftkurven das Derbholzvolumen insbesondere bei starken Bäumen unterschätzen, die Volumenschätzung durch BDAT besser zur Biomasseschätzung passt. Tatsächlich kann auch der Fall vorliegen, dass sowohl Biomasse als auch Volumenschätzung in gleichem Maße verzerrt sind, die abgeleitete Raumdichte dennoch plausibel erscheint. Aufgrund des Mangels an beobachteten Daten im Starkholzbereich kann eine definitive Einordnung nicht erfolgen.

Versuche, das vermutlich fehlende Astderbholz modellbasiert zu ergänzen, konnten bisher (noch) nicht zufriedenstellend zu Ende geführt werden. Zwar liegen differenziert erfasste Probestämme vor, doch auch hier sind sehr starke Bäume mit Bhd > 80 cm nicht vorhanden. Aktuelle Arbeiten zielen darauf ab, das Gesamtderbholz als Integral der Schaftkurve darzustellen (vgl. BDAT). Erste Zwischenergebnisse deuten darauf hin, dass eine Aufwölbung der Schaftkurve im Kontext der Volumenallokation entlang der Schaftachse durchaus auftreten kann und nicht nur ein Modellartefakt im Extrapolationsbereich von BDAT ist. Die Ableitung von im Extrapolationsbereich stabilen Schaftkurven mit TapeR ist in Arbeit.

Monotonie der Schaftkurven

Schaftkurven sind Funktionen mit der gewünschten Eigenschaft, zumindest für Nadelholz, monoton zu fallen. Dies bedeutet, dass Durchmesserschätzungen entlang des Schaftes zur Baumspitze kontinuierlich abnehmen. Durch die Konstruktion der Splinebasis ist sichergestellt, dass eine Durchmesserschätzung von Null an der Baumspitze gegeben ist. Am Stammfuß gibt es bisher keine konstruktiven oder einschränkende Nebenbedingungen die eine monoton fallende Kurve erzwingen. Bei der Kalibrierung eines neuen Baumes werden vielmehr die Kovarianzmatrizen der geschätzten Parameter ausgewertet. In Extrembereichen (sehr kleine, sehr voll- bzw. abformige Bäume) kann es zu nicht-monoton fallenden Kurvenverläufen im Stammfuß bzw. mittleren Schaftbereich kommen. Während im letzteren Fall nur minimalste Durchmesseranstiege bei extrem vollformigen Fichten ($q_{03} > 0.9$, Datensatz BWI 2012) auftreten, die praktisch keinen Einfluss auf die Durchmesser- und Volumenschätzung haben, ist der erste Fall schwieriger zu behandeln. Der Durchmesseranstieg im Stammfußbereich kann beträchtlich sein und gerade bei kleinen Bäumen zu einer signifikanten Durchmesserdivergenz führen, die auch Auswirkung auf die Voluminierung und Sortierung hat. Betroffen ist insbesondere die Baumart Tanne, aber auch Kiefer, Lärche, Buche und Eiche. Tatsächlich treten solche Effekte auch bei BDAT auf. Dort wird mit einer Linearisierung des unteren Durchmessers darauf reagiert. Auf TapeR ist dies nicht übertragbar, da es keinen festen unteren Durchmesser gibt (Messhöhe der Durchmesser frei wählbar). Würde

das Maximum der geschätzten Durchmesser entlang der Schaftkurve linearisiert, muss einerseits eine aufwändige Suche innerhalb der Schaftkurve (wiederholt) stattfinden und andererseits kann dies dazu führen, dass ein sehr langes Linearisierungsintervall auftritt.

Zur Lösung dieses (zum Vortragszeitpunkt ungelösten) Problems wird nun für nicht-monotone Schaftkurven eine zusätzliche Stützstelle (Durchmessermessung) bei der Kalibrierung ergänzt. Diese Stützstelle wird aus dem Verhältnis von D001 (Durchmesser in 1 % der Baumhöhe) und D1.3 aus dem Populationsmittelwert und dem ermittelten Bhd bestimmt. Sie liegt damit in 1 % der Baumhöhe und erzwingt einen monoton fallenden Schaftkurvenverlauf. Der Quotient $\left(\frac{D_{001}}{D_{1.3}}\right)$, der direkt nach der Modelanpassung im Schaftkurvenobjekt abgelegt wird, beträgt je nach Baumart zwischen 1,1287 und 1,2297. Damit wird für alle Baumarten ein monoton fallender Schaftanlauf sichergestellt.

R-Paket *TapeS*

Die neuen Schaftkurvenmodelle inkl. Auswertefunktionen wurden für eine einfache Verwendung in eine Funktionensammlung für die Programmiersprache R gepackt. In diesem R-Paket sind alle notwendigen Funktionen zur Evaluierung der Schaftkurven für das gleiche Baumartenspektrum wie in BDAT hinterlegt. Es können äquivalent Durchmesser (mit/ohne Rinde), Höhen von gegebenen Durchmesser (mit/ohne Rinde), verschieden definierte Volumina (Vfm, Efm, Abschnittsvolumen mit/ohne Rinde), Rindenabzug, Biomasse und Sortimenten berechnet werden. Auch die BWI-Biomassefunktionen sowie eine Biomassekompartimentierung nach Vonderach et al. (2018) sind hinterlegt. Es gibt Funktionen um BDAT-Datensätze (definiert durch Baumart, D1, D2, H1, H2 und H, vgl. R-Paket rBDAT), Inventur- und Sektionsdaten direkt für die neuen Schaftfunktionen aufzubereiten. Das R-Paket liefert neben dem Erwartungswert zusätzlich Konfidenzbereiche für die Durchmesser und Volumenfunktionen. Das R-Paket *TapeS* ist als Entwicklungsversion verfügbar unter <https://gitlab.com/vochr/tapes>.

Schlussfolgerungen

Mit dieser Arbeit wurde die Entwicklung neuer Schaftkurvenmodelle für die häufigsten Baumarten Deutschlands dargelegt. Dazu wurde die durch Kublin et al. (2013) erarbeitete Methodik und das R-Paket „TapeR“ genutzt. Mit den Modellen können nun für neue Bäume mit Durchmesser-messungen an beliebiger Stelle und in beliebiger Anzahl baumspezifische Schaftkurven kalibriert werden. Zusätzlich erlaubt die Methodik die Ableitung von Konfidenzintervallen.

Die vorgestellten Schaftkurvenmodelle für Nadelholz zeigen eine gute Performance und erscheinen stabiler im Kurvenverlauf entlang der Schaftachse als BDAT, insbesondere im Extrapolationsbereich. Sie liefern im summarischen Mittel über die BWI 2012 praktisch identische Vorhersagen wie BDAT (Ausnahme Tanne mit einer leichten Unterschätzung). Die Schaftkurvenmodelle für Laubholzbaumarten scheinen das Derbholzvolumen im Vergleich zu BDAT zu unterschätzen. Es wurde eine mittlere Unterschätzung des Derbholzvolumens (vs. BDAT) über alle Bäume der BWI-Winkelzählprobe für Buche und Eiche von 3,6 bzw. 4,4 % festgestellt. Sehr große und mit der Dimension zunehmende Differenzen treten dabei im Starkholzbereich auf. Dabei ist nach wie vor der Zusammenhang zwischen Volumen und Dimension für Bäume im extrem starken Bereich jenseits von 100 cm Bhd unklar, da keine Beobachtungsdaten vorliegen. Bisherige Versuche, eine Astderbholzergänzung durchzuführen, haben noch nicht zum Erfolg geführt und müssen weiterverfolgt werden, idealerweise mit zusätzlichen Erhebungen im Starkholzbereich. Auch wenn diese Bäume derzeit noch eher selten auftreten, so werden diese

Bäume aber immer (häufiger) älter und dicker und damit wird dieses Problem in der Zukunft relevanter. In dieser Hinsicht besteht eine große Kenntnislücke für die im Ökosystem oftmals wichtigen alten und starken Bäume.

Die neuen Modelle und dazugehörige Funktionen sind in Form eines R-Pakets verfügbar.

Danksagung

Ein herzliches Dankeschön geht an die datenbereitstellenden Personen und Institutionen, namentlich, Susanne Sprauer von der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA), Annett Degenhardt vom Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE), Michael Heym von der Technischen Universität München (TUM) bzw. der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), Christine Deleuze und Jean-Pierre Renaud vom Office national des forêts (ONF) sowie Elke Lenk und Pensionär Bernhard Bösch von der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. Der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), namentlich Andreas Zingg (Pensionär) und David Forrester, sei gedankt für die Bereitstellung und Nutzungsmöglichkeit von Sektionsdaten für die Validierung der Modelle.

Literatur

- David, I. F., S. Hubert and N. Jens (2021). The Experimental Forest Management network, EnviDat. <https://www.envidat.ch/dataset/the-experimental-forest-management-network>
- Hradetzky, J., E. Kublin, G. Scharnagl and W. Schöpfer (1986). "Volumen- und Sortenermittlung bei der Bundeswaldinventur (BWI)." AFZ 41(32): 804-807.
- Kublin, E. und G. Scharnagl (1988). Verfahrens- und Programmbeschreibung zum BWI-Unterprogramm BDAT. Abschlußbericht zum Forschungsauftrag: Biometrische Lösungen für die Berechnung des Volumens, der Sortierung, der Rindenabzüge und der Ernteverluste im Rahmen der Bundeswaldinventur. Freiburg i.Br., FVA-BW.
- Kublin, E. und Breidenbach, J. (2015). TapeR: Flexible tree taper curves based on Semiparametric Mixed Models. R-Paket Version 0.3.3., <https://CRAN.R-project.org/package=TapeR>
- Kublin, E., J. Breidenbach and G. Kaendler (2013). "A flexible stem taper and volume prediction method based on mixed-effects B-spline regression." European Journal of forest research 132(5-6): 983-997.
- Pinheiro, J., D. Bates, S. DebRoy, D. Sarkar, R Core Team (2021). nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-152, <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>
- Riedel, T. and G. Kaendler (2017). "Nationale Treibhausgasberichterstattung: Neue Funktionen zur Schätzung der oberirdischen Biomasse am Einzelbaum." Forstarchiv 88(2): 31-38.
- Vonderach, C., G. Kändler and C. F. Dormann (2018). "Consistent set of additive biomass functions for eight tree species in Germany fit by nonlinear seemingly unrelated regression." Annals of Forest Science 75(2): 49.
- Vonderach, C., Kändler, G. (2021). Neuentwicklung von Schaftkurven- und Biomassemodellen für die Bundeswaldinventur auf Basis des TapeR-Pakets. Abschlussbericht zum Projekt BWI-TapeR im Auftrag des Thünen-Instituts für Waldökosysteme. Laufzeit: 01.12.2019 bis 30.11.2020. 150 Seiten. Unveröffentlicht, kann vom Autor angefordert werden.