



DEUTSCHER VERBAND  
FORSTLICHER FORSCHUNGSANSTALTEN

Sektion Ertragskunde



## Proceedings of the Annual Conference of the Section Forest Yield 2023

Beiträge zur Jahrestagung der Sektion Ertragskunde

22. bis 24. Mai 2023, Olbernhau



R.-V. Nagel, M. Schmidt (Hrsg.)

Proceedings of the Annual Conference of the Section Forest Yield 2023

Erschienen als 51. Ausgabe der Beiträge zur Jahrestagung der Sektion Ertragskunde im Deutschen  
Verband Forstlicher Forschungsanstalten

Ralf-Volker Nagel & Matthias Schmidt (Hrsg.)

# **Proceedings of the Annual Conference of the Section Forest Yield 2023**

Beiträge zur Jahrestagung der Sektion Ertragskunde

**Herausgeber und Obleute der Sektion:**

Ralf-Volker Nagel

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA)

Grätzelstraße 2, 37079 Göttingen

Tel.: +49 551 69401 124

E-Mail: ralf.nagel@nw-fva.de

Matthias Schmidt

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

Grätzelstraße 2, 37079 Göttingen

Tel.: +49 551 69401 110

E-Mail: matthias.schmidt@nw-fva.de

**Zitiervorschlag Gesamtband:**

Nagel, R.-V.; Schmidt, M. (Hrsg.) (2023): Proceedings of the Annual Conference of the Section Forest Yield 2023 – Beiträge zur Jahrestagung der Sektion Ertragskunde. 128 S. <https://doi.org/10.5281/zenodo.10682658>

**Zitiervorschlag Beitrag:**

Doe, J.; Doe, J.; Birnbaum, B. (2023): Title of Publication: with an optional subtitle. In Nagel, R.-V.; Schmidt, M. (Hrsg.): Proceedings of the Annual Conference of the Section Forest Yield 2023 – Beiträge zur Jahrestagung der Sektion Ertragskunde. X–Y. <https://doi.org/10.5281/zenodo.10682658>

**Redaktion:** Hans Hamkens, NW-FVA

**Titelfoto:** Hans Hamkens, NW-FVA



©2023 Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten

<http://www.dvffa.de>

<https://sektionertragskunde.nw-fva.de/>

ISSN: 1432-2609

DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.10682658>

# Vorwort

Die Jahrestagung der Sektion Ertragskunde 2023 fand direkt an der Staatsgrenze zu Tschechien in Olbernhau im Erzgebirge statt. Das Erzgebirge als frühere Bergbauregion von überragender Bedeutung ist gleichzeitig eng mit dem Begriff der forstlichen Nachhaltigkeit verknüpft, den der Berghauptmann Hans Carl von Carlowitz hier vor über 300 Jahren erstmals explizit formulierte. Das Tagungshotel lag innerhalb des beeindruckenden Denkmalkomplexes „Saigerhütte Olbernhau-Grünthal“, der ein Bestandteil des UNESCO-Welterbes „Montanregion Erzgebirge“ ist. Ein breites ertragskundliches Themenspektrum von u.a. der Klimafolgenforschung über klassische ertragskundliche Modellbildungen, Simulationen der Waldentwicklung, terrestrisches Laserscanning und die Modellierung der Kronenarchitektur bis zur Untersuchung von Alternativbaumarten wurde in insgesamt 16 Vorträge präsentiert und intensiv diskutiert.

Am zweiten Tag wurden im Rahmen einer Exkursion 2 Waldbilder gezeigt und ein Drohneneinsatz zur Erfassung von Baumstrukturen mittels Laserscanning demonstriert. Zunächst wurde ein Rotbuchen-Durchforstungsversuch im Staatswaldrevier „Hirschberg“ von Frau Dr. Gerold vorgestellt. Anhand der bestehenden empirischen Zeitreihen wichtiger ertragskundlicher Kenngrößen wurde der Einfluss verschiedener Durchforstungen auf die Zuwachs- und Volumenleistung sowie die Durchmesserverteilung der Rotbuche in den Versuchspartellen auf dem mittelfrischen terrestrischen Standort mittlerer Nährkraftstufe herausgearbeitet und diskutiert. Bei der Interpretation der Ergebnisse war zu beachten, dass die Versuchsanlage erst relativ spät im Alter von 75 Jahren erfolgte und dass die Durchforstungsvarianten sogar erst ab einem Alter von 89 Jahren stärker differenziert wurden. Anschließend demonstrierten Herr Gremser und Herr Dr. Michael Körner vom Kompetenzzentrum Wald und Forstwirtschaft des Staatsbetriebes Sachsenforst die hochauflösende Erfassung von Baumstrukturen mittels eines drohnengetragenen Laserscanners inklusive zeitnaher Visualisierung direkt im Gelände. Letzter Exkursionspunkt war die Naturwaldzelle „Rungstock“ und die umliegende Referenzfläche im Revier „Olbernhau“. Anhand einer Zeitreihe von ertragskundlichen Kenngrößen wurden Unterschiede zwischen den beiden Flächen diskutiert. Eine vertiefte Analyse war dabei auf der Grundlage von dendroökologischen Daten und Auswertungen möglich, die von Frau Prof. Dr. Marieke van der Maaten-Theunissen und Herrn Jonathan Kormann präsentiert wurden. Beeindruckend war die Erholung der Wälder des Erzgebirges von den bis in die 1990-er Jahre prägenden schweren Immissionschäden.

Den stimmungsvollen Abschluss der Exkursion bildete ein teilweise abenteuerlicher Besuch des Schaubergwerkes Molchner Stolln. Ein weiterer Höhepunkt des Rahmenprogramms der Tagung war die Vorführung der historischen Dampfmaschine im Kraftwerk Saigerhütte.

Der herzliche Dank für die hervorragende Vorbereitung und Organisation dieser überaus gelungenen Jahrestagung der Sektion Ertragskunde gilt dem Staatbetrieb Sachsenforst und vor allem Herrn Dr. Michael Körner.



# Inhaltsverzeichnis der Beiträge

Mortalität der Buche in Nordwestdeutschland in Abhängigkeit von Witterung, Klima und Alter .....	9
Matthias Schmidt, Levent Burggraef, Thorsten Zeppenfeld	
Baumwachstum unter natürlichen und menschlichen Störungen am Beispiel der Entlaubung von Eichen durch den Schwammspinner.....	18
Torben Hilmers, Hans Pretzsch	
Modell zur Abschätzung der natürlichen Verjüngung von Buche im Hessischen Bergland.....	28
Andreas Sommerfeld, Matthias Schmidt	
Entscheidungsunterstützung zur Priorisierung von Waldumbauplächen abgeleitet aus Fernerkundungsdaten .....	36
Maximilian Axer, Hans Hamkens, Ralf-Volker Nagel, Thomas Böckmann	
Der Datenspeicher Wald für Brandenburg – Fortschreibung der Bestandesdaten von Verjüngungen mit Hilfe von Ertragstafelfunktionen.....	41
Annett Degenhardt	
Einflüsse von Astarchitektur und Kronenmorphologie auf den Radialzuwachs und die Trockentoleranz von Rotbuche .....	51
Katja Kröner, Elena Larysch, Thomas Seifert	
Wachstum und Klimasensitivität seltener heimischer Laubbaumarten .....	58
Julia Schmucker, Enno Uhl, Hans Pretzsch	
Intra-annualer Zuwachs von Fichte und Zirbe auf Hochlagenstandorten mittels gemischtem, generalisiertem additivem Modell.....	65
Sonja Vospernik, Florian Welser, Josef Gadermaier, Klaus Katzensteiner	
Bewertung alternativer Baumarten anhand von Praxisanbauten.....	71
Stefan Lieven, Ralf-Volker Nagel	
Eine neue Ertragstafel für die Roteiche ( <i>Quercus Rubra</i> L.) in Nordwestdeutschland.....	76
Ralf-Volker Nagel	
Wachstumsmodelle der heimischen Eichenarten ( <i>Quercus robur</i> L. und <i>Q. petraea</i> L.) in Abhängigkeit von Standortsfeuchte und Mischung.....	88
Anna Wöhlbrandt, Maria Pegel, Ute Bachmann-Gigl, Eric A. Thurm	
Conception of a scenario funnel for simulating climate- and site-sensitive forest development by the example of Scots pine ( <i>Pinus sylvestris</i> L.) in Lower Saxony.....	95
Hergen Christian Knocke, Jan Hansen, Ralf-Volker Nagel, Matthias Albert	
Ein generisches Phasen-Flächenmodell zur Abschätzung von C-Bilanzen und weiteren Waldleistungen .....	108
Peter Biber	
Substitutionsfaktoren als Mittel zur Abschätzung der indirekten Treibhausgasemissionen der Holznutzung?.....	110
Joachim Rock, Sebastian Rüter	
et.bon: Ein R-Package zur Bonitierung anhand funktionalisierter Bestandeshöhenfächer ausgewählter Ertragstafeln .....	116
Kai Staupendahl	
Stability aspects of Scots pine forests in the Czech Republic based on NFI data .....	122
David Dušek, Ondřej Špulák, Jiří Novák <sup>1</sup> , Jakub Černý	

# Mortalität der Buche in Nordwestdeutschland in Abhängigkeit von Witterung, Klima und Alter

Matthias Schmidt<sup>1</sup>, Levent Burggraef<sup>1</sup>, Thorsten Zeppenfeld<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Die extremen Trocken- und Hitzeperioden der letzten Jahre haben im Zusammenspiel mit Winterstürmen zu massiven Waldschäden geführt und im Klimawandel wird sich diese Problematik weiter verschärfen. Für den Erhalt stabiler, multifunktionaler Wälder ist es somit von überragender Bedeutung, baumartenspezifische Mortalitätsraten klima- und witterungssensitiv abzuschätzen. Daher wurden an der NW-FVA erste Regressionsmodelle entwickelt, die Effekte wichtiger Faktoren auf die Mortalitätsrate von Buche, Eiche, Fichte und Kiefer quantifizieren. Die Modelle sind eine wichtige Grundlage für Baumartenempfehlungen, da mit ihrer Hilfe Klimafolgen für den Wald eingeschätzt und darauf aufbauend abgemildert werden können. Daher sollen die Modelle perspektivisch im Entscheidungsunterstützungssystem der NW-FVA integriert werden. Ein weiterer potentieller Anwendungsbereich sind mittel- bis langfristige Waldentwicklungs- und Holzaufkommensprognosen, die ohne die Berücksichtigung von klimabedingten Störungen bzw. Ausfallraten zunehmend unrealistisch werden würden. Im folgenden Beitrag wird exemplarisch das Modell für die Buche beschrieben.

Keywords: Rotbuche; Mortalitätsrate; klimasensitiv; Extremwetterereignisse; Waldzustandserhebung

## Abstract

The extreme dry and hot weather periods of recent years, in combination with winter storms, have led to massive forest degradations, and climate change will further exacerbate this trend. To maintain resistant and resilient multifunctional forests, it is therefore of paramount importance to estimate tree species-specific mortality rates sensitively to climate and weather conditions. Therefore, first regression models were developed at the NW-FVA that quantify the effects of important factors on the mortality rate of beech, oak, spruce and pine. The models are an important basis for tree species recommendations, as they can be used to assess climate impacts on forests and hence to develop mitigation measures. The models will therefore be integrated into the NW-FVA's decision support system. Another potential area of application are medium to long-term forest development and wood supply projections, which would become increasingly unrealistic without taking climate-related disturbances or failure rates into account. The following article exemplary describes the model for European beech.

Keywords: European beech; Mortality rate; climate sensitive; extreme weather events; Forest Health Survey

## 1 Einleitung

Die extremen Trocken- und Hitzeperioden der letzten Jahre haben im Zusammenspiel mit Winterstürmen zu massiven Waldschäden geführt und im Klimawandel wird sich diese Problematik weiter verschärfen (Patacca et al. 2022, Gregow et al. 2017, Seidl & Rammer 2017, Seidl et al. 2014, Seidl et al. 2011, Schuck & Schelhaas 2013, Schelhaas et al. 2003). Für den Erhalt stabiler, multifunktionaler Wälder ist es somit von überragender Bedeutung, baumartenspezifische Mor-

talitätsraten klima- und witterungssensitiv abzuschätzen. Daher wurden an der NW-FVA erste Regressionsmodelle entwickelt, die Effekte wichtiger Faktoren auf die Mortalitätsrate von Buche, Eiche, Fichte und Kiefer quantifizieren. Die Modelle sind eine wichtige Grundlage für Baumartenempfehlungen, da mit ihrer Hilfe Klimafolgen für den Wald eingeschätzt und darauf aufbauend abgemildert werden können. Daher sollen die Modelle perspektivisch im Entscheidungsunterstützungssystem der NW-FVA integriert werden. Ein weiterer potentieller Anwendungsbereich sind mittel- bis langfristige Waldentwicklungs- und Holzaufkommensprognosen, die ohne die Berücksichtigung klimabedingter Störungen bzw. Ausfallraten zunehmend unrealistisch werden würden. Im folgenden Beitrag wird exemplarisch das Mortalitätsmodell für die Buche beschrieben.

---

<sup>1</sup> Abteilung Waldwachstum  
NW-FVA  
Göttingen, Deutschland  
matthias.schmidt@nw-fva.de

## 2 Material und Methoden

Als Datengrundlage in Überlebenszeitanalysen und für Mortalitätsmodelle wird häufig die Waldzustandserhebung (WZE) verwendet, da das (überwiegend) jährliche Inventurintervall der WZE eine relativ hohe Genauigkeit bei der Ansprache von Absterbe- und Ausscheidegründen ermöglicht. Aufgrund des Inventurdesigns der Sechs-Baum-Stichprobe sind die resultierenden Schätzungen in Überlebenszeitanalysen und Mortalitätsmodellen als risikobedingte Flächenverluste über dem Alter bzw. jährliche Flächenverlustrate zu interpretieren (Staupendahl & Zucchini 2011).

Die Datengrundlage des hier vorgestellten Ansatzes umfasst die WZE der Trägerländer der NW-FVA (Niedersachsen, Hessen, Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein) und Brandenburgs, sodass relativ große klimatische Gradienten abgedeckt werden. Bisher konnten Prototypen für Buche, Eiche, Fichte und Kiefer entwickelt werden. Hier wird exemplarisch das vorläufige Modell für die Buche vorgestellt. Der WZE-Datensatz enthält 233.889 Beobachtungen von lebenden Buchen und 818 Beobachtungen von Buchen, die aufgrund von abiotischen oder biotischen Schadursachen abgestorben sind. Betrachtet wird der Zeitraum 1986 - 2022, wobei nicht für alle Bundesländer der gesamte Zeitraum abgedeckt ist. Die in den Waldzustandsberichten der NW-FVA vorgenommene Unterscheidung in *Absterben* (Baum ist aufgrund von Schadfaktoren abgestorben aber noch stehend vorhanden) und *Ausfall* (Baum ist aufgrund von Schadfaktoren abgestorben und bereits entnommen) spielt in der vorliegenden Untersuchung keine Rolle für die Definition der Mortalität. Allerdings dürfte die Ansprache der Schadfaktoren bzw. einer regulären Nutzung bei bereits entnommenen Bäume eine höhere Missklassifikationsrate aufweisen. Beobachtungen von Sturmschäden wurden bei der Modellierung nicht als Mortalität berücksichtigt, da ausschließlich die Effekte der Witterungsparameter Temperatur und Niederschlag bzw. Aridität auf die Mortalität analysiert werden sollten. Auch zeigten Analysen, dass sich die in der WZE erfassten Sturmschäden nur wenig differenziert anhand von Kovariablen einschätzen lassen. Sturmschäden wurden daher in der Analyse wie reguläre Nutzungen, d.h. als rechtszensiert betrachtet. Rechtszensierung beschreibt in der

Überlebenszeitanalyse das Ausscheiden von Individuen aufgrund von Ursachen, die nicht als Mortalität oder allgemeiner als "Event" definiert wurden (Kneib 2006). Im vorliegenden Fall wurden statt einer direkten Modellierung von Überlebenszeiten jährliche Mortalitätsraten geschätzt, aus denen sich Überlebenszeiten aber berechnen lassen. Durch diese Vorgehensweise kann die vergleichsweise einfache Methodik der Logistischen Regression mit binär verteilter Antwortvariable angewendet werden. Allerdings müssen sich Mortalitätsraten auf einen festen Zeitraum beziehen, damit sie interpretierbar sind. In der Datenbasis der WZE treten aber teilweise mehrjährige Intervalle auf, die von der üblichen 1-jährigen Aufnahme Frequenz abweichen. In diesen Fällen lassen sich die Mortalitäts- bzw. Ausscheidezeitpunkte nicht exakt einem Kalenderjahr zuordnen. In der vorliegenden Untersuchung wurde daher angenommen, dass die Mortalitäts- und Ausscheidezeitpunkte gleichverteilt innerhalb von mehrjährigen Inventurintervallen auftreten und die Zeitpunkte wurden über eine gleichverteilte Zufallszahl exakten Kalenderjahren zugewiesen. Zukünftig sollen aber statistische Ansätze verwendet werden, in denen unterschiedlich lange Inventurintervalle direkt berücksichtigt werden können (e. g. Yang & Huang 2013). Das generelle Problem, dass die Effekte von jahresspezifischen Faktoren wie Witterungsparametern bei mehrjährigen Inventurintervallen weniger gut analysiert werden können, lässt sich allerdings nicht lösen. Zur Datenanalyse wurden Verallgemeinerte Additive Modelle GAM unter Anwendung des Statistik-Paketes *mgcv* (Wood 2017) innerhalb der Statistiksoftware *R* (R Core Team 2023) verwendet. Die Parametrisierung als GAM ermöglicht es zu überprüfen, inwieweit Modelleffekte nicht-lineare Muster aufweisen. Die Modellselektion erfolgte auf Grundlage des bayesianischen Informationskriteriums *BIC* (Burnham & Anderson 2004). Zusätzlich wurde bei ähnlicher statistischer Modellgüte das Modell bevorzugt, dessen Effekte als sachlogisch plausibler beurteilt wurden. Abschließend wurde das final ausgewählte Modell unter Vorgabe von Monotoniebedingungen als GAM mit Nebenbedingungen *GAM\_con(straint)* mit Hilfe des *R*-Statistik-Paketes *gamlss* (Rigby & Stasinopoulos 2005) reparametrisiert, um sachlogisch plausible Effekte über die gesamten Datenbereiche der verwendeten Kovariablen zu gewährleisten.

Für realistische Projektionen wurde die Annahme steigender Mortalitätsraten mit steigenden Temperatursummen und zunehmender Trockenheit (sinkendem Niederschlag bzw. sinkendem Ariditätsindex) aus sachlogischen Gründen als notwendig erachtet. Als potentielle Einflussfaktoren wurden sowohl jährliche Temperatur- und Niederschlagssummen (Witterungsparameter), die über dynamisch berechnete Vegetationsperioden bilanziert wurden (Nuske 2017), als auch die zugehörigen 30-jährigen Mittelwerte (Klimaparameter) der Klimanormalperiode 1991 - 2020 geprüft. Als ein weiterer Parameter wurde ein einfacher Ariditätsindex als Quotient der Niederschlags- und Temperatursummen in jährlicher Auflösung berechnet sowie über den 30-jährigen Zeitraum gemittelt. Alle Witterungsparameter wurden für das Bezugsjahr der jeweiligen WZE und die 4 vorhergehenden Jahre berechnet, um verzögerte Effekte auf die Mortalität erfassen zu können. Für die Temperatursummenwerte erfolgte eine Strahlungskorrektur in Abhängigkeit von der Himmelsrichtung und Hangneigung. Zu diesem Zweck wurde der Algorithmus des Hydrologischen Modellsystems WaSiM-ETH (Schuller & Jasper 2007) zur physikalischen Korrektur von Tageswerten regressionsanalytisch für Vegetationsperiodenwerte adaptiert. Aufgrund der geringen Variabilität zwischen den Baumarten wurde für alle Baumarten die Vegetationsperiode der Fichte zur Bilanzierung verwendet. Auch würde die Verwendung von baumartenspezifischen Vegetationsperiodenwerten zu einer enormen Vergrößerung des für Projektionen notwendigen Datenumfanges führen. Alle jahresspezifischen Witterungsparameter gehen nicht mit ihren absoluten Werten sondern als Abweichungen gegenüber den 30-jährigen Mittelwerten der Temperatursumme  $Tempsum\_Veg_{1991-2020}$ , der Niederschlagssumme  $Precsum\_Veg_{1991-2020}$  bzw. des Ariditätsindex  $Ari\_Veg_{1991-2020}$  in die Modelle ein. Diese Vorgehensweise ist notwendig, um den starken gemeinsamen Höhengradienten der Witterungsparameter untereinander aber auch zu den Klimaparametern zu beseitigen. Durch die Reduktion der starken Kollinearität soll die Schätzung sachlogisch plausibler Effektverläufe erleichtert werden.

### 3 Ergebnisse

#### 3.1 Mortalitätsmodell

Als signifikante und relevante Einflussgrößen wurden:

- der langjährige Mittelwert der Temperatursumme in der Vegetationszeit der Fichte in der Klimareferenzperiode 1991-2020  $Tempsum\_Veg_{1991-2020}$
- die Temperatursumme in der Vegetationszeit der Fichte im Vorjahr der jeweiligen WZE als Abweichung gegenüber dem langjährigen Mittelwert der Klimareferenzperiode 1991-2020  $Abw\_Tempsum\_Veg_{t-1}$
- die Temperatursumme in der Vegetationszeit der Fichte 2 Jahre vor der jeweiligen WZE als Abweichung gegenüber dem langjährigen Mittelwert der Klimareferenzperiode 1991-2020  $Abw\_Tempsum\_Veg_{t-2}$
- die Temperatursumme in der Vegetationszeit der Fichte 3 Jahre vor der jeweiligen WZE als Abweichung gegenüber dem langjährigen Mittelwert der Klimareferenzperiode 1991-2020  $Abw\_Tempsum\_Veg_{t-3}$
- die Temperatursumme in der Vegetationszeit der Fichte 4 Jahre vor der jeweiligen WZE als Abweichung gegenüber dem langjährigen Mittelwert der Klimareferenzperiode 1991-2020  $Abw\_Tempsum\_Veg_{t-4}$
- der langjährige Mittelwert des Ariditätsindizes in der Vegetationszeit der Fichte der Klimareferenzperiode 1991-2020  $Ari\_Veg_{1991-2020}$ .
- der Ariditätsindex in der Vegetationszeit der Fichte 4 Jahre vor der jeweiligen WZE als Abweichung gegenüber dem langjährigen Mittelwert der Klimareferenzperiode 1991-2020  $Abw\_Ari\_Veg_{t-4}$
- das Baumalter zum Zeitpunkt der WZE

aufgrund von statistischen und sachlogischen Gesichtspunkten in der Modellselektion ausgewählt. Das abschließend ausgewählte GAM lässt sich wie folgt beschreiben:

$$\begin{aligned}
 g(\pi_{itk}) &= \alpha_0 \\
 &+ f_1(Tempsum\_Veg_{1991-2020_k}) \\
 &+ f_2(Abw\_Tempsum\_Veg_{t-1,k}) \\
 &+ f_3(Abw\_Tempsum\_Veg_{t-2,k}) \\
 &+ f_4(Abw\_Tempsum\_Veg_{t-3,k}) \\
 &+ f_5(Abw\_Tempsum\_Veg_{t-4,k}) \\
 &+ f_6(Ari\_Veg_{1991-2020_k}) \\
 &+ f_7(Abw\_Ari\_Veg_{t-4,k}) + f_8(Alter_{itk})
 \end{aligned} \tag{1}$$

wobei:  $\pi_{itk} = E(Y_{itk})$  mit  $Y_{itk} \sim \text{binomial}(1, \pi_{itk})$  und  $E(Y_{itk})$  dem Erwartungswert der Wahrscheinlichkeit für das Auftreten von Mortalität an Baum  $i$  im Jahr  $t$  auf WZE-Inventurplot  $k$

$g()$  der logistischen Verknüpfungsfunktion

$\alpha_0$  : Interzept

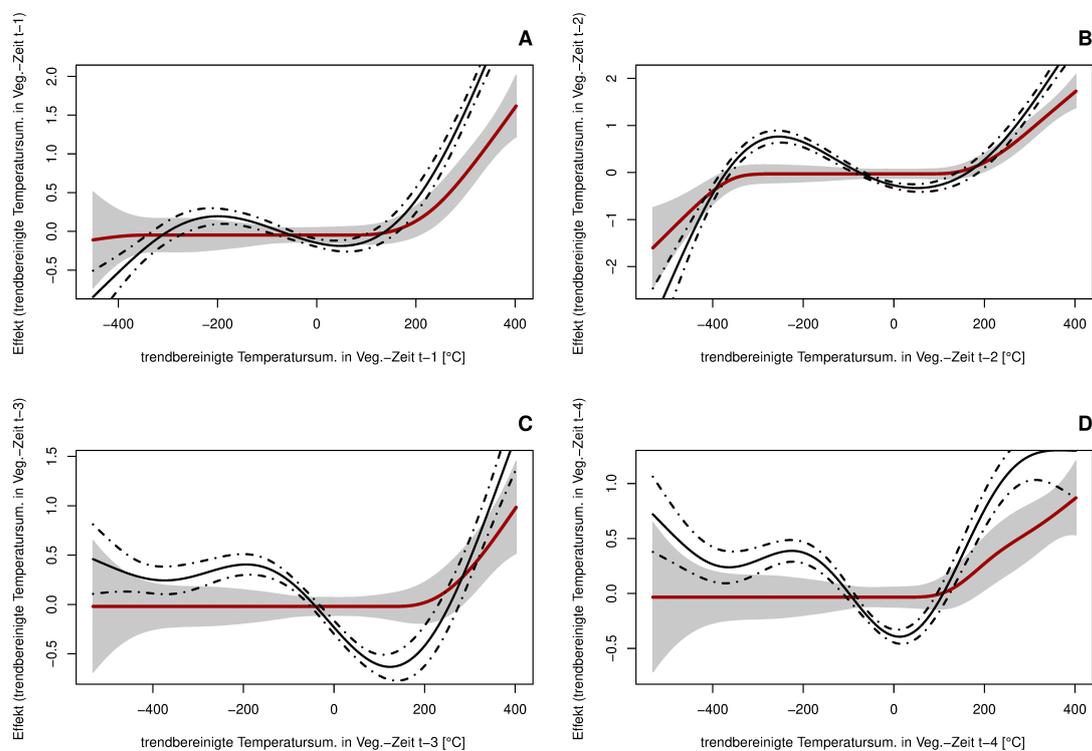
$f_1 \dots f_8$  : Eindimensionale penalisierte Regressionsplines mit Thin-Plate-Basis

$$\text{Ari\_Veg} = \text{Precsum\_Veg} / \text{Tempsum\_Veg}$$

Die Modelleffekte der beiden Modellvarianten GAM und GAM\_con werden zum Vergleich jeweils in einer Graphik abgebildet (Abbildung 1 / 2). Alle Modelleffekte des GAM weisen deutliche und signifikant nicht-lineare Muster auf. Auch bleiben die Effektmuster durch die Monotonievorgabe im GAM\_con weitgehend erhalten, die Effektstärke nimmt aber vor allem im warmen und trockenen Bereich mehr oder weniger stark ab. Die auftretenden Abweichungen

von monoton verlaufenden Verläufen in der Variante GAM werden als Störeffekte von nicht beobachteten Einflussgrößen interpretiert, sodass eine Vorgabe von Monotoniebedingungen gerechtfertigt erscheint. Die Modellvariante GAM weist eine erklärte Varianz von 8.11% und eine Area under Curve (AUC) von 0.79 auf, die in der Variante GAM\_con auf 0.68 absinkt.

Alle trendbereinigten Temperatursummen weisen in der Variante GAM tendenziell steigende Effekte auf, die allerdings mit zunehmender zeitlicher Distanz zum Bezugsjahr der jeweiligen WZE weniger ausgeprägt sind (Abbildung 1 A-D). In der Projektion wirken sich positive Abweichungen der Temperatursumme aus dem Vor- und Vorvorjahr somit stärker mortalitätserhöhend aus als aus den Jahren  $t-3$  und  $t-4$ . Die Vorgabe von Monotoniebedingungen in der Variante GAM\_Con verstärkt diesen Trend. In der Variante GAM\_Con tritt ein mortalitätserhöhender Effekt einheitlich für alle trendbereinigten Temperatursummen erst ab Werten von  $200^\circ\text{C}$  auf.



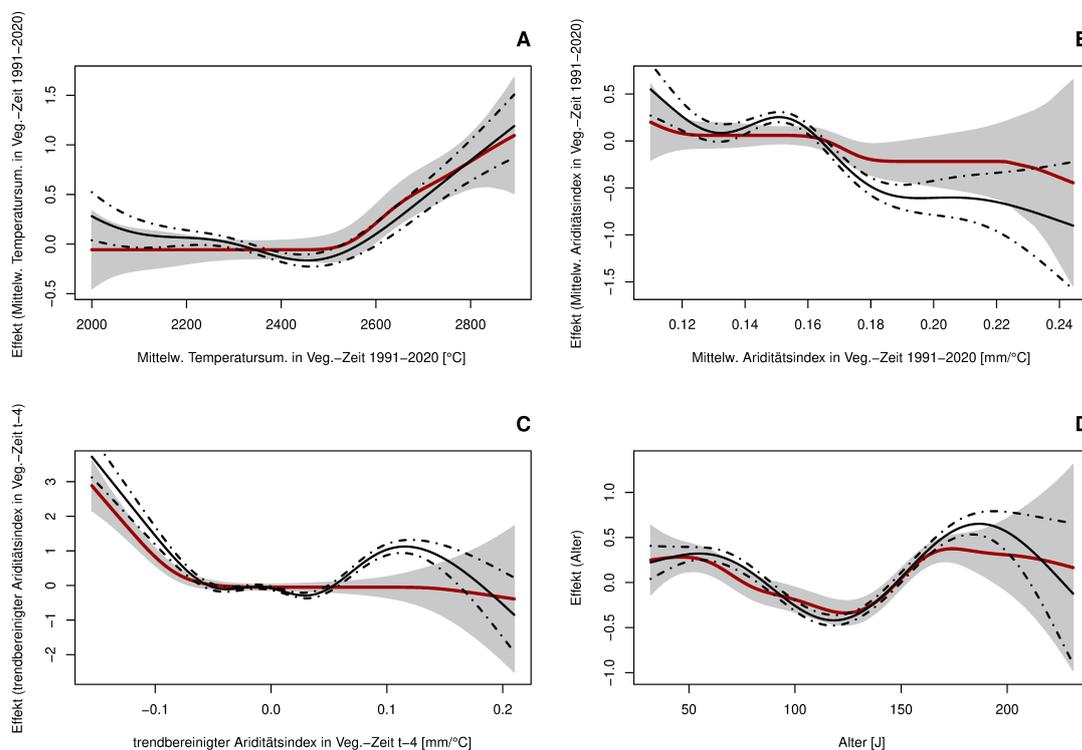
**Abbildung 1: Modelleffekte mit (GAM\_Con: rote Linie / grauer Konfidenzbereich) und ohne Monotoniebedingungen (GAM: schwarze durchgezogene Linie / Konfidenzbereich innerhalb der schwarzen punkt-gestrichelten Linien) der trendbereinigten Temperatursummen in der Vegetationszeit in den Jahren  $t-1$  (A),  $t-2$  (B),  $t-3$  (C) und  $t-4$  (D) vor dem Bezugsjahr  $t$  der WZE auf die jährliche Mortalitätswahrscheinlichkeit der Buche.**

In der Variante *GAM\_Con* tritt erst ab einer *Tempsum\_Veg\_1991-2020* von ca. 2500°C ein mortalitätserhöhender Effekt auf (Abbildung 2 A). Der Effekt des *Ari\_Veg\_1991-2020* ist in der Variante *GAM\_Con* schwach monoton fallend und sehr viel schwächer als der Effekt des trendbereinigten Ariditätsindex *Abw\_Ari\_Veg\_t-4* (Abbildung 2 B / C). Der Effekt des *Abw\_Ari\_Veg\_t-4* zeigt in beiden Modellvarianten erst unterhalb eines Wertes von ca. -0.075 überhaupt eine mortalitätserhöhende Wirkung, die in der Variante *GAM\_Con* etwas schwächer ausgeprägt ist. Unterhalb dieses Wertes und damit mit zunehmender Trockenheit nimmt der Effekt und damit die Mortalität bei sonst konstanten Bedingungen aber deutlich zu. Die Effekte der trendbereinigten Temperatursumme aus dem Bezugsjahr der WZE und weiterer trendbereinigter Ariditätsindizes aus dem Jahr *t* der WZE und den Jahren *t-1* bis *t-3* waren nur schwach ausgeprägt oder nicht plausibel und wurden daher in der Modellselektion ausgeschlossen. Die alternative Verwendung von Kovariablen auf Basis der *Precsum\_Veg* anstelle des *Ari\_Veg* resultierte in einer deutlich ge-

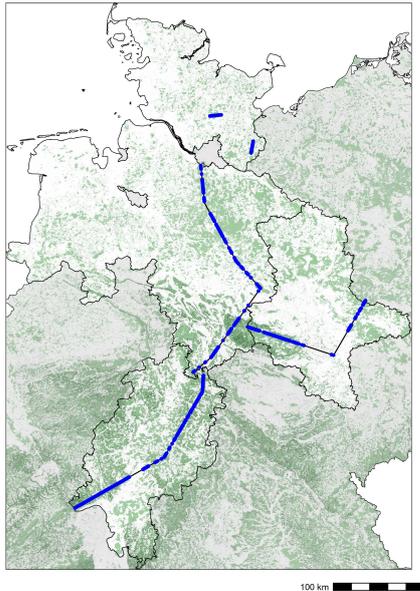
ringeren Modellgüte und weniger deutlichen Effektverläufen. Der Alterseffekt (Abbildung 2 D) ist relativ schwach ausgeprägt und zeigt in beiden Modellvarianten ein Minimum im Bereich von 125 Jahren. Ausgehend von diesem Alter steigt der Effekt und damit die Mortalitätsrate in beiden Modellvarianten hin zu jüngeren und älteren Bäumen hin an.

### 3.2 Sensitivitätsanalyse

Für eine Sensitivitätsanalyse werden im Folgenden Mortalitätsraten für die Buche für Waldstandorte mit unterschiedlichen klimatischen Bedingungen auf einem Transekt durch die Trägerländer der NW-FVA projiziert (Abbildung 3). Dabei wird an jedem Waldstandort eine Buchenbestockung unterstellt und die jeweiligen klimatischen und Witterungsbedingungen für Projektionen im Zeitraum 1981 - 2050 und 2031 - 2100 berücksichtigt. Die Buchen sind zum Beginn der Betrachtungszeiträume jeweils 81 Jahre und zum Ende 150 Jahre alt. Die Abschätzung erfolgt jedes Jahr wieder auf einer vollständigen Buchenbestockung ohne die Berücksichtigung vorhergehender Mortalität. Die Projektionen werden



**Abbildung 2:** Modelleffekte mit (*GAM\_Con*: rote Linie / grauer Konfidenzbereich) und ohne Monotoniebedingungen (*GAM*: schwarze durchgezogene Linie / Konfidenzbereich innerhalb der schwarzen punkt-gestrichelten Linien) der Klimaparameter *Tempsum\_Veg\_1991-2020* (A) und *Ari\_Veg\_1991-2020* (B), des Ariditätsindex in der Vegetationszeit im Jahr *t-4* vor dem Bezugsjahr *t* der WZE (C) und des Einzelbaumalters zum Zeitpunkte der WZE (D) auf die jährliche Mortalitätswahrscheinlichkeit der Buche.



**Abbildung 3:** Transekt durch Nordwestdeutschland, der für die Sensitivitätsanalyse des Modells zur Projektion der Buchenmortalität verwendet wurde. Für alle im Wald liegenden Punkte wurde eine Buchenbestockung unterstellt und die jeweiligen klimatischen und Witterungsbedingungen für die Projektionen verwendet.

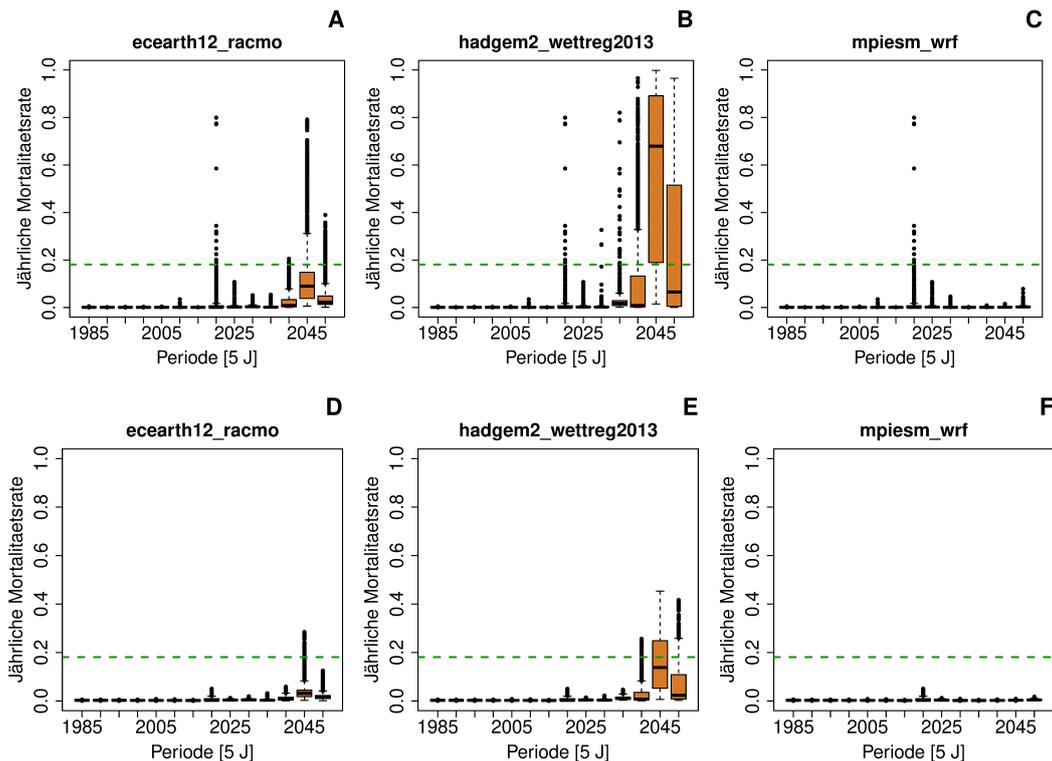
ohne Extrapolation durchgeführt, d.h. zukünftige Witterungswerte, die außerhalb der Parametrisierungsdaten liegen, haben eine Wirkung wie die Maximalwerte, die im Zeitraum 1986 - 2022 innerhalb der WZE beobachtet wurden. Es handelt sich somit um sehr konservative Projektionen.

Es wird deutlich, dass sich die durch die Variante GAM projizierten Mortalitätsraten bereits Mitte des 21-ten Jahrhunderts für weite Bereiche des Transektes extrem erhöhen, wenn ein pessimistischer Klimalauf aus dem ReKliEs-DE Kernensemble des globalen Emissionsszenarios RCP8.5 unterstellt wird (Abbildung 4 B). Aber selbst ein bzgl. der Witterungsgrößen mittlerer Klimalauf führt zu einem bisher nie beobachteten Schadniveau (Abbildung 4 A). Lediglich der günstigste Klimalauf des Kernensembles führt bis Mitte des 21-ten Jahrhunderts zu so gut wie keinen Veränderungen der Mortalitätsraten (Abbildung 4 C). Die projizierten Mortalitätsraten auf Basis der Variante GAM\_Con sind deutlich geringer (Abbildung 4 D, F). Hier spiegelt sich die deutlich geringere Sensitivität der Modelleffekte in dieser Variante wider (Abbildung 1 / 2) und nur der pessimistische Klimalauf zeigt bereits deutlich erhöhte Mortalitätsraten (Abbildung 4 E).

Für die zweite Hälfte des 21. Jahrhunderts werden durch die Variante GAM für weite Bereiche des Transektes extrem erhöhte Mortalitätsraten projiziert (Abbildung 5 A-C). Die Unterschiede zwischen den Klimäläufen sind zwar noch deutlich erkennbar, aber selbst der sehr günstige Klimalauf (Abbildung 5 C) resultiert gegenüber der aktuellen Situation in einer Vervielfachung der Mortalitätsraten. Im sehr pessimistischen Klimalauf gibt es ab es ab 2055 entlang des Transektes keinerlei Standorte mehr, auf denen die Buche nicht innerhalb weniger Jahre ausfällt (Abbildung 5 B). Im Klimalauf mit mittleren Bedingungen tritt dieses Muster zeitlich versetzt ab etwa 2080 auf (Abbildung 5 A). Die projizierten Mortalitätsraten auf Basis der Variante GAM\_Con sind deutlich geringer (Abbildung 5 D-F). Aber selbst der sehr günstige Klimalauf (Abbildung 5 F) weist immer noch sehr viele höhere Mortalitätsraten auf, als sie im Zeitraum 1986 - 2022 beobachtet wurden.

## 4 Diskussion

Die deutlichen Effekte von Witterungsparametern im Mortalitätsmodell der Buche heben sich von den Erkenntnissen in ähnlichen, aktuellen Forschungsansätzen ab (z. B. Kulha et al. 2023, Brandl et al. 2020, Neumann et al. 2017). Neben der größeren Wirkungsamplitude der Modelleffekte sind auch die relativ deutlichen Kippunkte, ab denen deutlich erhöhte Mortalitätsraten projiziert werden, in der statistischen Modellierung aktuell ein Alleinstellungsmerkmal. Die genannten Forschungsansätze, basieren auf Daten, die Gesamteuropa (Brandl et al. 2020, Neumann et al. 2017) bzw. Frankreich, Deutschland und Finnland (Kulha et al. 2023) abdecken, so dass ihre geringere Sensitivität nicht in einer geringeren Standortsamplitude begründet sein kann. Allerdings weisen die Datengrundlagen weitere Unterschiede auf, die als potentielle Ursachen für abweichende Modellverhalten in Frage kommen. Die Unterschiede betreffen sowohl die Zielvariable (Mortalitätsdefinition) als auch die Einflussgrößen. So enthält der Datensatz von Brandl et al. (2020) Sturmschäden. Im Datensatz von Kulha et al. (2023) werden Schäden aufgrund von größeren Störungen ausgeschlossen. Die Selektion erfolgt hier allerdings anhand eines gutachterlichen Grenzwertes des Schadprozentes und ohne eine Differenzierung nach biotischen und abiotischen Schadursachen. Während



**Abbildung 4:** Projizierte jährliche Mortalitätsraten auf Basis der Modellvariante GAM (A/B/C) und GAM\_Con (D/E/F) stratifiziert nach 5-Jahresperioden (Klassenobergrenzen) im Zeitraum 1981 - 2050 für Buche auf einem Transekt in Nordwestdeutschland (Abbildung 3) für drei Klimäläufe des ReKliEs-DE Kernensembles. Die Buchen sind zum Beginn des Betrachtungszeitraumes 81 Jahre und zum Ende 150 Jahre alt. Zu Vergleichszwecken ist die beobachtete Mortalitätsrate der Fichte im Zeitraum 2016-2020 dargestellt (grün-gestrichelte Linie).

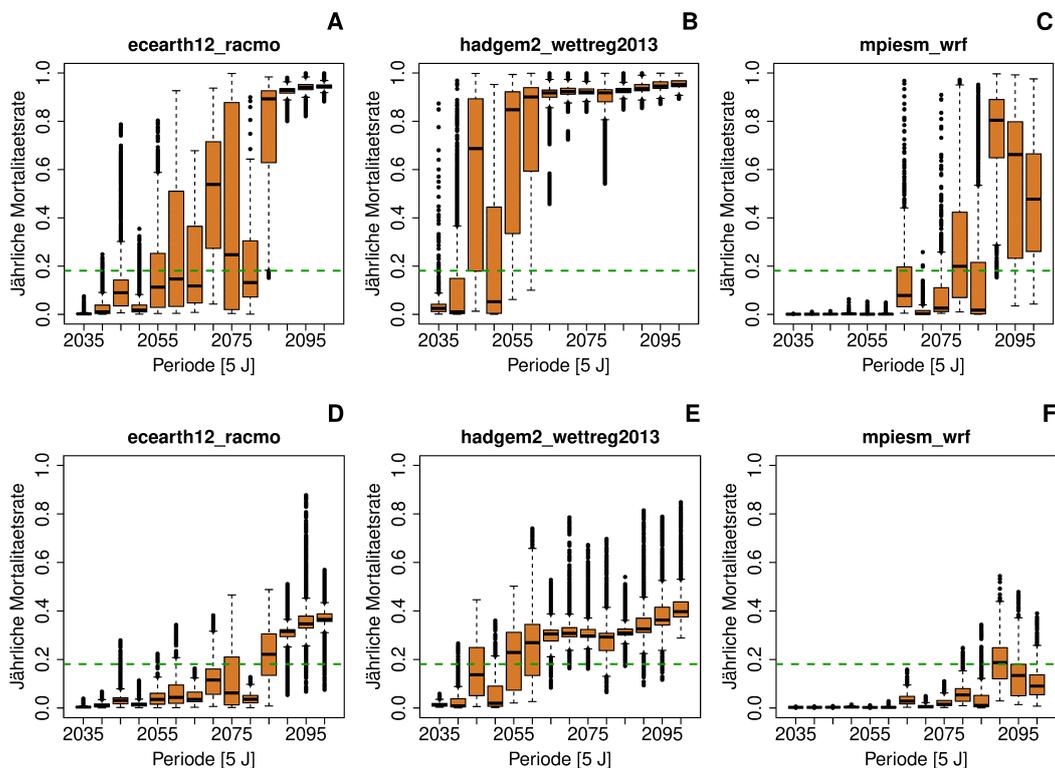
aber Sturmschäden mutmaßlich kaum mit Witterungsparametern wie vegetationszeitbezogenen Temperatursummen und Ariditätsweisern korreliert sind, kann für Kalamitäten aufgrund von biotischen Schadfaktoren ein enger Zusammenhang angenommen werden. Zielsetzung von Kuhla et al. (2023) ist es allerdings, abweichend zum hier vorgestellten Ansatz, eine witterungsbedingte Hintergrundmortalität ohne größere Störungseinflüsse zu beschreiben. Brandl et al. (2020) standen nur Daten ab 1994 bis einschließlich 2017 und damit ohne die Extremjahre ab 2018 zur Verfügung und es wurden keine Witterungs- sondern Klimaparameter der Periode 1970 - 2000 in einer räumlichen Auflösung von 1 x 1 km bzgl. ihrer Wirkung untersucht. Das Modell für die Buche (Brandl et al. 2020) enthält mit dem langjährigen Mittel der Maximaltemperatur des wärmsten Monats bzw. der Minimaltemperatur des kältesten Monats nur zwei Einflussgrößen. Kulha et al. (2023) differenzieren in ihrem Ansatz nicht nach Baumarten, was im Hinblick auf die unterschiedlichen Standortsansprüche der Baumarten die Modellergebnisse beeinflussen dürfte. Als Einflussgrößen werden, wie im

hier vorgestellten Ansatz, Witterungsparameter auch in Form von Abweichungen gegenüber langjährigen Mittelwerten verwendet. Klimaparameter werden jedoch nicht simultan geprüft. Ein weiterer Unterschied resultiert aus der Verwendung von Nationalen Waldinventuren als Datenbasis. Das Aufnahmeintervall liegt in den 3 berücksichtigten Ländern zwischen 5 und 10 Jahren, was die Identifikation der Effekte von Witterungsparametern erschweren dürfte. Brandl et al. 2020 und Neuner et al. 2017 verwenden WZE-Daten und Daten des Europäischen ICP Level I Netzes, so dass in der Regel ein 1-jähriges Aufnahmeintervall vorliegt. Neumann et al. (2017) entwickeln Modelle getrennt für 5 europäische Ökoregionen. Die Modelle enthalten neben dem Alter, Witterungsparameter in jährlicher Auflösung als Abweichungen zu langjährigen Mittelwerten. Somit weist der Ansatz bzgl. der Datenstruktur die größte Übereinstimmung mit dem hier vorgestellten Modell auf. Allerdings testen Neumann et al. (2017) keine langjährigen Klimaparameter und wie bei Kulha et al. (2023) werden die Analysen ohne eine Differenzierung nach Baumarten durchgeführt. Die Modelle in

den 5 europäischen Ökoregionen weisen insgesamt deutlich höhere Sensitivitäten als die Ansätze von Kulha et al. (2023) bzw. Brandl et al. (2020) auf. Die Sensitivität des hier vorgestellten Buchenmodells wird aber nicht erreicht. Zu dem treten bspw. im Modell für die Ökoregion Zentrales Westeuropa Wirkungsmuster auf die teilweise nicht sachlogisch erscheinen. So werden umso höhere Mortalitätsraten projiziert, je höhere Winter- und Frühjahrsniederschläge im Vorjahr auftreten sind. Im Gegensatz zum hier vorgestellten Ansatz werden in den zitierten Vergleichsstudien keine ausgeprägten Kippunkte in den Modelleffekten modelliert. Allerdings werden in den verwendeten Modellansätzen ausschließlich lineare Modelleffekte beschrieben und es ist nicht ersichtlich, inwieweit eine Überprüfung nicht-linearer Zusammenhänge stattgefunden hat. Demgegenüber können Modelleffekte in GAM umfassend auf Nicht-Linearität geprüft werden (Wood 2017).

## 5 Ausblick

Die Projektionen von Mortalitätsraten bzw. aus ihnen abgeleiteter Überlebenszeiten sollen mittelfristig als ein weiteres Kriterium der Baumarten- bzw. WEZ-Wahl verwendet werden (WEZ: Waldentwicklungsziel, waldbauliche Definition von Mischbeständen anhand von Mischungsanteilen, Produktionszielen etc.). Die derzeitigen Modellprototypen projizieren mit Ausnahme der Modellvariante *GAM\_Con* in Kombination mit dem günstigsten Klimalauf (Abbildung 5 F) Mortalitätsraten, die einen Verlust der Buche auf einem Großteil der Waldfläche bis spätestens Ende des Jahrhunderts bedeuten würden. Allerdings sind die Unsicherheiten der Projektionen aktuell noch sehr hoch. Die Unsicherheit betrifft vor allem das Ausmaß der Mortalitätsraten und weniger das generelle Muster. So führt beispielsweise die Vorgabe von Monotoniebedingungen im *GAM\_Con* zu der bereits beschriebenen Abschwächung der Modelleffekte, die in starken Unterschieden zwischen den Projektionen auf Basis von *GAM* bzw. *GAM\_Con* resultieren (Abbildung 4 / 5). Daher sollen in den nächsten Jahren



**Abbildung 5:** Projizierte jährliche Mortalitätsraten auf Basis der Modellvariante *GAM* (A/B/C) und *GAM\_Con* (D/E/F) stratifiziert nach 5-Jahresperioden (Klassenobergrenzen) im Zeitraum 2031 - 2100 für Buche auf einem Transekt in Nordwestdeutschland (Abbildung 3) für 3 Klimaläufe des ReKliEs-DE Kernensembles. Die Buchen sind zum Beginn des Betrachtungszeitraumes 81 Jahre und zum Ende 150 Jahre alt. Zu Vergleichszwecken ist die beobachtete Mortalitätsrate der Fichte im Zeitraum 2016-2020 dargestellt (grün-gestrichelte Linie).

dauerhaft Reparametrisierungen auf der Grundlage zukünftiger Waldzustandserhebungen erfolgen, in denen sich das Schädgeschehen aller Voraussicht nach verstetigen und für alle Baumarten auf allerdings sehr unterschiedlichem Niveau intensivieren wird. Eine Verwendung der Projektionen für eine relative Differenzierung der Standorte bzgl. der Baumarteneignung erscheint aktuell aber schon möglich. Allerdings sollte vorweg noch differenziert analysiert werden, wie sich die unterschiedlichen Standorte bzgl. der Mortalitätsraten unterscheiden. Auch werden in den derzeitigen Modellen keinerlei Effekte von Bodenparametern bspw. zur Erfassung des Geländewasserhaushaltes beschrieben, da derzeit keine einheitliche Datengrundlage für die Trägeländer der NW-FVA zur Verfügung steht. Eine Erweiterung diesbezüglich ist in einem bereits angelaufenen Forschungsprojekt im Rahmen des Waldklimafonds (FKZ: 2220WK41F4) für 2024/25 geplant.

## 6 Literatur

- Brandl, S.; Paul, C.; Knoke, T.; Falk, W. (2020): The influence of climate and management on survival probability for Germany's most important tree species. *Forest Ecology and Management* 458, DOI: 10.1016/j.foreco.2019.117652
- Burnham, K.P.; Anderson, D.R. (2004): Multimodel inference: understanding AIC and BIC in model selection. *Sociol Method Res*, 33 (2). DOI: 10.1177/0049124104268644
- Gregow, H.; Laaksonen, A.; Alper, ME. (2017): Increasing large scale windstorm damage in Western, Central and Northern European forests, 1951-2010. *Scientific Reports* 7: 46397. DOI: 10.1038/srep46397
- Kulha, N.; Honkaniemi, J.; Barrere, J.; Brandl, S.; Cordonnier, T.; Korhonen, K.T.; Kunstler, G.; Paul, C.; Reineking, B.; Peltoniemi, M. (2023): Competition-induced tree mortality across Europe is driven by shade tolerance, proportion of conspecifics and drought. *Journal of Ecology* 111. DOI: 10.1111/1365-2745.14184
- Neumann, M.; Mues, V.; Moreno, A.; Hasenauer, H.; Seidl, R. (2017): Climate variability drives recent tree mortality in Europe. *Global Change Biology* 23. DOI: 10.1111/gcb.13724
- Nuske, R. (2017): vegperiod: Determine Thermal Vegetation Periods [Software]. Zenodo. DOI: 10.5281/zenodo.1466541
- Patacca, M.; Lindner, M.; Lucas-Borja, M. E.; Cordonnier, T.; Fidej, G.; Gardiner, B.; Hauf, Y.; Jasinevicius, G.; Labonne, S.; Linkevičius, E.; Nieberg, M.; Milanovic, S.; Nabuurs, G.-J.; Nagel, T.; Nikinmaa, L.; Panayotov, M.; Bercak, R.; Seidl, R.; Ostrogović Sever M.; Schelhaas, M.-J. (2023): Significant increase in natural disturbance impacts on European forests since 1950. *Global Change Biology*. 29. DOI: 10.1111/gcb.16531.
- R Core Team (2023): R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<https://www.R-project.org/>>
- Rigby, R.A.; Stasinopoulos, D.M. (2005): Generalized additive models for location, scale and shape, (with discussion), *Appl. Statist.* 54, part 3. DOI: 10.1111/j.1467-9876.2005.00510.x
- Schelhaas, M.-J.; Nabuurs, G.-J.; Schuck, A. (2003): Natural disturbances in the European forests in the 19th and the 20th centuries. *Global Change Biology* 9. DOI: 10.1046/j.1365-2486.2003.00684.x
- Schuck, A.; Schelhaas, M.-J. (2013): Storm damage in Europe – An overview. In *What Science Can Tell Us. Living with Storm Damage to Forests*. Gardiner, B.; Schuck, A.; Schelhaas, M.J.; Orazio, C.; Blennow, K.; Nicoll, B. (Hrsg.) European Forest Institute: Barcelona, Spain.
- Schulla, J.; Jasper, K. (2007): Model description wasim-eth. Institute for Atmospheric and Climate Science, Swiss Federal Institute of Technology, Zürich.
- Seidl, R.; Rammer, W. (2017): Climate change amplifies the interactions between wind and bark beetle disturbances in forest landscapes. *Landscape Ecology* 32. DOI: 10.1007/s10980-016-0396-4
- Seidl, R.; Schelhaas, M.J.; Rammer, W.; Verkerk, P.J. (2014): Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nature Climate Change* 4. DOI: 10.1038/nclimate2318.
- Seidl, R.; Schelhaas, M.-J.; Lexer, M.J. (2011): Unraveling the drivers of intensifying forest disturbance regimes in Europe. *Global Change Biology* 17, DOI: 10.1111/j.1365-2486.2011.02452.x
- Wood, S. N. (2017): Generalized additive models: an introduction with R. CRC press.
- Yang, Y.; Huang, S. (2013): A Generalized Mixed Logistic Model for Predicting Individual Tree Survival Probability with Unequal Measurement Intervals. *Forest Science* 59 (2). DOI: 10.5849/forsci.10-092

# Baumwachstum unter natürlichen und menschlichen Störungen am Beispiel der Entlaubung von Eichen durch den Schwammspinner

Torben Hilmers<sup>1</sup>, Hans Pretzsch<sup>1,2</sup>

## Abstract

In dieser Studie untersuchten wir die unmittelbaren und kurzfristigen Auswirkungen einer Entlaubung von Eichen (*Quercus robur* L. und *Quercus petraea* M.) durch den Schwammspinner (*Lymantria dispar*) auf den Durchmesserzuwachs in einem umfangreichen Feldexperiment in Südostdeutschland. Besonderes Augenmerk legten wir auf das Zusammenspiel zwischen der Entlaubung und der Wasserverfügbarkeit während der Entlaubungsperiode. Zudem analysierten wir retrospektiv anhand von Bohrkernmessungen, wie sich die Entlaubung auf den Durchmesserzuwachs von Eichen auswirkte. In unserem Experiment beobachteten wir über einen Zeitraum von drei Jahren nach einem massiven Befall durch den Schwammspinner das Wachstum von 880 Eichen in 44 vorwiegend von Eichen dominierten Gebieten. Für diese Beobachtungen setzten wir dauerhaft installierte Umfangsmessbänder ein. In der Hälfte der Gebiete kamen Insektizide zum Einsatz, um einige Bäume vor Entlaubung zu schützen. Die Entlaubungsintensität überwachten wir anschließend Satellitengestützt (Sentinel I) in allen Gebieten. Die Ergebnisse zeigten, dass die Entlaubung durch den Schwammspinner den Durchmesserzuwachs der Eichen im Ausbruchsjahr signifikant reduzierte, mit einer Verringerung zwischen 10-60%, je nach Intensität der Entlaubung. Diese Wachstumsreduktion wurde durch eine erhöhte Wasserverfügbarkeit während des Ausbruchsjahres noch verstärkt. Im Jahr nach dem Befall unterschied sich das Wachstum der nur leicht entlaubten Eichen nicht mehr von dem der unentlaubten Bäume. Dagegen zeigten stark entlaubte Eichen weiterhin eine signifikante Reduktion des Wachstums von 10-30%. Unabhängig vom Grad der Entlaubung konnte zwei Jahre nach dem Ereignis keine weitere Reduktion des Wachstums im Vergleich zu den Kontrollbäumen festgestellt werden. Unsere zusätzlichen retrospektiven Analysen, die Bohrkernproben von Eichen nach einem Entlaubungsereignis unter verschiedenen klimatischen Bedingungen berücksichtigten, bestätigten ein ähnliches Muster der Wachstumserholung nach der Entlaubung durch den Schwammspinner. Diese Ergebnisse bestätigen die breite zeitliche Übertragbarkeit unserer experimentellen Befunde.

Schlüsselwörter: Entlaubung; *Lymantria dispar*; Eiche; Wachstum; multiple Stressoren

## 1 Einleitung

Die Entlaubung durch Insekten, insbesondere durch den Schwammspinner (*Lymantria dispar*), ist eine bedeutende Störung, die das Wachstum von Bäumen beeinträchtigt und eine Reihe von Auswirkungen hat. Diese reichen von einer verringerten Waldproduktivität (Clark et al. 2010),

bis hin zu Veränderungen in den Kronenhabitaten und ihren klimatischen Pufferkapazitäten (Lovett et al. 2006, DeFrenne et al. 2021). Interessanterweise können durch Insekten verursachte Entlaubungsereignisse auch positive ökologische Dynamiken in Waldbeständen auslösen (Fajvan und Wood 1996). Sie können zur Veränderung der Artenzusammensetzung führen und die Einleitung neuer Kohorten bewirken, was eine Diversifizierung in Reinbeständen anregen kann.

Obwohl es eine umfangreiche Literatur zu diesem Thema gibt (siehe z. B. D'Andrea et al. 2019; Jacquet et al. 2012; Wiley et al. 2017), sind replizierte experimentelle Studien, die die Auswirkungen von Entlaubung auf Bäume oder ganze Waldbestände untersuchen, selten. Unsere Forschung fügt sich in diesen Kontext ein und ist besonders hervorzuheben, da sie die Reduktion des Durchmesserzuwachses von Eichen (*Quercus robur* L. und *Quercus petraea* M.) quantifiziert und die Erholung über zwei Jahre verfolgt. Wir berücksich-

---

<sup>1</sup> Lehrstuhl für Waldwachstumskunde  
Forschungsdepartment Life Science Systems  
TUM School of Life Science  
Technische Universität München  
Freising, Deutschland  
torben.hilmers@tum.de

<sup>2</sup> Sustainable Forest Management Research  
Institute iuFOR  
University Valladolid,  
Valladolid, Spain  
hans.pretzsch@tum.de

tigen dabei verschiedene Entlaubungsintensitäten und die Wasserverfügbarkeit, was unserer Studie eine mehrdimensionale Perspektive verleiht (Gandhi und Herms 2010; Jactel et al. 2012).

Angesichts des Klimawandels und der zunehmenden Bedeutung der Eiche in Mitteleuropa (Mette et al. 2013, Pretzsch et al. 2013a), ist unsere Forschung besonders relevant. Die Eiche wird aufgrund ihrer Dürretoleranz und phänologischen Plastizität (Kremer und Hipp 2020; Schroeder et al. 2021) als Schlüsselart angesehen. Der Schwammspinner, ein bedeutender Entlauber in Laubwäldern weltweit (Montgomery und Wallner 1988), verursacht in seinem natürlichen Verbreitungsgebiet sowie als invasive Art in Nordamerika erhebliche Schäden. Zunehmende Entlaubungsereignisse und Ausbruchsfrequenzen wurden in verschiedenen Regionen beobachtet (Zúbrik et al. 2021; McManus und Csóka 2007; Siliņš et al. 2021).

Die Auswirkungen der Entlaubung durch den Schwammspinner auf das Eichenwachstum wurden in Nordamerika umfassend dokumentiert (Fajvan et al. 2008; Henningar et al. 2007; Baker 1941), während in Europa weniger Forschung dazu existiert (Fratzian 1973; Magnoler und Cambini 1973). Unsere Studie adressiert diese Forschungslücke und untersucht die Auswirkungen der Entlaubung auf den Durchmesserzuwachs von Eichen, ein Schlüsselaspekt für das Forstmanagement und die Ökosystemfunktionen (Dieler et al. 2017; Yaffee 1999; Haberl 1997; McNaughton et al. 1989; Alcamo et al. 2003).

Für unsere Studie untersuchten wir zwei Standorte in Nordwestbayern, Deutschland, und führten ein Entlaubungsexperiment in 44 Eichenbeständen durch, die entweder ein hohes oder niedriges Entlaubungsrisiko aufwiesen. Die Hälfte der Flächen wurde anschließend mit einem Insektizid behandelt. Wir maßen den Durchmesserzuwachs von 880 Eichen und überwachten die Entlaubungsintensität mittels Satellitendaten (Sentinel I). Dabei testeten wir folgende Hypothesen:

- (H1) Der Durchmesserzuwachs der Eiche wird durch eine Entlaubung signifikant reduziert.
- (H2) Die Reduktion des Durchmesserzuwachses verstärkt sich mit zunehmender Entlaubungsintensität.

- (H3) Hohe Wasserverfügbarkeit mildert die Auswirkungen der Entlaubung auf den Durchmesserzuwachs.
- (H4) Signifikante Wachstumsverluste bleiben mehrere Jahre nach einem Entlaubungsereignis bestehen.

Zusätzlich untermauerten wir unsere experimentellen Ergebnisse durch eine retrospektive Analyse mit Bohrkernproben von 100 Eichen, die 1994 einem Schwammspinner-Ausbruch ausgesetzt waren, um die zeitliche Übertragbarkeit unserer Erkenntnisse zu bestätigen.

## 2 Material und Methoden

Für unser Entlaubungsexperiment wählten wir eine Region im nordwestlichen Bayern aus, die sich über eine Fläche von 2400 km<sup>2</sup> erstreckt und von Eichen dominierte Wälder umfasst (Abbildung 1). Diese Wälder waren zwischen 2018 und 2020 besonders stark von einem Schwammspinnerbefall betroffen. Die Studie konzentrierte sich dabei auf das Jahr 2019, in dem der Befall in unseren ausgewählten Parzellen am intensivsten war.

Unser Studiendesign beinhaltete elf Blöcke mit je vier Waldparzellen (Abbildung 1, Tabelle 1). In jedem Block wählten wir zwei Parzellen mit hohem und zwei mit niedrigem Entlaubungsrisiko aus. Die Risikoeinschätzung basierte auf einem Index, der die Dichte der Schwammspinnereigelege pro Eichenstamm und weitere Variablen wie die Vitalität des Baumes und die Ausbruchsgeschichte berücksichtigte (Leroy et al. 2021). Die Hälfte der Flächen wurde mit einem Insektizid behandelt. In jeder Parzelle identifizierten wir 20 zentrale Eichen entlang von vier Transekten. Wir maßen regelmäßig den Stammdurchmesser dieser Bäume, um den jährlichen Zuwachs über einen Zeitraum von drei Jahren (2019-2021) zu erfassen.

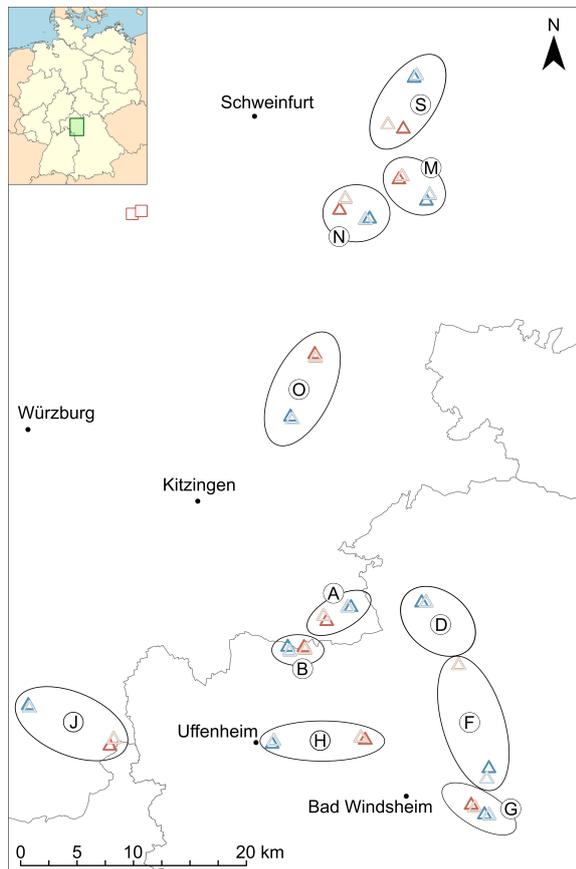
Für die Behandlung der Parzellen verwendeten wir das Insektizid Tebufenozid, das mittels Hubschrauber über den Parzellen ausgebracht wurde, um eine Entlaubung zu verhindern. Die Effekte unserer Maßnahmen wurden sowohl in behandelten als auch in unbehandelten Parzellen innerhalb eines definierten 4,5 ha großen Bereichs um den Mittelpunkt jeder Parzelle herum untersucht.

**Tabelle 1: Detaillierte Beschreibung der Bestandsmerkmale der Parzellen des Entlaubungsexperiment. N, Anzahl der Bäume pro Hektar; dq, Grundflächenmittelstamm (cm); hg, Baumhöhe entsprechend dg (m); G, Bestandesgrundfläche ( $m^2 ha^{-1}$ ); V, Vorrat ( $m^3 ha^{-1}$ ).**

Parzelle	Baumarten <sup>1</sup>	Boden <sup>2</sup>	N ( $ha^{-1}$ )	dg (cm)	hg (m)	G ( $m^2 ha^{-1}$ )	V ( $m^3 ha^{-1}$ )
AHC	Eiche	C-S	713	20.2	15.9	27.5	218
AHM	Eiche	R-C-Rd-P	339	27.7	19.6	23.5	230
ALC	Eiche / HBu	R-C-Rd-P	603	20.7	17.2	27.8	239
ALM	Eiche / HBu	R-C	476	23.5	17.6	30.1	265
BHC	Eiche	C-S	314	27.5	18.8	22.5	211
BHM	Eiche-Bu	C-S	459	26.3	20.6	30.5	314
BLC	Eiche	S-C	406	25.1	19.5	23.8	232
BLM	Eiche	C-S	622	23.2	20.2	30.3	305
DHC	Eiche / HBu	S-C-Rd-P	615	23.8	18.2	40.1	365
DHM	Eiche / HBu	S-C-Rd-P	357	26.5	18.6	27.7	258
DLC	Eiche / HBu	S-C-Rd-P	753	21.6	17.2	38.9	334
DLM	Eiche / HBu	S-C-Rd-P	744	19.9	15.7	35.3	276
FHC	Eiche-Bu	C-P-R-Pd	243	31.1	21.2	22.7	240
FHM	Eiche-Bu	C-S-R-P	467	25.1	19.0	36.4	346
FLC	Eiche-Bu	C-Pd	200	40.9	26.8	27.8	373
FLM	Eiche-Bu	C-Pd-S	244	36.4	24.4	29.0	353
GHC	Eiche-Bu	S-C	438	23.8	16.0	28.8	231
GHM	Eiche-Bu	S-C	261	33.5	21.8	27.7	301
GLC	Eiche / HBu	C-S	513	22.0	17.2	30.1	258
GLM	Eiche / HBu	C-S	632	19.4	16.1	29.0	233
HHC	Eiche-Bu / HBu	C	437	29.1	22.0	33.6	370
HHM	Eiche-Bu / HBu	Rd-C-S	528	24.9	19.1	31.5	301
HLC	Eiche / Li	Rd-C	503	26.5	21.0	29.0	305
HLM	Eiche / Li	Rd-C	640	24.7	20.2	34.3	346
JHC	Eiche (mixed)	R-C	552	25.5	19.8	35.2	348
JHM	Eiche (mixed)	R-C	718	20.8	19.0	29.7	281
JLC	Eiche (mixed)	S-C	382	26.7	22.1	25.8	285
JLM	Eiche (mixed)	S-C	294	31.7	22.3	31.9	357
MHC	Eiche / HBu	C-S	512	27.2	21.2	41.7	443
MHM	Eiche / HBu	C-S	323	30.2	22.1	28.7	318
MLC	Eiche / HBu	C-S	503	27.7	20.7	39.1	405
MLM	Eiche / HBu	C-S	369	30.2	19.5	35.1	342
NHC	Eiche / Ah-HBu	R-P-S	475	25.0	17.8	28.6	254
NHM	Eiche / Ah-HBu	R-P-C	359	25.6	18.2	25.1	228
NLC	Eiche / Ah-HBu	G-S-C	433	25.1	18.1	30.1	273
NLM	Eiche / Ah-HBu	G-S-C	293	29.1	19.9	24.9	247
OHC	Eiche / Ah	C-S	394	27.0	18.5	29.0	267
OHM	Eiche / Ah	C-S	672	23.2	17.1	36.1	309
OLC	Eiche / Li	S-C	214	33.9	23.2	23.8	276
OLM	Eiche / Li	S-C	190	33.3	22.4	20.5	231
SHC	Eiche-Bu / HBu	C-S	296	31.7	21.5	32.6	350
SHM	Eiche-Bu / HBu	C-S	325	28.6	20.8	30.1	313
SLC	Eiche-Bu / HBu	C	312	30.1	23.3	26.9	314
SLM	Eiche-Bu / HBu	C-S	298	29.2	23.2	26.3	305

<sup>1</sup> Vorherrschende Baumart (Ober- / Unterstand); Eiche (Quercus sp.), Bu = Rotbuche (Fagus sylvatica), Hbu = Hainbuche (Carpinus betulus), Li = Linde (Tilia sp.), Ah = Feldahorn (Acer campestre). <sup>2</sup> Bodentyp; C = Cambisol, G = Calcareous gley, P = Pelosol, Pd = Podzol, R = Regosol, Rd = Rendzina, S = Stagnosol; Datenquelle: Bayerisches Landesamt für Umwelt, [www.lfu.bayern.de](http://www.lfu.bayern.de).

Um die Baumcharakteristika und die Waldstruktur zu ermitteln, setzten wir terrestrisches Laserscanning ein. Für die Quantifizierung der Entlaubungsintensität nutzten wir Sentinel-1 C-Band SAR-Daten und berechneten ein relatives Entlaubungsmaß, das von 0 (keine Entlaubung) bis 1 (absolute Entlaubung) reicht (Bae et al. 2022, Leroy et al. 2023).



**Abbildung 1:** Karte des Studiendesigns des Entlaubungsexperiments (Ellipsen mit Dreiecken) und der retrospektiven Analysen (rote Rechtecke). Ellipsen mit Großbuchstaben bezeichnen die Versuchsblöcke des Entlaubungsexperiment. Parzellen mit hohem Entlaubungsrisiko sind rot dargestellt, Parzellen mit geringem Entlaubungsrisiko blau. Hellere Farben zeigen die Behandlung mit Insektiziden an, dunklere Farben die ungespritzten Kontrollen. Hinweis: Drei Parzellen (eine in Block F, zwei in Block D) sind nicht auf der Karte dargestellt, da die örtlichen Landbesitzer nur unter der Bedingung zugestimmt haben, an dem Versuch teilzunehmen, dass die genaue Lage ihrer Bestände nicht veröffentlicht wird. Die beiden roten Rechtecke stellen die Parzellen für die retrospektiven Analysen dar.

In unserer retrospektiven Analyse verwendeten wir Bohrkernproben von zwei zusätzlichen Eichenbeständen (Abbildung 1), die 1994 einem Schwammspinner-Ausbruch unter anderen Witterungsbedingungen ausgesetzt waren. In einem

dieser Bestände wurde die Schwammspinnerpopulation damals mit Insektiziden unterdrückt, während der andere Bestand nicht behandelt wurde und stark entlaubt wurde. Da diese beiden zusätzlichen Eichenbestände zum Zeitpunkt des Schwammspinner-Ausbruchs 1994 jedoch nicht experimentell untersucht wurden, liegen leider keine Daten über die genaue Intensität der Entlaubung im Jahr 1994 vor. Wir verglichen die Daten mit den Erkenntnissen aus unserem Entlaubungsexperiment, um die zeitliche Übertragbarkeit unserer Ergebnisse zu überprüfen. Wir sammelten Proben von 100 dominanten Bäumen und analysierten deren Jahrringbreiten.

Für die klimatischen Bedingungen nutzten wir Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD 2021a, 2021b), um den Einfluss der Wasserverfügbarkeit auf die Beziehung zwischen Entlaubung und Durchmesserzuwachs zu untersuchen. Der Standardized Precipitation Evapotranspiration Index (SPEI; Beguería and Vicente-Serrano 2017, Vicente-Serrano et al. 2010) wurde verwendet, um trockene und feuchte Perioden zu identifizieren und die klimatische Wasserbilanz zu bewerten.

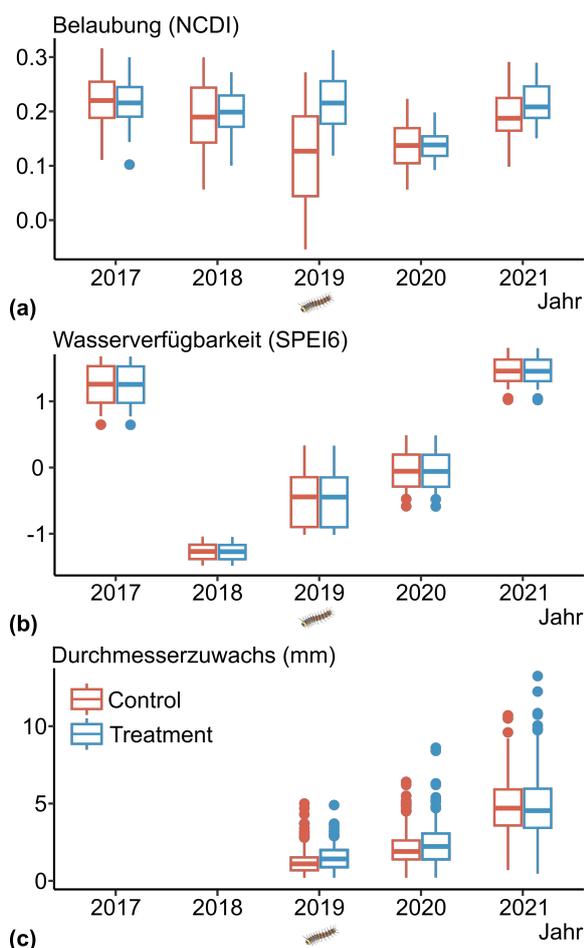
Schließlich führten wir statistische Analysen durch, indem wir lineare gemischte Modelle (Bates et al. 2015, Kuznetsova et al. 2017, Lenth 2022, Mehtätalo und Kansanen 2022) verwendeten, um die Auswirkungen der Entlaubung auf den Durchmesserzuwachs zu bewerten und zu testen, ob der Durchmesserzuwachs mit zunehmender Entlaubungsintensität abnahm und inwieweit die Wasserverfügbarkeit diese Beziehung beeinflusste. Wir untersuchten auch die zeitlichen Auswirkungen der Entlaubung auf den Durchmesserzuwachs in den folgenden Jahren und verglichen diese mit den Auswirkungen eines früheren Schwammspinner-Ausbruchs im Jahr 1994.

### 3 Ergebnisse

In unserem Entlaubungsexperiment zeigten die gesammelten Daten eine beträchtliche Variation sowohl im Durchmesserzuwachs als auch in der Entlaubung der untersuchten Eichen während des Schwammspinner-Ausbruchs 2019. Wir stellten fest, dass unbehandelte Eichen Entlaubungsintensitäten von bis zu 97,4% aufwiesen, wohingegen die Eichen, die eine Insektizidbehandlung erhielten, deutlich geringere Entlau-

bungsraten von maximal 24,2% zeigten. Diese Ergebnisse verdeutlichen die Wirksamkeit der Insektizidbehandlung (Abbildung 2).

Bezüglich der Wasserverfügbarkeit, gemessen als SPEI6, zeigten beide Gruppen ähnliche Werte. Interessanterweise war der Durchmesserzuwachs der Bäume im Jahr des Ausbruchs für beide Gruppen deutlich geringer, besonders bei den unbehandelten Eichen. In den Jahren 2020 und 2021, also nach dem Ausbruch, stieg der Durchmesserzuwachs wieder an und verlief fast parallel (Abbildung 2).



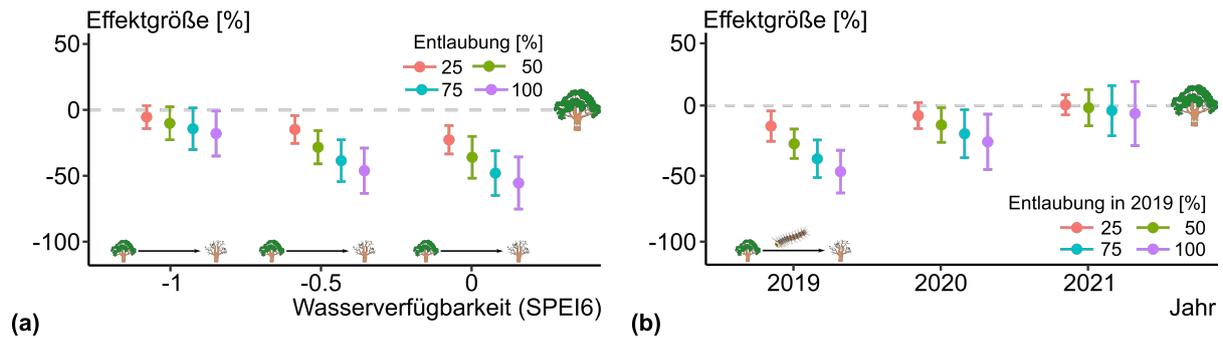
**Abbildung 2: Deskriptive Statistiken in Boxplots, die (a) Entlaubung in Prozent, (b) Wasserverfügbarkeit, quantifiziert über SPEI6, und (c) Stammdurchmesserzuwachs in mm umfassen. Diese Variationen wurden in zwei verschiedenen Szenarien untersucht: Behandlung mit Insektiziden im Jahr 2019 (blau) und keine Behandlung mit Insektiziden (Kontrolle, rot). Die Daten, die aus rohen Beobachtungsaufzeichnungen zusammengestellt wurden, umfassen zwei Jahre vor der Entlaubung (2017-2018), das Jahr des Ausbruchs der Entlaubung 2019 und zwei Jahre nach der Entlaubung (2020-2021). Beachten Sie, dass vor dem Beginn des Experiments im Jahr 2019 keine Daten zum Durchmesserzuwachs verfügbar waren.**

Bei der Analyse der Daten von 2017 bis 2021 fanden wir keine Unterschiede in der Entlaubungsintensität in den Jahren vor oder nach dem Ausbruch. Die erhöhten Entlaubungsniveaus im Jahr 2019 unterstreichen die marginale Auswirkung der Herbivorie durch andere Blattfresser während des Schwammspinner-Ausbruchs. Das trockene Jahr 2018 könnte zu den niedrigen Durchmesserzuwächswerten im Jahr 2019 beigetragen haben (Abbildung 2).

Wir untersuchten auch, wie die Entlaubung den Durchmesserzuwachs beeinflusst hat und wie die Wasserverfügbarkeit diese Beziehung moduliert hat. Die Ergebnisse zeigten, dass die Intensität der Entlaubung einen signifikanten negativen Effekt auf den Durchmesserzuwachs hatte. Interessanterweise fanden wir eine signifikante Wechselwirkung zwischen Entlaubungsintensität und Wasserverfügbarkeit, was darauf hindeutet, dass die Effekte der Entlaubung auf das Wachstum je nach Wasserverfügbarkeit variierten (Abbildung 3a).

Bäume, die im Ausbruchsjahr vollständig entlaubt waren, wiesen eine Wachstumsreduktion von 55% auf Parzellen mit besserer Wasserverfügbarkeit auf, verglichen mit nur 15% auf Parzellen mit geringerer Wasserverfügbarkeit (Abbildung 3a). Bei ausreichender Wasserverfügbarkeit stieg der Einfluss der Schwammspinner-Entlaubung auf das Sekundärwachstum mit zunehmender Entlaubungsintensität an. Bei abnehmender Wasserverfügbarkeit verringerte sich dieser Effekt jedoch (Abbildung 3a).

Die Erholung des Durchmesserzuwachses von dem Entlaubungsereignis wurde über drei Jahre analysiert. Auch hier fanden wir signifikante Effekte der Entlaubungsintensität im Jahr 2019 auf das Wachstum. Die Verluste im Durchmesserzuwachs waren im Ausbruchsjahr 2019 abhängig von der Intensität der Entlaubung und lagen zwischen 10 und 60 Prozent. Im ersten Jahr nach der Entlaubung zeigten Bäume mit geringer Entlaubung keine unterschiedlichen Wachstumsmuster mehr, während Bäume mit schwerer Entlaubung eine Reduktion des Wachstums von 10 bis 30 Prozent aufwiesen. Im zweiten Jahr nach der Entlaubung waren keine signifikanten Unterschiede im Wachstum zwischen entlaubten und nicht entlaubten Bäumen feststellbar (Abbildung 3b). In unserer retrospektiven Analyse untersuchten wir die Auswirkungen eines Entlaubungsereignisses im Jahr 1994. Wir stellten fest,



**Abbildung 3:** (a) Effektgrößen, die den Einfluss unterschiedlicher Entlaubungsintensitäten auf das Sekundärwachstum von Eichen aus dem Entlaubungsexperiment während des Entlaubungsausbruchs im Jahr 2019 unter verschiedenen Wasserverfügbarkeitsbedingungen darstellen. (b) Effektgrößen, die den Einfluss unterschiedlicher Entlaubungsintensitäten im Jahr des Entlaubungsausbruchs 2019 auf das sekundäre Wachstum von Eichen aus dem Entlaubungsexperiment während des gesamten Entlaubungsausbruchs im Jahr 2019 und in den beiden Jahren nach dem Entlaubungsausbruch 2020 und 2021 abbilden. Die 95%-Konfidenzintervalle unterstreichen die Variabilität zwischen den Bäumen. Die gestrichelte horizontale Linie bei dem Wert 0 kennzeichnet Bäume, die einer Insektizidbehandlung unterzogen wurden oder von der Entlaubung unberührt blieben.

dass das die Jahrringbreiten der Bäume von Jahr zu Jahr variierten (Abbildung 4). Das Entlaubungsereignis im Jahr 1994 reduzierte die Ringbreiten in den Bäumen der Kontrollparzelle in den Jahren 1994 und 1995 im Vergleich zur behandelten Gruppe signifikant. Im Jahr des Ausbruchs waren die Werte um 20-30% reduziert und im ersten Jahr danach um 10-15%. Im zweiten Jahr nach der Entlaubung und in den folgenden Jahren waren keine signifikanten Unterschiede mehr zwischen den Gruppen feststellbar (Abbildung 4).

## 4 Diskussion

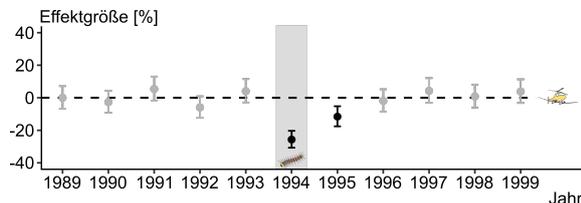
In unserer umfassenden dreijährigen Studie zu den Auswirkungen der Schwammspinner-Entlaubung auf den Durchmesserzuwachs von Eichen in 44 Beständen konnten wir bedeutende Erkenntnisse gewinnen. Wir beobachteten, dass selbst geringfügige Entlaubung signifikante Durchmesserwachstumsverluste von 10-60% im Ausbruchsjahr verursacht, wobei diese Verluste direkt mit der Entlaubungsintensität korrelieren. Diese Beobachtung steht im Einklang mit den Ergebnissen von Clark et al. (2010), Fajvan und Wood (1996) sowie Naidoo und Lechowicz (2001), die ähnliche Auswirkungen auf das Wachstum von Bäumen nach Entlaubung festgestellt haben. Unsere Befunde bestätigen, dass die Entlaubung durch den Schwammspinner den Durchmesserzuwachs der Bäume hauptsächlich durch die Verringerung der photosynthetisch aktiven Blattfläche und der Kohlenhydratreserven hemmt (Ferretti et al. 2021, Wiley et al. 2017).

Unsere Beobachtung, dass das Ausmaß des Durchmesserzuwachsverlustes direkt proportional zur Menge des von Insektenherbivoren entfernten Laubes ist, sowie das Fortbestehen des sekundären Wachstumsverlustes im ersten Jahr nach der Entlaubung, entspricht dem vorherrschenden Konsens (z. B. Baker 1941; Muzika und Liebhold 1999; Kulman, 1971).

Interessanterweise zeigte sich in unserer Studie, dass hohe Wasserverfügbarkeit die negativen Auswirkungen der Entlaubung auf das Wachstum verstärkte, während bei moderater bis geringer Wasserverfügbarkeit der Einfluss der Entlaubung verringert wurde. Dieser Befund wird durch Forschungsarbeiten wie die von Hawkes und Sullivan (2001) und Wise und Abrahamson (2007) unterstützt, die antagonistische Effekte von biotischen und abiotischen Stressfaktoren auf das Pflanzenwachstum aufzeigen. Unsere Ergebnisse bestätigen somit die Hypothese, dass Wasserstress die Auswirkungen der Entlaubung auf das Baumwachstum durch Verringerung der Transpirationsverluste mildern kann. In Übereinstimmung mit der *growth-differentiation balance* Hypothese gehen wir davon aus, dass Eichen in trockenen Gebieten eine bessere physiologische und morphologische Anpassung an Stress und Störungen aufweisen (Herms und Mattson, 1992; Matyssek et al., 2002). Gleichzeitig können diese Eichen angesichts begrenzter Ressourcen nicht nur erhöhte Verteidigungsfähigkeiten aufweisen, sondern auch ein erhöhtes Wurzel-Trieb-Verhältnis und unterirdische Speicherkapazitäten, um Entlaubung auszugleichen und die Regeneration zu erleichtern (Hochwender et al., 2012; Reich et al., 1980). Darüber hinaus zeigen einige

Forschungsarbeiten, dass sich Bäume in natürlich trockenen Gebieten an die Trockenheit anpassen (Brito et al., 2019; Grote et al., 2016; Ruehr et al., 2019). Diese Ergebnisse könnten auf eine verbesserte Anpassungsfähigkeit an Entlaubung bei Bäumen an von Natur aus trockenen Standorten hinweisen.

Unsere Studie zeigt außerdem, dass die Auswirkungen der Entlaubung über das Ausbruchsjahr hinaus anhielten, mit signifikanten Durchmesserwachstumsverlusten im ersten Jahr nach der Entlaubung. Eichen, die im Ausbruchsjahr nur geringfügig entlaubt wurden, zeigten im darauffolgenden Jahr kein unterschiedliches Durchmesserwachstum im Vergleich zu nicht entlaubten Bäumen. Dies steht im Einklang mit der Forschung von Chapin et al. (1990), die zeigen, dass laubabwerfende Bäume sich von einer Entlaubung erholen können, indem sie gespeicherte Kohlenhydrate mobilisieren. Außerdem können reduzierte Wachstumsphasen den Ressourcenverbrauch senken, was zu einer Ressourcenakkumulation im Boden führt. Dies kann zu einem erheblichen Wachstumsschub führen, wenn sich die Bedingungen verbessern (Körner, 2002; Pretzsch et al., 2013b).



**Abbildung 4:** Effektgrößen, die die Auswirkungen der Entlaubung auf die dimensionslosen Ringbreitenindizes  $rwi$  der Eichen aus den beiden zusätzlichen Parzellen für die retrospektive Analyse, fünf Jahre vor der Entlaubung, während des Jahres des Ausbruchs der Entlaubung 1994 und fünf Jahre nach der Entlaubung, veranschaulichen. Die 95%-Konfidenzintervalle unterstreichen die Variabilität zwischen den Bäumen. Die gestrichelte horizontale Linie bei Wert 0 kennzeichnet Bäume, die 1994 einer Insektizidbehandlung unterzogen wurden.

In unserer retrospektiven Analyse des Entlaubungsereignisses von 1994 fanden wir ähnliche zeitliche Muster, was darauf hindeutet, dass unsere aktuellen Erkenntnisse aus dem Entlaubungsexperiment replizierbar sind. Diese Ergebnisse stehen im Einklang mit früheren Studien wie denen von Fratzian (1973) und Magnoler und Cambini (1973), die ebenfalls beobachteten, dass Wachstumsverluste in der Regel nicht länger als drei Jahre sichtbar waren.

Unsere Ergebnisse sind von großer Bedeutung für das Forstmanagement und den Naturschutz. Sie bieten wichtige Erkenntnisse über die langfristigen Auswirkungen von Entlaubungsereignissen auf Eichenbestände und mögliche adaptive Managementstrategien. Diese Ergebnisse sind insbesondere vor dem Hintergrund des Klimawandels relevant, da dieser voraussichtlich die Häufigkeit und Schwere von Dürren erhöhen wird, wie vom IPCC (2021) vorhergesagt. Ein tieferes Verständnis der kombinierten Auswirkungen von Wasserstress und Entlaubung auf den Durchmesserzuwachs von Eichen kann dazu beitragen, resiliente Managementstrategien zu entwickeln, die die Anpassungsfähigkeit der Bestände an sich ändernde Umweltbedingungen verbessern.

## 5 Schlussfolgerungen und Auswirkungen auf das Management

Unsere Studie liefert wichtige Einblicke in das Management von Schwammspinnerpopulationen in Eichenwäldern, insbesondere im Hinblick auf den Durchmesserzuwachs von Eichen. Die Ergebnisse bestätigen, dass Entlaubung durch den Schwammspinner einen signifikanten Einfluss auf den Durchmesserzuwachs von Eichen im Jahr des Befalls hat, selbst wenn nur ein kleiner Teil der Blattfläche betroffen ist. Auffallend ist, dass Wachstumsverluste an Standorten mit höherer Wasserverfügbarkeit stärker ausgeprägt sind. Unsere Beobachtung eines linearen Zusammenhanges zwischen Entlaubungsintensität und Durchmesserzuwachs legt nahe, dass genaue Schätzungen der Entlaubung in Baumwachstumsmodelle integriert werden könnten, um die Auswirkungen von Schwammspinner-Ausbrüchen auf die Kohlenstoffbindung in gemäßigten Wäldern besser vorherzusagen.

Zudem zeigen unsere Ergebnisse, dass zwei Jahre nach einem Entlaubungsereignis kein Unterschied im Durchmesserwachstum zwischen entlaubten und nicht entlaubten Bäumen mehr festzustellen ist. Dieser Befund hat wesentliche Konsequenzen für das Forstmanagement und den Naturschutz. Die Entscheidung, ob chemische Behandlungen in von Schwammspinnern befallenen Beständen eingesetzt werden sollten, hängt aber von einer Reihe von Faktoren ab, einschließlich der Ziele der Forstwirtschaft und des Naturschutzes. Bei dieser Entscheidung müssen

verschiedene Aspekte wie der Erhalt der Biodiversität, Erholungswert, Landschaftsästhetik, Kohlenstoffbindung und andere Ökosystemdienstleistungen berücksichtigt werden. Ebenso wichtig ist die Beurteilung der Bestandsleistung in Bezug auf Wachstumsstabilität und Produktivität.

Insgesamt bietet unsere Forschung wertvolle Informationen, die helfen können, Strategien für das Management von Eichenwäldern zu entwickeln und anzupassen, um sowohl die Gesundheit und Vitalität der Wälder als auch ihre Fähigkeit zur Bereitstellung wichtiger Ökosystemdienstleistungen aufrechtzuerhalten und zu verbessern.

## 6 Danksagung

Diese Forschung wurde unterstützt durch die Zuschüsse Z073 und ST357 des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Wir danken weiterhin den Bayerischen Staatsforsten (BaySF) und den lokalen Grundbesitzern für die Unterstützung bei der Einrichtung der Versuchsflächen und dem Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten für die dauerhafte Unterstützung des Projekts „W07 Langzeit-Versuchsflächen für Forstwachstums- und Ertragsforschung“ (# 7831-22209-2013).

## 7 Literatur

Alcamo, J., Bennett, E.M., Millennium Ecosystem Assessment (Program) (Eds.), 2003. Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. Island Press, Washington, DC.

Bae, S., Müller, J., Förster, B., Hilmers, T., Hochrein, S., Jacobs, M., Leroy, B.M.L., Pretzsch, H., Weisser, W.W., Mitesser, O., 2022. Tracking the temporal dynamics of insect defoliation by high-resolution radar satellite data. *Methods in Ecology and Evolution* 13, 121–132. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13726>

Baker, W.L., 1941. Effect of Gypsy Moth Defoliation on Certain Forest Trees. *Journal of Forestry* 39, 1017–1022. <https://doi.org/10.1093/jof/39.12.1017>

Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., Walker, S., 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software* 67, 1–48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>

Beguéría, S., Vicente-Serrano, S.M., 2017. SPEI: Calculation of the Standardised Precipitation-Evapotranspiration Index.

Brito, C., Dinis, L.-T., Moutinho-Pereira, J., Correia, C.M., 2019. Drought Stress Effects and Olive Tree Acclimation under a Changing Climate. *Plants* 8, 232. <https://doi.org/10.3390/plants8070232>

Chapin, F.S., Schulze, E., Mooney, H.A., 1990. The ecology and economics of storage in plants. *Annual review of ecology and systematics* 21, 423–447.

Clark, K.L., Skowronski, N., Hom, J., 2010. Invasive insects impact forest carbon dynamics. *Global Change Biology* 16, 88–101. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01983.x>

D’Andrea, E., Rezaie, N., Battistelli, A., Gavrichkova, O., Kuhlmann, I., Matteucci, G., Moscatello, S., Proietti, S., Scartazza, A., Trumbore, S., Muhr, J., 2019. Winter’s bite: beech trees survive complete defoliation due to spring late-frost damage by mobilizing old C reserves. *New Phytologist* 224, 625–631. <https://doi.org/10.1111/nph.16047>

De Frenne, P., Lenoir, J., Luoto, M., Scheffers, B.R., Zellweger, F., Aalto, J., Ashcroft, M.B., Christiansen, D.M., Decocq, G., De Pauw, K., Govaert, S., Greiser, C., Gril, E., Hampe, A., Jucker, T., Klings, D.H., Koelemeijer, I.A., Lembrechts, J.J., Marrec, R., Meeussen, C., Ogée, J., Tyystjärvi, V., Vangansbeke, P., Hylander, K., 2021. Forest microclimates and climate change: Importance, drivers and future research agenda. *Global Change Biology* 27, 2279–2297. <https://doi.org/10.1111/gcb.15569>

Dieler, J., Uhl, E., Biber, P., Müller, J., Rötzer, T., Pretzsch, H., 2017. Effect of forest stand management on species composition, structural diversity, and productivity in the temperate zone of Europe. *Eur J Forest Res* 136, 739–766. <https://doi.org/10.1007/s10342-017-1056-1>

DWD Climate Data Center, 2021a. Raster der Monatssumme der Niederschlagshöhe für Deutschland, Version v1.0.

DWD Climate Data Center, 2021b. Raster der Monatsmittel der Lufttemperatur (2m) für Deutschland, Version v1.0.

Fajvan, M.A., Rentch, J., Gottschalk, K., 2008. The effects of thinning and gypsy moth defoliation on wood volume growth in oaks. *Trees* 22, 257–268. <https://doi.org/10.1007/s00468-007-0183-6>

Fajvan, M.A., Wood, J.M., 1996. Stand structure and development after gypsy moth defoliation in the Appalachian Plateau. *Forest Ecology and Management* 89, 79–88. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03865-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03865-0)

Ferretti, M., Bacaro, G., Brunialti, G., Calderisi, M., Croisé, L., Frati, L., Nicolas, M., 2021. Tree canopy defoliation can reveal growth decline in mid-latitude temperate forests. *Ecological Indicators* 127, 107749. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107749>

- Fratzian A (1973) Growth and vitality of oak stands after being eaten by gypsy moths, *Lymantria dispar* L., in Romania. *Anz. Schaedlingskd., Pflanz. Umweltschutz* 46:122–125
- Gandhi, K.J.K., Herms, D.A., 2010. Direct and indirect effects of alien insect herbivores on ecological processes and interactions in forests of eastern North America. *Biol Invasions* 12, 389–405. <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9627-9>
- Grote, R., Gessler, A., Hommel, R., Poschenrieder, W., Priesack, E., 2016. Importance of tree height and social position for drought-related stress on tree growth and mortality. *Trees* 30, 1467–1482. <https://doi.org/10.1007/s00468-016-1446-x>
- Haberl, H., 1997. Human Appropriation of Net Primary Production as an Environmental Indicator: Implications for Sustainable Development. *Ambio* 26, 143–146.
- Hawkes, C.V., Sullivan, J.J., 2001. The Impact of Herbivory on Plants in Different Resource Conditions: A Meta-Analysis. *Ecology* 82, 2045–2058. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[2045:TIOHOP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[2045:TIOHOP]2.0.CO;2)
- Hennigar, C.R., MacLean, D.A., Norfolk, C.J., 2007. Effects of Gypsy Moth Defoliation on Softwood and Hardwood Growth and Mortality in New Brunswick, Canada. *Northern Journal of Applied Forestry* 24, 138–145. <https://doi.org/10.1093/njaf/24.2.138>
- Herms, D.A., Mattson, W.J., 1992. The Dilemma of Plants: To Grow or Defend. *The Quarterly Review of Biology* 67, 283–335. <https://doi.org/10.1086/417659>
- Hochwender, C.G., Cha, D.H., Czesak, M.E., Fritz, R.S., Smyth, R.R., Kaufman, A.D., Warren, B., Neuman, A., 2012. Protein storage and root:shoot reallocation provide tolerance to damage in a hybrid willow system. *Oecologia* 169, 49–60. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-2176-9>
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2021. *Climate Change 2021: The Physical Science Basis: Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge Univ. Press.
- Jacquet, J.-S., Orazio, C., Jactel, H., 2012. Defoliation by processionary moth significantly reduces tree growth: a quantitative review. *Annals of Forest Science* 69, 857–866. <https://doi.org/10.1007/s13595-012-0209-0>
- Jactel, H., Petit, J., Desprez-Loustau, M.-L., Delzon, S., Piou, D., Battisti, A., Koricheva, J., 2012. Drought effects on damage by forest insects and pathogens: a meta-analysis. *Global Change Biology* 18, 267–276. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02512.x>
- Körner, C., 2002. Ökologie, in: Sitte, P., Weiler, E.W., Kadereit, J.W., Bresinsky, A., Körner, C. (Eds.), *Strasburger Lehrbuch Für Botanik*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, pp. 930–932.
- Kremer, A., Hipp, A.L., 2020. Oaks: an evolutionary success story. *New Phytologist* 226, 987–1011. <https://doi.org/10.1111/nph.16274>
- Kulman, H.M., 1971. Effects of Insect Defoliation on Growth and Mortality of Trees. *Annu. Rev. Entomol.* 16, 289–324. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.16.010171.001445>
- Kuznetsova, A., Brockhoff, P.B., Christensen, R.H.B., 2017. lmerTest Package: Tests in Linear Mixed Effects Models. *Journal of Statistical Software* 82, 1–26. <https://doi.org/10.18637/jss.v082.i13>
- Lenth, R.V., 2022. *Emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means*.
- Leroy, B.M.L., Lemme, H., Braumiller, P., Hilmers, T., Jacobs, M., Hochrein, S., Kienlein, S., Müller, J., Pretzsch, H., Stimm, K., Seibold, S., Jaworek, J., Hahn, W.A., Müller-Kroehling, S., Weisser, W.W., 2021. Relative impacts of gypsy moth outbreaks and insecticide treatments on forest resources and ecosystems: An experimental approach. *Ecological Solutions and Evidence* 2, e12045. <https://doi.org/10.1002/2688-8319.12045>
- Leroy, B.M.L., Rabl, D., Püls, M., Hochrein, S., Bae, S., Müller, J., N. Hebert, P. D., Kuzmina, M. L., Zakharov, E. V., Lemme, H., Hahn, W. A., Hilmers, T., Jacobs, M., Kienlein, S., Pretzsch, H., Heidrich, L., Seibold, S., Roth, N., Vogel, S., Kriegel, P., Weisser, W. W., 2023. Traits-mediated responses of caterpillar communities to spongy moth outbreaks and subsequent tebufenozide treatments. *Ecological Applications*, e2890. <https://doi.org/10.1002/eap.2890>
- Lovett, G.M., Canham, C.D., Arthur, M.A., Weathers, K.C., Fitzhugh, R.D., 2006. Forest Ecosystem Responses to Exotic Pests and Pathogens in Eastern North America. *BioScience* 56, 395–405. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)056\[0395:FERTEP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)056[0395:FERTEP]2.0.CO;2)
- Magnoler A, Cambini A (1973) Radial growth of cork oak and the effects of defoliation caused by larvae of *Lymantria dispar* L. and *Malacosoma neustria* L. (Portuguese). *Bol Inst Prod Florestais, Cortica* 35:53–59
- Matyssek, R., Schnyder, H., Elstner, E.-F., Munch, J.-C., Pretzsch, H., Sandermann, H., 2002. Growth and Parasite Defence in Plants; the Balance between Resource Sequestration and Retention: In Lieu of a Guest Editorial. *Plant Biol (Stuttg)* 4, 133–136. <https://doi.org/10.1055/s-2002-25742>
- McManus, M., Csóka, G., 2007. History and impact of gypsy moth in North America and comparison to the recent outbreaks in Europe. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 3, 47–64.
- McNaughton, S.J., Oesterheld, M., Frank, D.A., Williams, K.J., 1989. Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. *Nature* 341, 142–144. <https://doi.org/10.1038/341142a0>
- Mehtätalo, L., Kansanen, K., 2022. *Lmfor: Functions for Forest Biometrics*.

- Mette, T., Dolos, K., Meinardus, C., Bräuning, A., Reining, B., Blaschke, M., Pretzsch, H., Beierkuhnlein, C., Gohlke, A., Wellstein, C., 2013. Climatic turning point for beech and oak under climate change in Central Europe. *Ecosphere* 4, art145. <https://doi.org/10.1890/ES13-00115.1>
- Montgomery, M., Wallner, W., 1988. Dynamics of forest insect populations.
- Muzika, R.M., Liebhold, A.M., 1999. Changes in radial increment of host and nonhost tree species with gypsy moth defoliation. *Can. J. For. Res.* 29, 1365–1373. <https://doi.org/10.1139/x99-098>
- Naidoo, R., Lechowicz, M.J., 2001. Effects of Gypsy Moth on Radial Growth of Deciduous Trees. *Forest Science* 47, 338–348. <https://doi.org/10.1093/forestscience/47.3.338>
- Pretzsch, Hans, Bielak, K., Block, J., Bruchwald, A., Dieler, J., Ehrhart, H.-P., Kohnle, U., Nagel, J., Spellmann, H., Zasada, M., Zingg, A., 2013a. Productivity of mixed versus pure stands of oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl. And *Quercus robur* L.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) along an ecological gradient. *Eur J Forest Res* 132, 263–280. <https://doi.org/10.1007/s10342-012-0673-y>
- Pretzsch, H., Schütze, G., 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 Biology* 15, 483–495. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.2012.00670.x>
- Reich, P.B., Teskey, R.O., Johnson, P.S., Hinckley, T.M., 1980. Periodic Root and Shoot Growth in Oak. *Forest Science* 26, 590–598. <https://doi.org/10.1093/forestscience/26.4.590>
- Ruehr, N.K., Grote, R., Mayr, S., Arneth, A., 2019. Beyond the extreme: recovery of carbon and water relations in woody plants following heat and drought stress. *Tree Physiology* 39, 1285–1299. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpz032>
- Schroeder, H., Nosenko, T., Ghirardo, A., Fladung, M., Schnitzler, J.-P., Kersten, B., 2021. Oaks as Beacons of Hope for Threatened Mixed Forests in Central Europe. *Frontiers in Forests and Global Change* 4.
- Siliņš, I., Kārklīņa, A., Miezīte, O., Jansons, Ā., 2021. Trends in Outbreaks of Defoliating Insects Highlight Growing Threats for Central European Forests, and Implications for Eastern Baltic Region. *Forests* 12, 799. <https://doi.org/10.3390/f12060799>
- Vicente-Serrano, S.M., Beguería, S., López-Moreno, J.I., 2010. A Multiscalar Drought Index Sensitive to Global Warming: The Standardized Precipitation Evapotranspiration Index. *Journal of Climate* 23, 1696–1718. <https://doi.org/10.1175/2009JCLI2909.1>
- Wiley, E., Casper, B.B., Helliker, B.R., 2017. Recovery following defoliation involves shifts in allocation that favour storage and reproduction over radial growth in black oak. *Journal of Ecology* 105, 412–424. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12672>
- Wise, M.J., Abrahamson, W.G., 2007. Effects of Resource Availability on Tolerance of Herbivory: A Review and Assessment of Three Opposing Models. *The American Naturalist* 169, 443–454. <https://doi.org/10.1086/512044>
- Yaffee, S.L., 1999. Three Faces of Ecosystem Management. *Conservation Biology* 13, 713–725. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98127.x>
- Zúbrik, M., Kunca, A., Kulfan, J., Rell, S., Nikolov, C., Galko, J., Vakula, J., Gubka, A., Leontovyč, R., Konôpka, B., Lalík, M., Longauerová, V., Sitková, Z., Liška, J., Zach, P., Barta, M., Holuša, J., 2021. Occurrence of gypsy moth (L.) in the Slovak Republic and its outbreaks during 1945–2020. *Central European Forestry Journal* 67, 55–71. <https://doi.org/10.2478/forj-2021-0007>

# Modell zur Abschätzung der natürlichen Verjüngung von Buche im Hessischen Bergland

Andreas Sommerfeld<sup>1</sup>, Matthias Schmidt<sup>2</sup>

## Zusammenfassung

Wälder sind Hotspots der Biodiversität und bedeutend für die Lebensgrundlage für Menschheit. Da Wälder besonders stark durch den Klimawandel bedroht sind, kommt der Waldverjüngungsphase eine besondere Bedeutung bei, da hier die Anpassungsfähigkeit eines Waldbestandes am größten ist. In dieser Studie entwickeln wir ein Modell der natürlichen Verjüngung der Buche, welches mit Hilfe von Daten parametrisiert wird, die in größeren Forstbetrieben allgemein vorhanden sind. Die Daten des Landesbetriebes HessenForst beinhalten Standortparameter, wie der Bodenfeuchte und der Nährstoffversorgung und Bestandescharakteristiken, wie den Bestandesmittendurchmesser, Grundflächen und Kronenprojektionsflächen. Die Buchenverjüngung als abhängige Variable wird für jeden Plot der Betriebsinventur von HessenForst Anteilsflächen abgeschätzt. Als statistisches Modell nutzen wir ein Generalisiertes Additives Modell (GAM) um das Auftreten und die Dichte der natürlichen Verjüngung von Buche zu modellieren. Der Einsatz von GAMs ermöglicht es uns nicht-lineare Zusammenhänge und nicht-monotone Beziehungen in den Daten zu modellieren. Mit Hilfe unseres Buchenverjüngungsmodells war es uns möglich 41.8 % der Varianz der Flächengröße der Buchennaturverjüngung zu erklären, welche sich aus plausiblen und größtenteils signifikanten Einzeleffekten zusammensetzte.

Keywords: Buche, Verjüngung, GAM, Betriebsinventur, Forsteinrichtung

## 1 Einführung

Die Wälder der Erde sind eines der bedeutendsten Ökosysteme, da sie zum einen Hotspots der Biodiversität als auch Quellen wichtiger Ökosystemdienstleistungen sind (Parrotta et al. 2012, MEA 2005). Die Leistungen des Ökosystems Wald für die Gesellschaft sind mannigfaltig und können unterschiedlichste Bedürfnisse erfüllen – etwa durch die Bereitstellung von Rohstoffen, durch die regulierende Leistungen wie Erosionskontrolle, durch kulturelle Leistungen wie die Erholung im Wald als auch durch unterstützende Leistungen wie die Erhaltung der Biodiversität. Im Unterschied zu anderen Ökosystemen zeichnen sich Bäume durch eine besonders hohe Lebenserwartung aus bei der einzelne Waldentwicklungsphasen Jahrzehnte andauern können. Dies führt zu einer besonderen Vulnerabilität von

Wäldern, da sich die Umweltbedingungen im globalen Wandel im selben Zeitraum eklatant verändern werden. Die Phase der Waldverjüngung, ist die Entwicklungsphase mit der höchsten Anpassungsfähigkeit von Waldökosystemen (Kolström et al., 2011, Qiu et al., 2021) und daher von entscheidender Bedeutung für die Adaption der Wälder an klimatische Veränderungen. Das Verständnis der Prozesse und Parameter, welche zu sich natürlich verjüngenden Waldbeständen führen ist jedoch weiterhin nicht ausreichend erforscht (Käber, 2023) und akkurate Schätzungen von Verjüngung bedürfen oft eines hohen Aufwandes im Waldbestand.

Mit dieser Studie wollen wir ein Modell der natürlichen Buchenverjüngung präsentieren, welches mit Hilfe von Daten parametrisiert wird, die in größeren Forstbetrieben allgemein vorhanden sind. Wir wollen zum einen Parameter identifizieren, welche auf höheren räumlichen Ebenen für eine erfolgreiche Naturverjüngung verantwortlich sind. Zum anderen wollen wir durch die Beschränkung auf allgemeine Forstbetriebsdaten die operative Forstwirtschaft in der großräumlichen Planung und Vorbereitung von Naturverjüngungen unterstützen.

---

<sup>1</sup> Abteilung Waldwachstum  
Nordwestdeutsche Forstliche  
Versuchsanstalt  
Göttingen, Deutschland  
andreas.sommerfeld@nw-fva.de

<sup>2</sup> Abteilung Waldwachstum  
Nordwestdeutsche Forstliche  
Versuchsanstalt  
Göttingen, Deutschland  
matthias.schmidt@nw-fva.de

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Untersuchungsgebiet

Die Daten für die Modellentwicklung stammen aus dem hessischen Bergland in Zentraldeutschland (Abbildung 1). Hierbei wurden Flächen des Landesforstbetriebs HessenForst genutzt, in denen eine flächendeckende Forsteinrichtung, eine Standortkartierung und auch eine Betriebsinventur (Stichprobeninventur) existierten. Das Untersuchungsgebiet umfasste dabei 28 Forstämter mit insgesamt ca. 326.000 ha Wald. Die Waldflächen setzten sich im Altbestand aus 47,0 % Buche, 23,5 % Fichte, 8,5 % Kiefer, 7,0 % Eiche und weiteren Baumarten zusammen. Klimatisch werden die Berglandgebiete Hessens durch eine mittlere Jahrestemperatur von 7,2°C und 10,7°C und jährliche Niederschlagssummen von 576mm bis 995mm geprägt (Referenzzeitraum 1993 bis 2023).

### 2.2 Datensatz

Für die Parametrisierung des Buchenverjüngungsmodells wurden Daten aus insgesamt drei Datenquellen genutzt – der Betriebsinventur, der Forsteinrichtung und der Standortkartierung (Tabelle 1).

Zwei verschiedene Varianten der Betriebsinventuraufnahmen wurden bei dieser Analyse verwendet – 1. über stratifizierte Zufallsauswahl

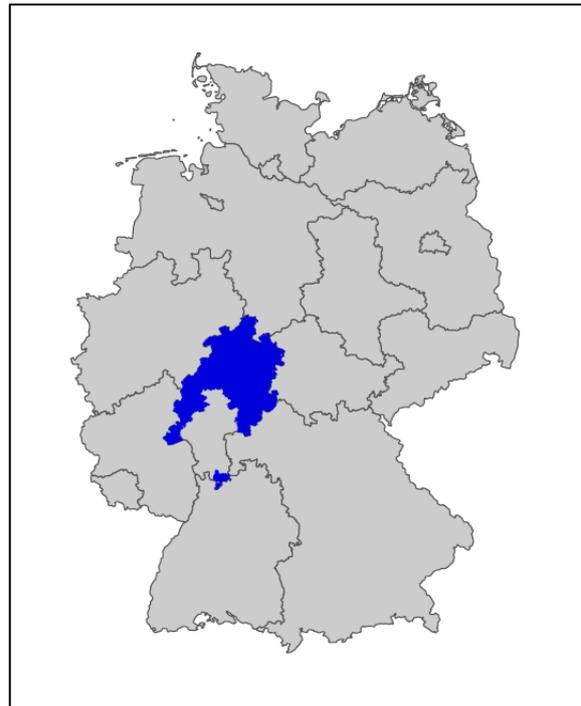


Abbildung 1: Das Studiengebiet Hessisches Bergland (blau).

(Auswahlstratum war die Entwicklungsklasse der Waldbestände) als auch 2. eine geometrisch Rasterauswahl (Rasterauflösung 100 m) in den Staatswaldflächen. Die Betriebsinventur findet auf konzentrischen Probekreisen statt, auf denen Bäume bis 30 cm Brusthöhendurchmesser (BHD) auf einem Probekreis mit einem Radius

Tabelle 1: Datengrundlage der Parametrisierung des GAM der Buchennaturverjüngung.

Datenquelle	Variable	Räumliche Ebene	Abkürzung	Einheit	Wert bei Sensitivitätsanalyse
Betriebsinventur	Bestandesmitteldurchmesser	Plot	Dg	cm	16.24 (mean)
	Kronenprojektionsfläche	Plot	Kpf	m <sup>2</sup> / m <sup>2</sup>	9697.25 (mean)
	Samenbaum im Plot	Plot	SaPI	%	33,9 (mean)
	Geografische Koordinaten (UTM)	Plot	RW/HW	m	5642350/ 3532150 (median)
Forsteinrichtung	Grundfläche Buchenaltbestand	Bestand	GrFl_BuAlt	m <sup>2</sup>	3,74 (median)
Standortkartierung	Geländewasserhaushalt	Waldfläche	GWH	dim.los	„mäßig frisch“
	Trophiestufe	Waldfläche	Troph	dim.los	„Mesotroph“
Verbiss	Buchenverbiss modelliert nach Werten der BWI	Waldfläche	BuVer	%	35.69 (mean)

von 6 m aufgenommen werden. Bäume mit einem BHD ab 30 cm werden hingegen auf einem Probekreis mit einem Radius von 13 m aufgenommen. Die abhängige Variable Buchennaturverjüngung wurde am größeren BI-Punkt ( $r = 13$  m) flächendeckend geschätzt. Hierbei wurde die Deckungsgrad der überschirmten Fläche getrennt nach Baumart und Höhenklasse (bis 50 cm, 50 cm -130 cm, ab 130 cm Höhe) in 10 cm Stufen (z. B. 50 % - 60 % Deckung) geschätzt. Liegt die Gesamtüberschirmung einer Baumart unter 20 % bzw. 10 %, so wird der Deckungsgrad in 5%-Stufen bzw. 1 %-Stufen angegeben. Für die Datenanalyse wurde nur Verjüngung der zweiten und dritten Höhenklasse (ab 50cm Höhe) genutzt. Die Genauigkeit der Schätzung wird differenziert nach Gesamtdichte der Verjüngung angegeben - Die maximale Verjüngung an einem Probekreis konnte 100 % betragen. Darüber hinaus wurden auf den Probekreisen als erklärende Variable die Baumart sowie die BHDs aller Einzelbäume des Hauptbestandes als auch die Lage des Probekreises aufgenommen (Tabelle 1).

Die Forsteinrichtung des Landesbetriebs HessenForst liefert flächendeckende Informationen zu den auftretenden Baumarten und deren Grundflächen in der Umgebung des BI-Stichprobenpunktes. Diese Informationen wurden stellvertretend für das Vorhandensein von Mutterbäumen für die untersuchte Naturverjüngung genutzt.

Die forstliche Standortskartierung des Landes Hessen liefert flächendeckende Daten zur Nährstoffausstattung der Böden durch Trophiestufen und zur grundsätzlichen Wasserverfügbarkeit durch Geländewasserhaushaltsstufen (Schmidt et al, 2015). Die Trophiestufen werden vorwiegend vegetationskundlich als auch durch Ansprache von Ausgangssubstrat und Humusform bestimmt. Der Geländewasserhaushalt wird anhand ökologischer Artengruppen, Waldgesellschaften sowie mit Boden- und Reliefmerkmalen differenziert.

### 2.3 Methoden

Für die statistische Auswertung des Auftretens von Buchenverjüngung wurde ein Generalisiertes Additives Modell (GAM) genutzt. GAMs ermöglichen es nicht-lineare und auch nicht-monoton

steigende bzw. fallende Beziehungen zwischen der Zielvariable Buchenverjüngung und den unabhängigen Umwelt-Kovariablen zu modellieren. Für die Durchführung der statistischen Analysen wurde die Statistikumgebung R (R Core Team, 2019) und für die GAMs im speziellen das Package *mgcv* genutzt (Wood, 2011). Die Verteilung der Zielvariable Buchenverjüngung wurde als eine quasi-binomial Verteilung (Verjüngungsdichte zwischen 0 % und 100 % Verjüngung) mit einer logit Linkfunktion angenommen. Als erklärende, unabhängige Variablen wurde die folgenden Variablen mit *thin plate spline* Glättfunktionen genutzt: 1.) Kronenschirmfläche am Plot, 2.) der Anteil der Buchengrundfläche an der Gesamtgrundfläche des Hauptbestandes im Plot, 3.) die Buchengrundfläche im umgebenden Bestand sowie 4.) die geografischen Koordinaten des Plots. Darüber hinaus wurden ebenfalls die Trophiestufe sowie die Stufe des Geländewasserhaushalts des Plots genutzt (Tabelle 1). Die *residual maximum marginal likelihood* (REML) Methode von Wood (2011) wurde genutzt um Glättung eines Kovariablen-Effekts zu optimieren, falls diese nicht manuell angepasst wurden.

### 3 Ergebnisse

Unser GAM erklärt 41.8 % der Varianz der Flächengröße der Buchennaturverjüngung, was auf eine gute Modellanpassung und Parameterauswahl hindeutet. Das Modell wurde mit den Daten aus 51063 Probepunkten angepasst und der Großteil der parametrischen und geglätteten nicht-linearen Variablen übt einen signifikanten Einfluss auf die Fläche der Buchennaturverjüngung aus. Die Zusammenfassung der Modellstatistik ist in Tabelle 2 für die geglätteten Variablen und in Tabelle 3 für die linearen, parametrischen Variablen des GAMs zusehen.

**Tabelle 2: Geglättete Variablen des GAMs der Buchennaturverjüngung (EDF = Estimated Degrees of Freedom, Ref.DF = Reference Degrees of Freedom, F = Teststatistik, für die Abkürzungen der Variablennamen vergleiche Tabelle 1).**

Geglättete Variable	EDF	Ref.DF	F	p-Wert
RW/HW	27.063	28.733	19.981	< 0.0001
GrFL_BuAlt	8.902	8.994	291.584	< 0.0001
SaPI	7.575	8.471	100.170	< 0.0001
Kpf	8.452	8.913	243.067	< 0.0001
Dg	9.651	9.966	127.984	< 0.0001
BuVer	6.526	7.690	4.838	< 0.0001

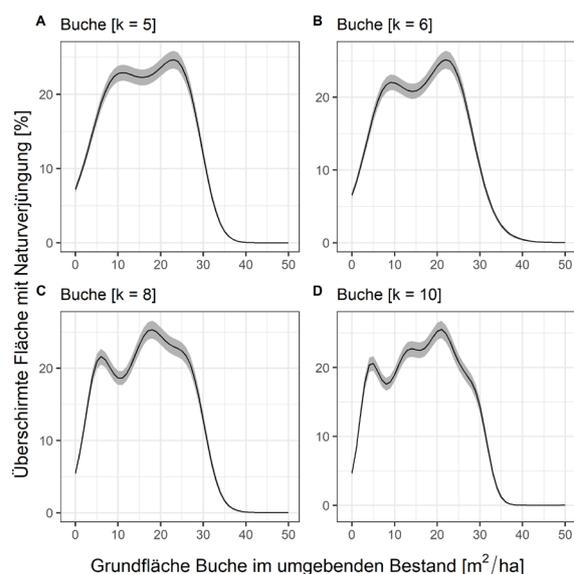
**Tabelle 3: Parametrische lineare Variablen des GAMs der Buchennaturverjüngung (Estimate = Schätzung des Koeffizienten, t-Wert = Teststatistik, für die Abkürzungen der Variablennamen vergleiche Tabelle 1)**

Parametrische Variable	Estimate	Standard- Fehler	t-Wert	p-Wert	
Intercept	-2.648.254	0.043925	-60.290	< 0.0001	
GWH	frisch	0.070855	0.023901	2.964	0.00303
	mäßig frisch	-0.147807	0.018556	-7.965	< 0.0001
	mäßig trocken	-0.456822	0.050087	-9.121	< 0.0001
	trocken	-1.336.702	0.451685	-2.959	0.00308
	feucht	-0.094992	0.073532	-1.292	0.19641
	wechselfeucht	-0.522001	0.040660	-12.838	< 0.0001
	sickerfeucht	-0.251191	0.090784	-2.767	0.00566
	nass	-1.276.106	0.264339	-4.828	< 0.0001
Trophie	Oligotroph	-0.788144	0.076135	-10.352	< 0.0001
	Schwach Mesotroph	-0.246765	0.024307	-10.152	< 0.0001
	Gut Mesotroph	0.006004	0.022515	0.267	0.78974
	Eutroph	-0.121318	0.029167	-4.160	< 0.0001
	Kalkeutroph	0.102565	0.046358	2.212	0.02694

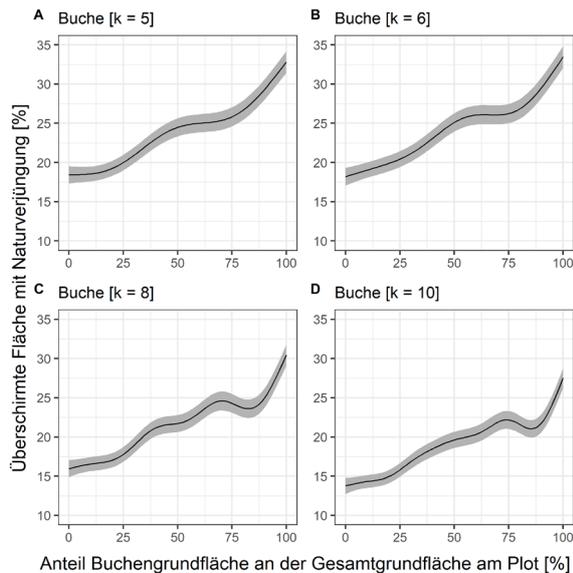
Um die Effekte der einzelnen Parameter besser veranschaulichen zu können wurden Sensitivitätsabbildungen (Abbildungen 2 bis 7) erstellt. Hierfür wurde ein Dummy-Datensatz erzeugt, welcher für den abzubildenden Parameter den gesamten Datenbereich abdeckt, alle Werte der anderen Parameter aber auf Mittelwerte oder Mediane setzt. Somit kann der Einflusstrend eines einzelnen Parameters auf die Fläche der Buchennaturverjüngung, bei mittleren Verhältnissen der anderen Parameter, dargestellt werden.

Die Verfügbarkeit von Samenbäumen im angrenzenden Waldbestand hat einen großen Einfluss auf die von Naturverjüngung überschirmte Fläche (Abbildung 2). Die Naturverjüngungsfläche steigt im unteren Bereich der Grundflächen bis ca. 10m<sup>2</sup>/ha stark an. Zwischen 10m<sup>2</sup>/ha und 25m<sup>2</sup>/ha übt die Grundfläche einen relativ gleichbleibenden Einfluss auf die Fläche der Naturverjüngung aus. Die Anzahl der Basisfunktionen der Glättfunktion (k) variiert zwischen den Abbildungen 2A bis 2D wobei geringere k-Werte die Glättfunktion weniger durch einzelne Datencluster führt und eher den größeren Trends in den Grundflächendaten folgt. Ab einer Grundfläche von 25m<sup>2</sup>/ha verschwindet der positive Einfluss der Grundfläche von Samenbäumen auf die Fläche der Naturverjüngung und bei weiter steigender Grundfläche fällt die Naturverjüngungsfläche steil ab.

Der Anteil der potenziellen Buchen-Samenbäume an der Gesamtgrundfläche des Hauptbestandes auf Plot-Ebene hatte einen starken positiven Effekt auf die Fläche der Naturverjüngung (Abbildung 3). Der Effektverlauf war hierbei über den gesamten Wertebereich ansteigend mit einem geringeren Abflachen der Kurve zu Beginn (0 % bis 25 %) sowie in der Mitte (50 % bis 75 %)



**Abbildung 2: Mit Buchennaturverjüngung überschirmte Fläche (%) in Abhängigkeit der Grundfläche von Buchen im Altbestand in m<sup>2</sup>/ha (sonstige Variablen des GAMs sind mittlere Werte, siehe Tabelle 1). Die Einzelgrafiken A bis D zeigen den Effekt unterschiedlicher Basisfunktionen (k) der Glättfunktion des GAMs.**



**Abbildung 3:** Mit Buchennaturverjüngung überschirmte Fläche (%) in Abhängigkeit des Anteils der Buche an den Bäumen im Plot in % (sonstige Variablen des GAMs sind mittlere Werte, siehe Tabelle 1). Die Einzelgrafiken A bis D zeigen den Effekt unterschiedlicher Basisfunktionen ( $k$ ) der Glättfunktion des GAMs.

des Wertebereiches. Die Reduktion der Basisfunktionen  $k$  der Glättfunktion (von  $k=10$  in Abbildung 3D zu  $k=5$  in Abbildung 3A) zeigt den zugrundeliegenden Trend.

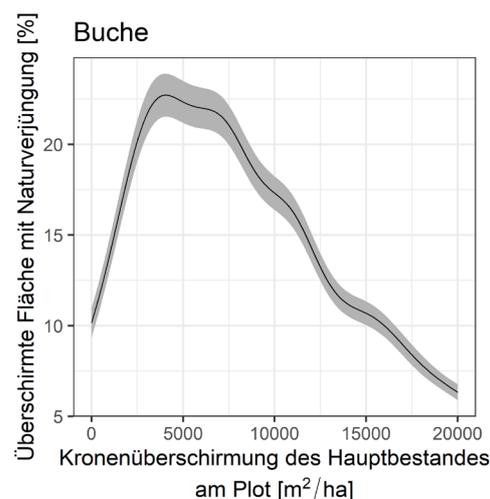
Die Kronenüberschirmung des Hauptbestandes hat einen variablen Einfluss auf die Fläche der Naturverjüngung (Abbildung 4). Die größte flächige Ausdehnung erreicht die Naturverjüngung bei Kronenüberschirmung des Hauptbestandes zwischen  $3000\text{m}^2/\text{ha}$  und  $7000\text{m}^2/\text{ha}$  Blattfläche je Hektar Waldbodenfläche. Werte unter  $3000\text{m}^2/\text{ha}$  Kronenüberschirmung führen rasch zu einer Abnahme der Fläche der Buchennaturverjüngung von ungefähr 24 % auf 10 % der der Probekreisfläche. Kronenüberschirmungen von über  $7000\text{m}^2/\text{ha}$  führen graduell zu einem Rückgang auf ein Viertel der Fläche der Naturverjüngung bei  $20000\text{m}^2/\text{ha}$  Kronenüberschirmung des Hauptbestandes (24 % zu 6 %).

Die Bestandesmitteldurchmesser der Samenbäume am Plot zeigen einen zunächst irritierenden Einfluss auf die Fläche der Naturverjüngung (Abbildung 5). Der plausiblere Teil der Grafik zeigt die geringste Flächenausdehnung der Buchennaturverjüngung wenn die überstockenden Buchenbestände einen mittleren Dg von 20cm bis 40cm aufweisen. Bei Werten des Dg zwischen 40cm und 60cm zeigt die Buchennaturverjüngung einen raschen Anstieg auf bis zu 30% Anteilsfläche des Probekreises. Oberhalb von

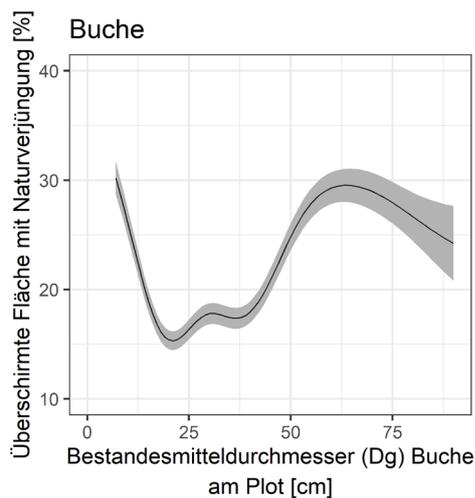
60cm Dg stagniert bzw. vermindert sich leicht die Fläche der Naturverjüngung. Auffallend bei der Betrachtung der Sensitivitätsgrafik des Dgs ist jedoch der steile Abfall der Naturverjüngungsfläche im niedrigen Dg-Bereich von 7cm bis circa 20cm. Beginnend bei der Kluppschwelle von 7cm fällt die Verjüngungsfläche von ihrem Maximalwert mit ca. 30 % auf ihren Minimalwert von ca. 15 % bei einem Dg von 20cm. Die Variabilität dieses Zusammenhangs ist relativ gering und der Datenbereich ist gut besetzt (ca. 12400 Einzelwerte bzw. 24 % der aller Ausgangsdaten lagen in diesem Dg-Wertebereich).

Die Verjüngungsfläche der Buche steigt mit zunehmender Nährstoffversorgung des Standorts stark an (Abbildung 6). Mittlere und bessere Trophiestufen (Mesotroph bis Kalkeutroph) weisen dabei im Durchschnitt doppelt so große Verjüngungsflächen aus verglichen mit Oligotrophen Standorten. Schwach Mesotrophe Standorte, als Zwischenstufe zwischen Oligotroph und Mesotroph, weisen intermediäre Verjüngungsflächengrößen auf, welche zwischen denen der Oligotrophen und denen der besseren Trophiestufen liegen.

Die Ausprägung des Geländewasserhaushalts übt ebenfalls einen starken Einfluss auf die Flächengröße der Buchennaturverjüngung aus (Abbildung 7). Entlang der terrestrischen Standorte (betont frisch bis trocken) kommt es zu einer Reduktion um ca. 60 % der Verjüngungsfläche von gut wasserversorgten Standorten (betont frisch



**Abbildung 4:** Mit Buchennaturverjüngung überschirmte Fläche (%) in Abhängigkeit der Kronenprojektionsfläche im Plot in  $\text{m}^2/\text{ha}$  (sonstige Variablen des GAMs sind mittlere Werte, siehe Tabelle 1).



**Abbildung 5:** Mit Buchennaturverjüngung überschirmte Fläche (%) in Abhängigkeit des Bestandesmitteldurchmesser (Dg) des Hauptbestandes am Plot in cm (sonstige Variablen des GAMs sind mittlere Werte, siehe Tabelle 1).

und frisch) hin zu trockenen Standorten. Hydro-morphe Standorte, welche hauptsächlich durch Stauwasser beeinflusst sind, weisen hingegen keinen so eindeutigen Trend auf. Je nach Länge des Stauwassereinfluss kann die Buchenverjüngung auf diesen Standorten ähnliche Flächen-größen wie besser wasserversorgte, terrestrische Standorte (feucht mit ca. 18 % Verjüngungsfläche) erreichen oder aber auch so geringe Flächen-größen wie trockenen Standorte (6 % Verjüngungsflächen-größe).

#### 4 Diskussion

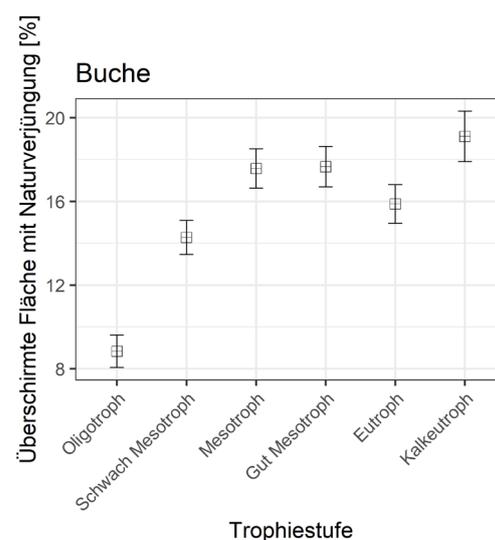
Die Verjüngungsphase von Waldökosystemen ist die entscheidende Phase für die langfristige Anpassung der Wälder an die sich ändernden Umweltbedingungen (Kolström et al., 2011, Qiu et al., 2021). Die klimaangepasste Baumartenwahl bei der Verjüngung ist somit eine der grundlegenden Aufgaben des Waldbaus in den bewirtschafteten Wäldern. Die natürliche Verjüngung ist eine weithin verfügbare und kostengünstige Variante der Bestandesbegründung (Ling et al. 2023), jedoch sind die kausalen Zusammenhänge für das Auftreten von Naturverjüngung auf größeren räumlichen Ebenen weiterhin nicht ausreichend erforscht (Käber et al., 2023).

Mit unserem Buchenverjüngungsmodell können wir zeigen, dass die Modellierung von Buchen-

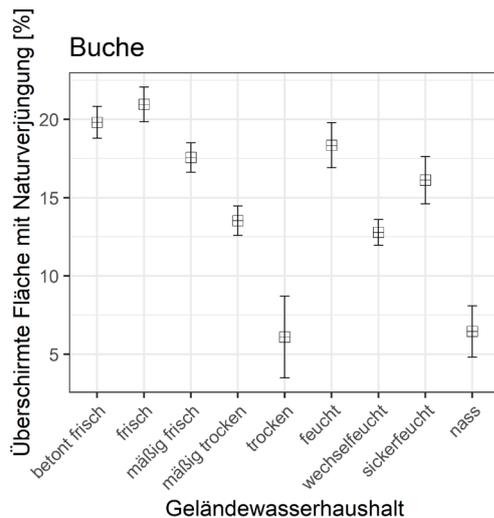
verjüngung mit allgemein verfügbaren Forstbetriebsdaten bei Buchenverjüngung zu guten Modellierungsergebnissen führt. Zu ähnlichen Aussagen gelangten auch Käber et al. (2023), Zell et al. (2019) und Klopčic et al. (2012) bei der Analyse großräumigen Forsteinrichtungsdaten. Besonders der Abfall des Verjüngungserfolgs bei hohen Grundflächen und das Beschattungspotenzials des Oberstandes konnten als die bedeutendsten Erfolgsfaktoren identifiziert werden.

Der positive Effekt von nahen Buchensamenbäume im Oberstand auf die Etablierung von Buchenverjüngung steht im Einklang mit weitere Studien (Kutter & Gratzler 2006, Klopčic et al. 2012). Dabei konnten diese positiven Effekte sowohl direkt durch die Entfernung der Verjüngung zu einzelnen Samenbäumen (Kutter & Gratzler 2006) als auch indirekt durch die Anwesenheit von Samenbäumen im gleichen Inventurplot nachgewiesen werden (Klopčic et al., 2012).

Der positive Einfluss des Durchmessers der Samenbäume auf die Etablierung der Verjüngung bei mittleren Dg-Werten (20 cm – 60 cm) findet sich ebenfalls in vorangehenden Studien (Wagner 1999, Axer et al. 2021). Während Wagner (1999) eine direkte Abhängigkeit der Samenproduktion von Stammdurchmesser feststellt, finden Axer et al. (2021) einen positiven Einfluss des Dg auf die Wahrscheinlichkeit und die Dichte der Buchenverjüngung. Die deutlichen Abweichungen unserer Ergebnisse zu denen von Axer



**Abbildung 6:** Mit Buchennaturverjüngung überschirmte Fläche (%) in Abhängigkeit der Trophiestufe (sonstige Variablen des GAMs sind mittlere Werte, siehe Tabelle 1).



**Abbildung 7:** Mit Buchennaturverjüngung überschirmte Fläche (%) in Abhängigkeit der Geländewasserhaushaltsstufe (sonstige Variablen des GAMs sind mittlere Werte, siehe Tabelle 1).

et al. (2021) treten wahrscheinlich durch die zugrundeliegenden Aufnahmemethoden der Daten auf. Besonders der nicht plausible Trend von großen Verjüngungsflächen bei kleinsten Dg-Werten (Abbildung 4) scheint ein Artefakt der Datenerhebung zu sein. Bäume, welche die BHD Kluppschwelle von 7 cm überschritten haben zählen zum Hauptbestand obwohl die Kohorte an Bäumen der sie entspringen hauptsächlich unter 7 cm BHD liegen kann. Somit könnten einzelne Bäume dieser Kohorte zur erklärenden Variable (Dg-Wert) gehören während ein Großteil der Kohorte noch zur abhängigen, erklärten Variable gehört (Verjüngungsfläche). Somit erklärt das Modell im Bereich geringer Dg-Werte die Fläche der Buchenverjüngung durch Individuen eben dieser Verjüngung selbst (partiell keine Unabhängigkeit zwischen erklärender und erklärter Variable). Der Anwendungszweck dieses Modells ist die Vorhersage der natürlichen Buchenverjüngungsfläche in hiebsreifen Beständen, welche deutlich über einem Dg von 20 cm liegen, weswegen dieses methodische Artefakt nur eine geringe Relevanz entwickelt.

Die meisten Studien, welche sich mit der statistischen Modellierung der Verjüngung auseinandersetzen nutzen die Anzahl der Verjüngungspflanzen oder Individuen, welche in die Baumschicht eingewachsen sind, als abhängige Variable. Obwohl die hier genutzten Schätzwerte zur Verjüngungsdichte auf einer anderen methodischen Grundlage aufbauen und das Modell die

speziellen Aufnahmebedingungen von Hessen-Forst angepasst ist, sind vergleichbar großräumige Analysen auch mit gemessenen Werten möglich (Rudolph & Schmidt, 2017).

Bei guter Wasser- und Nährstoffverfügbarkeit erreicht die Buchenverjüngung ihr größtes Flächenausmaß. Diese Erkenntnisse stehen im Einklang mit Ergebnissen von Madsen (1995) der mindestens eine Gleichgewichtung von Licht-, Wasser- und Nährstoffverfügbarkeit sieht, als auch Ammer et al. (2008), bei denen die unterirdische Ressourcen Wasser und Nährstoffe in den ersten Jahren nach der Keimung einen größeren Effekt als Lichtverfügbarkeit haben. Auch anderweitige Studien bestätigen, dass eine gute Wasserverfügbarkeit am Standort für das Wachstum und die Dichte von Buchenverjüngung (Klopčič et al. 2012, Wagner 1999, Madsen 1995) von großer Bedeutung sind. Eine geringere Dichte von Buchenverjüngung auf hydromorphen Standorten (stau- oder grundwasserbeeinflusst) konnten ebenfalls Axer et al. (2021) nachweisen, jedoch zeigen unsere Ergebnisse eine hohe Variabilität innerhalb der hydromorphen Standorte. Ebenfalls konnte eine erhöhte Dichte von Buchenverjüngung bei besserer Nährstoffversorgung durch weitere Studien belegt werden (Rudolph & Schmidt 2017, Klopčič et al., 2012).

Ein verlässliches Verjüngungsmodell besitzt den Vorteil, dass für die operative Forstwirtschaft eine großräumliche Planung und Vorbereitung von Naturverjüngung ermöglicht wird. Im forstwissenschaftlichen Bereich bietet ein Verjüngungsmodell mögliche Schnittstelle zu anderen Waldwachstums- und Biomassemodelle, um mit einfachen Parameter ein zukünftiges Verjüngungspotenzial und mögliche Waldentwicklungspfade aufzuzeigen. Für die Wahl der Baumartenzusammensetzungen, besonders unter dem Aspekt der sich ändernden Klimabedingungen, liefert ein Verjüngungsmodell entscheidende Informationen um klimaangepasst und ressourcen-effizient die zukünftige Waldentwicklung zu gestalten.

## 5 Literaturverzeichnis

Ammer C., Stimm B., Mosandl R. (2008) Ontogenetic variation in the relative influence of light and belowground resources on European beech seedling growth. *Tree physiology*, 28: 721-728

- Axer, M., Martens, S., Schlicht, R., & Wagner, S. (2021). Modelling natural regeneration of European beech in Saxony, Germany: identifying factors influencing the occurrence and density of regeneration. *European Journal of Forest Research*, 140(4). <https://doi.org/10.1007/s10342-021-01377-w>
- Käber, Y., Meyer, P., Stillhard, J., de Lombaerde, E., Zell, J., Stadelmann, G., Bugmann, H., & Bigler, C. (2021). Tree recruitment is determined by stand structure and shade tolerance with uncertain role of climate and water relations. *Ecology and Evolution*, 11(17). <https://doi.org/10.1002/ece3.7984>
- Klopčič, M., Poljanec, A., & Boncina, A. (2012). Modelling natural recruitment of European beech (*Fagus sylvatica* L.). *Forest Ecology and Management*, 284, 142–151. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2012.07.049>
- Kolström, M., Lindner, M., Vilén, T., Maroschek, M., Seidl, R., Lexer, M. J., Netherer, S., Kremer, A., Delzon, S., Barbati, A., Marchetti, M., & Corona, P. (2011). Reviewing the Science and Implementation of Climate Change Adaptation Measures in European Forestry. *Forests*, 2(4), 961–982. <https://doi.org/10.3390/f2040961>
- Kutter, M. & Gratzner, Georg. (2006). Current methods for estimation of seed dispersal of trees - An example of seed dispersal of *Picea abies*, *Abies alba* and *Fagus sylvatica*. *Austrian Journal of Forest Science*. 123. 103-120.
- Ling, P.-Y., Aguilar-Amuchastegui, N., Baldwin-Cantello, W., Rayden, T., Gordon, J., Dainton, S., Bagwill, A. L., & Pacheco, P. (2023). Mapping global forest regeneration—an untapped potential to mitigate climate change and biodiversity loss. *Environmental Research Letters*, 18(5), 054025. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/accfaf>
- Madsen, P. (1995). Effects of soil water content, fertilization, light, weed competition and seedbed type on natural regeneration of beech (*Fagus sylvatica*). *Forest Ecology and Management*, 72(2–3), 251–264. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(95\)97453-Y](https://doi.org/10.1016/0378-1127(95)97453-Y)
- MEA (2005). *Ecosystems and human well-being* (Vol. 5, p. 563). Island Press, Washington, DC.
- Parrotta, J. A.; Wildburger, C.; and Mansourian, S. (2012). Understanding relationships between biodiversity, carbon, forests and people: The key to achieving REDD+ objectives. A global assessment report prepared by the Global Forest Expert Panel on Biodiversity, Forest Management, and REDD+. IUFRO World Series Volume 31. Vienna. 161 p.
- Qiu, T., Sharma, S., Woodall, C. W., & Clark, J. S. (2021). Niche Shifts From Trees to Fecundity to Recruitment That Determine Species Response to Climate Change. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.719141>
- R Core Team (2019): *R: A Language and Environment for Statistical Computing* (Version 4.3.1). <https://www.R-project.org/>
- Rudolph, J.; Schmidt, M. (2017) Vorhersage der Verjüngungsetablierung von Fichte und Buche in Abhängigkeit von Bestandes- und Standortsparmetern. In: Beiträge zur Jahrestagung 2017. DVFFA – Sektion Ertragskunde
- Schmidt, W., Stüber, V., Ullrich, T., Paar, U., Evers, J., Dammann, K., Hövelmann, T., & Schmidt, M. (2015). Synopse der Hauptmerkmale der forstlichen Standortskartierungsverfahren der Nordwestdeutschen Bundesländer. Beiträge Aus Der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt. <https://doi.org/10.17875/gup2015-797>
- Wagner, S. (1999): The initial phase of natural regeneration in mixed ash-beech stands—ecological aspects. Sauerländer
- Wood, S. N. (2011). Fast Stable Restricted Maximum Likelihood and Marginal Likelihood Estimation of Semiparametric Generalized Linear Models. *Journal of the Royal Statistical Society Series B: Statistical Methodology*, 73(1), 3–36. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9868.2010.00749.x>
- Zell, J., Rohner, B., Thüring, E., & Stadelmann, G. (2019). Modeling ingrowth for empirical forest prediction systems. *Forest Ecology and Management*, 433, 771–779. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2018.11.052>

# Entscheidungsunterstützung zur Priorisierung von Waldumbauflächen abgeleitet aus Fernerkundungsdaten

Maximilian Axer<sup>1</sup>, Hans Hamkens<sup>1</sup>, Ralf-Volker Nagel<sup>1</sup>, Thomas Böckmann<sup>1</sup>

## Abstract

In der vorgestellten Studie wird ein multikriterieller Ansatz zur Priorisierung von Waldumbauflächen entwickelt, um mitteleuropäische Wälder an den Klimawandel anzupassen. Anhand von Daten des Standortübungsplatzes Marienberg in Thüringen-Erzgebirge werden Trockenstressrisiken aufgrund von Klimadaten, Klimaprojektionen und Standortinformationen bewertet. Dieses Risiko wird mit der Baumartenzusammensetzung im Bestand in Verbindung gebracht, um eine Priorisierung von Umbauflächen zu ermöglichen. Die Diversität auf Bestandesebene wird mithilfe von Fernerkundungsdaten beurteilt, um artenarme Bestände zu identifizieren, und die Rarität auf Landschaftsebene wird durch das Einbeziehen seltener Baumarten in der Umgebung bewertet. Die multikriterielle Bewertung basiert auf Trockenstressrisiko, Diversität und Rarität und ermöglicht die Priorisierung von Umbauflächen. Dieser Ansatz erleichtert die Planung und Umsetzung von Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel in mitteleuropäischen Wäldern, indem ökologische und klimatische Faktoren berücksichtigt werden.

Keywords: Waldumbau; Entscheidungsmodelle; Fernerkundung

## 1 Einleitung

Derzeit herrscht Einigkeit darüber, dass mitteleuropäische Wälder im Zuge des Klimawandels sukzessiv umgebaut werden müssen, um klimangepasste, standortgerechte, strukturreiche und möglichst naturnahe Mischbestände zu erhalten bzw. zu entwickeln (O'Hara 2014, Bravo-Oviedo et al. 2018). Aufgrund des enormen Waldumbau-Bedarfs bei gleichzeitig begrenzten Kapazitäten ist eine weitere Priorisierung des Waldumbaus zwingend geboten. Diese Priorisierung soll neben der standörtlich-klimatischen Berücksichtigung unter Hinzunahme von Fernerkundungsdaten erfolgen. Als Grundlage für waldbauliche Entscheidungen zu Waldumbauaktivitäten wurde daher ein multikriterieller Ansatz entwickelt.

## 2 Untersuchungsgebiet

Der Ansatz zur Priorisierung von Waldumbauflächen wurde anhand des Standortübungsplatzes Marienberg im Bundesforstbetrieb Thüringen-Erzgebirge dargestellt. Die Liegenschaft umfasst 1.485 ha und liegt im Wuchsbezirk Mittleres Oberes Erzgebirge. Mit fast 80 % stellt die Fichte die

dominierende Baumart dar (Abbildung 1). Weiterhin gibt es im Süden sowie im Norden des Un-

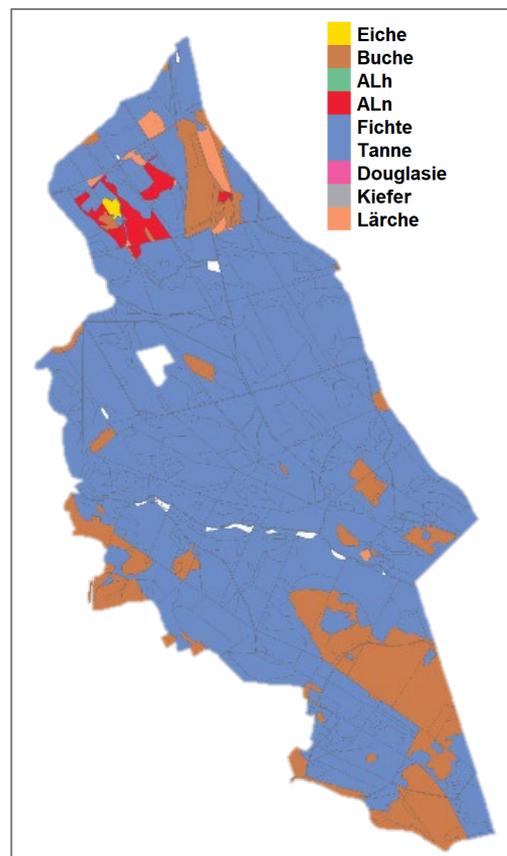


Abbildung 1: Baumartenkarte zur Darstellung der Hauptbaumarten für den Standortübungsplatz Marienberg

<sup>1</sup> Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt  
Göttingen  
maximilian.axer@nw-fva.de

tersuchungsgebiets einige Buchenbestände. Neben den Buchenbeständen befinden sich ebenfalls Lärchen- und ALn-Bestände im Norden.

### 3 Normalisierung des Trockenstressrisikos

Grundlage aller Klimaanpassungsmaßnahmen ist die Überprüfung, ob auf gegebenem Standort die derzeit dort wachsenden oder dort noch zu verjüngenden Baumarten nach heutigem Stand des Wissens geeignet sind, sowohl mit dem herrschenden, als auch mit dem künftigen Klima zurechtzukommen. Datengrundlage hierfür bilden die beobachteten Klimadaten des Deutschen Wetterdienstes, Klimaprojektionen für das gewählte Szenario RCP 8.5 sowie Standortinformationen aus Bodenübersichtskarten.

Die Klimaprojektionen für die Periode von 2071 bis 2100 stammen aus dem Projekt ReKliEs-De (Regionale Klimaprojektionen Ensemble für Deutschland; Hübener et al. 2017). Für das Szenario RCP 8.5 steht ein Gesamtensemble von 37 Projektionen zur Verfügung (Modellkombination verschiedener Global- und Regionalmodelle). Aus diesem Gesamtensemble wurden innerhalb des ReKliEs-De-Projekts nach vorgegebenen Qualitätskriterien sieben ausgewählte Projektionen für ein sogenanntes Kernensemble ausgewählt. Für die Projektionen der sieben Klimäläufe wurde die klimatische Wasserbilanz in der Vegetationsperiode (Verhältnis zwischen potenzieller Verdunstung und zur Verfügung stehenden Niederschlägen) für die 30-jährige Klimaperiode berechnet (Allen et al. 1998). Zusätzlich zur klimatischen Wasserbilanz wurde die nutzbare Feldkapazität eines Standorts herangezogen, um die Standortwasserbilanz zu bestimmen. Hierzu

wurde die Pedotransferfunktion von Puhlmann & Wilpert (2011) herangezogen.

Auf der Basis der Standortwasserbilanz für die sieben Klimäläufe des ReKliEs-DE-Kernensembles wird die Trockenstressgefährdung der Ist-Bestockung abgeschätzt. Die Trockenstress-Risikoklassifizierung erfolgt anhand von baumartenspezifischen Standortwasserbilanzschwellenwerten, die von der NW-FVA hergeleitet wurden (Böckmann et al. 2019). Um das Trockenstressrisiko mit den anderen Größen zu vergleichen, wurde das Trockenstressrisiko der Baumarten auf einem Standort normalisiert. Hierzu wurden Ausgleichsfunktionen Nutzenfunktionen bestimmt, die den Verlauf der Standortwasserbilanz-Schwellenwerte für die Baumartengruppen abbilden (Abbildung 2). Das normalisierte Trockenstressrisiko kann dabei Werte zwischen 0 und 1 annehmen. Je niedriger der normalisierte Wert ist, desto höher ist das Trockenstressrisiko.

### 4 Baumartenzusammensetzung auf Bestandesebene

Unter Hinzunahme von Fernerkundungsdaten wurden weiterhin Informationen über die Baumartenzusammensetzung auf Bestandesebene bei der Entscheidungsfindung berücksichtigt. Auf Bestandesebene wurden Diversitätsindices aus Fernerkundungsdaten hergeleitet (Moore 2013), um artenarme Bestände zu identifizieren. Hierzu wurde ein Fernerkundungsdatensatz mit einer Baumartendetektion des Oberstands verwendet (Blickensdörfer et al. 2022). Anhand von Sentinel-Daten wurden 11 Baumarten bzw. Baumartengruppen in einer 10 m x 10 m Auflö-

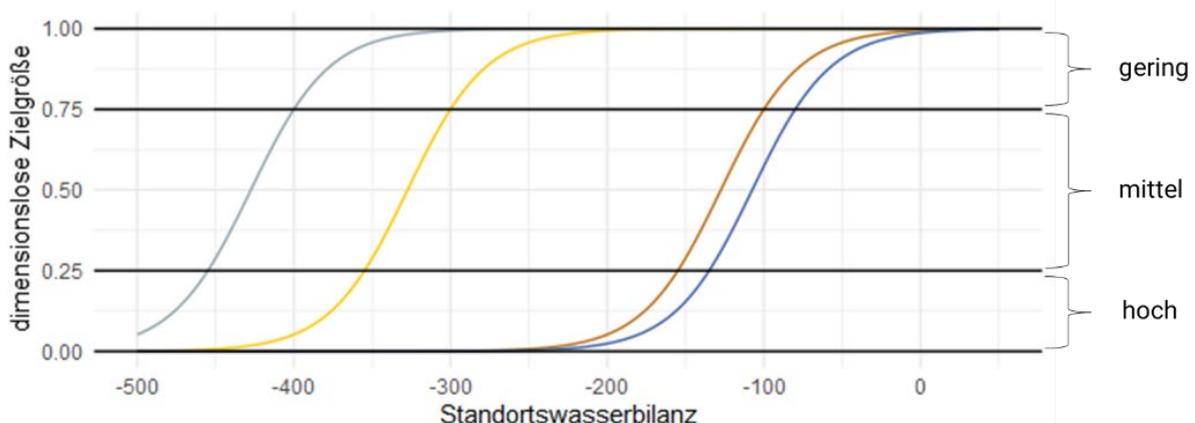


Abbildung 2: Normalisierung des Trockenstressrisikos in Abhängigkeit der Standortwasserbilanz für die verschiedenen Baumartengruppen

sung in diesem Datensatz detektiert. Die Satelliten-Aufnahmen stammen aus den Jahren 2017 bis 2018.

In einen ersten Schritt wird hieraus die Artanzahl ( $S$ ) innerhalb des Bestandes bestimmt. Nachfolgend werden aus der Artanzahl und den jeweiligen Baumartenanteilen ( $p_i$ ) der Shannon-Index ( $H$ ) bestandesweise nach folgender Formel hergeleitet:

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i * \ln p_i \quad (1)$$

Im nächsten Schritt wurde die Evenness ( $E_H$ ) berechnet. Die Evenness dient als Maß, wie ähnlich die Häufigkeiten verschiedener Arten innerhalb des Bestandes sind. Der Wert für die Evenness liegt dabei zwischen 0 (völlig ungleiche Verteilung der Individuen auf die einzelnen Arten) und 1 (totale Gleichverteilung). Die Evenness ergibt sich nach folgender Formel:

$$E_H = \frac{H}{\ln S} \quad (2)$$

Abbildung 4 zeigt die berechnete Evenness für das Untersuchungsgebiet. Es wird ersichtlich, dass es viele besonders artenarme Reinbestände gibt, die fast überwiegend aus Fichte bestehen. Gleichsam gibt es allerdings auch Bestände bspw. im Norden des Untersuchungsgebietes, die eine große Baumartenpalette und eine hohe Durchmischung aufweisen.

Durch die Berechnung der Evenness kann für jeden Bestand eine Bewertung anhand der Baumartenzusammensetzung erfolgen. So können besonders artenarme Bestände identifiziert und aus Gründen der Risikoversorge diversifiziert werden.

## 5 Baumartenzusammensetzung auf Landschaftsebene

Auf Landschaftsebene wird im Hinblick auf die Umbauwürdigkeit die regionale Stellung der jeweiligen Baumarten bewertet. Es wird angenommen, dass seltene Baumarten einen besonders hohen Wert für die Artdiversität auf Landschaftsebene haben, während häufige Baumarten einen

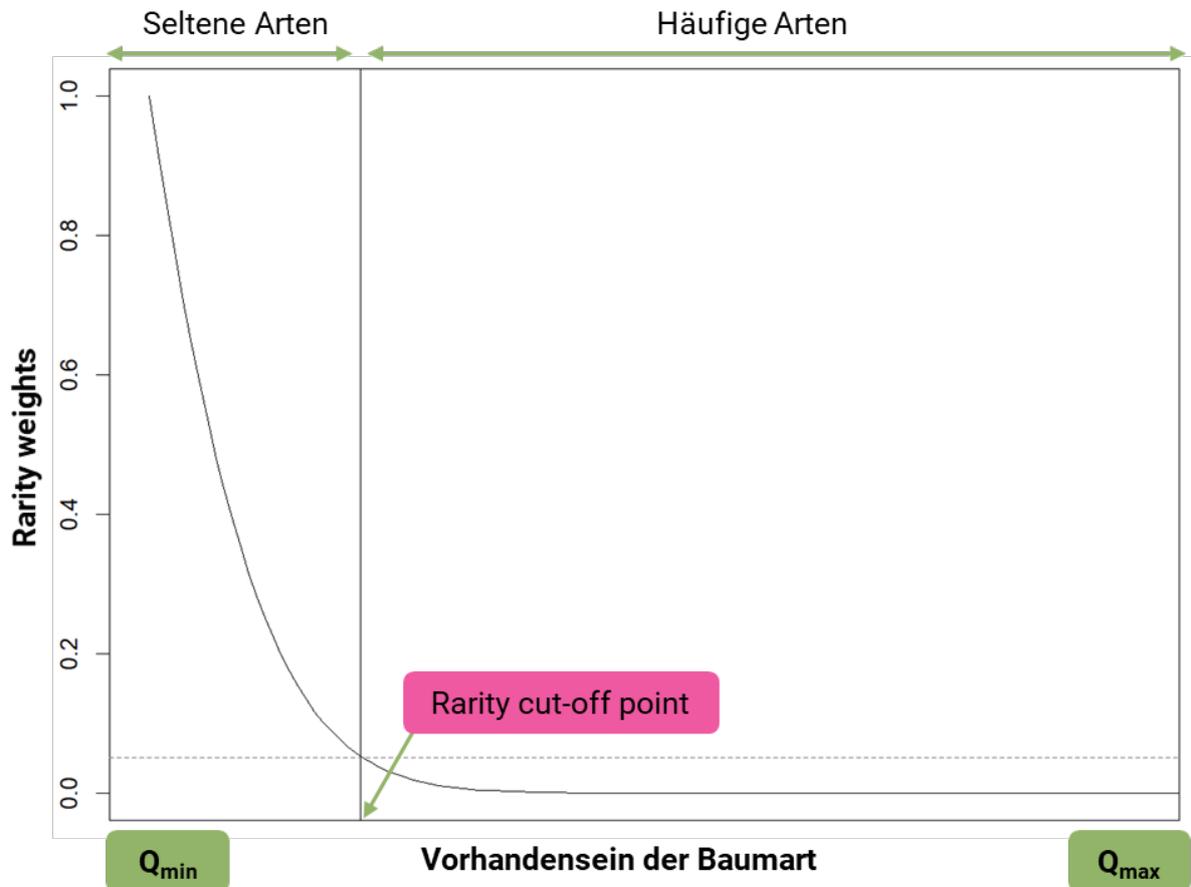


Abbildung 3: Seltenheitsgewichtungsfunktion in Abhängigkeit der Baumartenanteile sowie Darstellung des Seltenheits-Cut-off-Punkts

geringeren Wert haben. Zur Bestimmung der Seltenheit einer Baumart wurden in einem Umkreis von 500 m die Baumartenanteile aus den Fernerkundungsdaten herangezogen. Aus den Baumartenanteilen wird ein Raritätsindex ( $w_i$ ) nach Leroy et al. (2012) für jeden Bestand berechnet, der die relative Seltenheit der jeweiligen Baumart im Bestand auf Landschaftsebene untersucht:

$$w_i = \frac{1}{e^{(r \cdot \frac{Q_i - Q_{min}}{Q_{max} - Q_{min}} * 0.97 + 1.05)^2}} \quad (3)$$

Dabei gibt  $Q_i$  den jeweiligen Baumartenanteil der zu untersuchenden Baumart an.  $Q_{min}$  und  $Q_{max}$  geben die Anteile der häufigsten und seltensten Baumart an. Der Seltenheits-Cut-off-Punkt ( $r$ ) wird als Schwellenwert für das Vorkommen definiert, unterhalb dessen eine Art als selten gilt. Nach Sensitivitätsanalysen wurde ein Wert von 0,4 als Cut-off gewählt. Die Seltenheitsgewichtungsfunktion ist so angepasst, dass seltene Arten ein Seltenheitsgewicht ( $w$ ) haben, das unterhalb des Cut-off exponentiell ansteigt. Umgekehrt nimmt die Gewichtung oberhalb des Cut-off-Punktes ab, bis sie 0 erreicht.

Der Raritätswert für den Bestand ergibt sich aus den Seltenheitsgewichten der Baumarten des Polygons bezogen auf ihre Umgebung. Abbildung 4 zeigt die Seltenheit der Baumarten auf Landschaftsebene. Es wird erkennbar, dass vor

allem einzeln eingemischte Buchen- oder Lärchenbestände in Fichten-dominierten Bereichen bspw. im Norden des Untersuchungsgebietes eine hohe Seltenheit aufweisen und entsprechend hohe Seltenheitsgewichte erhalten. Fichtenbestände umgeben von Fichte weisen hingegen besonders geringe Seltenheitsgewichte auf. Ebenso wird die Seltenheit von Buche umgeben von benachbarten Buchenbeständen als gering gewichtet (Abbildung 4).

## 6 Multikriterielle Bewertung

Anhand der abgeleiteten Trockenstressrisikoeinschätzung, der Diversität auf Bestandesebene sowie der Rarität auf Landschaftsebene erfolgt im letzten Schritt eine Priorisierung der Waldumbauf Flächen anhand einer multikriteriellen Bewertung. Für die multikriterielle Entscheidungsfindung wurden die einzelnen Größen bereits normalisiert. Zunächst erfolgt keine Gleichgewichtung der einzelnen Kriterien:

$$x_{multi} = \frac{Trockenstress + Evenness + Rarität}{3} \quad (4)$$

Eine angepasste Gewichtung könnte je nach Zielstellung jedoch sinnvoll sein, um die Waldumbauaktivität weiter zu präzisieren. Als Ergebnis erhält man einen Wert, der die Umbaudringlichkeit beschreibt. Je höher der Wert ist, desto geringer ist die Umbaudringlichkeit. Je niedriger

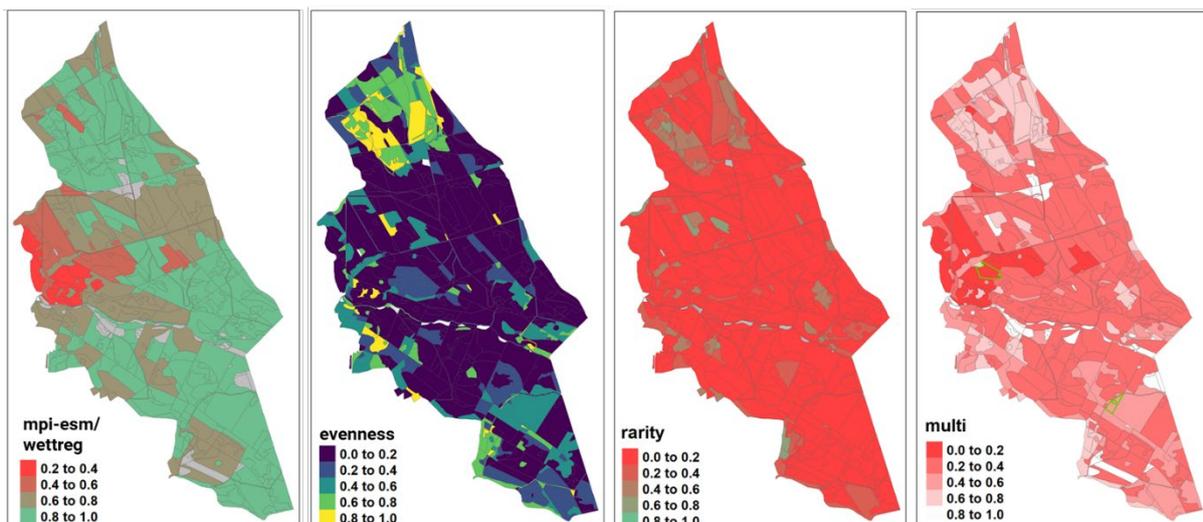


Abbildung 4: Normalisierung des Trockenstressrisikos in Abhängigkeit der Standortwasserbilanz für den MPI-ESM/WETTREG-Klimalauf unter Berücksichtigung der Baumartenzusammensetzung (links), aus Fernerkundungsdaten abgeleitete Evenness und Rarität zur Bestimmung der Diversität auf Bestandes- bzw. Landschaftsebene (Mitte) sowie multikriterielle Entscheidungsfindung zur Priorisierung von Waldumbau anhand von Trockenstress, Diversität auf Bestandesebene und Rarität auf Landschaftsebene (rechts).

der Wert ist, desto höher ist die Umbaudringlichkeit.

Abbildung 4 zeigt die aggregierten gewichteten Werte für das Untersuchungsgebiet. Es wird ersichtlich, dass es insbesondere im Westen des Untersuchungsgebiets eine hohe Umbauwürdigkeit ergibt, die sich aus einem erhöhten zukünftigen Trockenstressrisiko, geringer Diversität auf Bestandes- und Landschaftsebene. Gleichzeitig gibt es bspw. im Norden des Untersuchungsgebiets Bestände, die ein geringes Trockenstressrisiko aufweisen und gleichzeitig eine hohe Diversität auf Bestandes- und Landschaftsebene aufweisen.

## 7 Ausblick

Auf die gezeigte Weise können räumliche Schwerpunkte für einen Waldumbau abgeleitet und notwendige Kunstverjüngungen, einschließlich des damit verbundenen Bedarfs an Forstvermehrungsgut, Finanzmitteln und Personal abgeschätzt werden. Insbesondere auch für Einheiten, für die keine Forsteinrichtungsinformationen vorliegen, kann so eine Einschätzung des Waldumbaubedarfs erfolgen. So kann auf große Einheiten hochskaliert aber auch lokal der Waldumbaubedarf bestandesweise abgeschätzt werden. Entsprechend der Gewichtung der verschiedenen Einflussgrößen kann eine Priorisierung von besonders umbauwürdigen Beständen durchgeführt werden.

Zukünftig kann der multikriterielle Ansatz erweitert werden, indem weitere Einflussgrößen bei der Bewertung der Umbauwürdigkeit einbezogen werden. Neben Verjüngungspotenzialen könnten bspw. aus LIDAR-Daten abgeleitete Oberhöhen Berücksichtigung finden. Darüber hinaus kann eine unterschiedliche Gewichtung der verschiedenen Einflussgrößen je nach betrieblicher Zielstellung geeignet sein. Hiermit verbunden sollte sich eine Sensitivitätsanalyse der multikriteriellen Bewertung anschließen.

## 8 Literatur

- Allen, R. G.; Pereira, L. S.; Raes, D.; Smith, M. (1998): Crop evapotranspiration – Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and drainage paper 56. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 327 S.
- Blickensdörfer, L.; Oehmichen, K.; Pflugmacher, D.; Kleinschmit, B.; Hostert, P. (2022): Dominant Tree Species for Germany (2017/2018). <https://doi.org/10.3220/DATA20221214084846>
- Böckmann, T.; Hansen, J.; Hauskeller-Bullerjahn, K.; Jensen, T.; Nagel, J.; Nagel, R.-V.; Overbeck, M.; Pampe, A.; Peterleit-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, Band 61, 170 S.
- Bravo-Oviedo, A.; Pretzsch, H.; Del Río, M. (Hrsg.) (2018): Dynamics, Silviculture and Management of Mixed Forests. Managing Forest Ecosystems, Band 31. Springer International Publishing <https://doi.org/10.1007/978-3-319-91953-9>
- Hübener, H.; Bülow, K.; Fooker, C.; Früh, B.; Hoffmann, P.; Höpp, S.; Keuler, K.; Menz, C.; Mohr, V.; Radtke, K.; Ramthun, H.; Spekat, A.; Steger, C.; Toussaint, F.; Warrach-Sagi, K.; Woldt, M. (2017): ReKliEs-De Ergebnisbericht, 76 S. [https://doi.org/10.2312/WDCC/ReKliEsDe\\_Ergebnisbericht](https://doi.org/10.2312/WDCC/ReKliEsDe_Ergebnisbericht)
- Leroy, B.; Petillon, J.; Gallon, R.; Canard, A.; Ysnel, F. (2012): Improving occurrence-based rarity metrics in conservation studies by including multiple rarity cut-off points. *Insect Conservation and Diversity* 5(2): 159–168. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2011.00148.x>
- Moore, J. C. (2013): Diversity, Taxonomic versus Functional. In: Levin, S. A. (Hrsg.): *Encyclopedia of Biodiversity* Second Edition: 648–656. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00036-8>
- O'Hara, K. L. (2014): *Multiaged Silviculture: Managing for Complex Forest Stand Structures*. Oxford University Press, 213 S.
- Puhlmann, H.; von Wilpert, K. (2011): Test und Entwicklung von Pedotransferfunktionen für Wasserretention und hydraulische Leitfähigkeit von Waldböden. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 12: 61–71

# Der Datenspeicher Wald für Brandenburg – Fortschreibung der Bestandesdaten von Verjüngungen mit Hilfe von Ertragstafelfunktionen

Annett Degenhardt<sup>1</sup>

## Abstract

*Die jährliche Fortschreibung von Bestandesdaten im Datenspeicher Wald erfolgt mit Hilfe von Ertragstafel. Basierend auf Tafelwerten bzw. gegebenenfalls dokumentierten Funktionen werden mathematische Algorithmen entwickelt, die Extrapolationen über die in den Ertragstafeln dokumentierten Alters- und Bonitätsbereiche hinaus plausibel abbilden. Die dafür verwendeten Ansätze und Lösungen werden entwickelt und diskutiert.*

Keywords: Ertragstafeln; Datenbank; Walddaten; Forsteinrichtung

## 1 Einleitung

Seit fast 50 Jahren werden in Brandenburg die Naturaldaten aller Waldflächen in einer Datenbank, dem Datenspeicher Wald (DSW), gespeichert, gepflegt und aktualisiert. Als Datengrundlage dienen neben der einzelflächenweisen Inventur der Forsteinrichtung auch die Vollzugsdaten der Wirtschaftler. Darüber hinaus werden die Bestandesdaten mit Hilfe von geeigneten Algorithmen jährlich fortgeschrieben. Grundlage der Fortschreibung bilden die in Funktionen gefassten Ertragstafelwerte verschiedenster Baumarten.

Durch den intensiven Waldumbau in den vergangenen Jahren entstehen jedoch immer mehr gemischte Bestände insbesondere mit Verjüngungen im Unterstand, die das Minimalalter der üblichen Ertragstafeln nicht erreichen. Um eine Fortschreibung dieser sehr jungen Bestandsglieder zu ermöglichen, wird nach geeigneten Verfahren gesucht.

Aus Ermangelung gesicherter Verjüngungsmodelle für Brandenburg versucht man derzeit, die bekannten Ertragstafeln geeignet auf jüngere Altersbereiche zu extrapolieren. Schwierigkeiten treten insbesondere durch die großen Streuungen der Durchmesser und Höhen in den Anfangs-

jahren auf, die sich direkt auf die Bestandeskennwerte DG (Durchmesser des Grundflächenmittlestammes), HG (Höhe des Grundflächenmittlestammes), Stammzahl, Vorrat oder Zuwachs auswirken. Durch die Wahl geeigneter Funktionen, der Beschränkung der Wertebereiche sowie der Festlegung von Randbedingungen können die Entwicklungsverläufe sehr junger Bestandsglieder in einem plausiblen Rahmen gehalten werden.

Ferner sind Extrapolationen der Ertragstafelfunktionen über die Alters- und Bonitätsbereiche der Tabellenwerte hinaus für die Fortschreibung der vielfältigen Waldbestände unabdingbar.

## 2 Der Datenspeicher Wald für Brandenburg (DSW2)

Mit einem Großversuch zur Erfassung von Walddaten auf dem Gebiet der ehemaligen DDR startete 1965 die Entwicklung eines Datenspeicher Waldfond (DSWF), dem Vorläufer des heutigen DSW2. Innerhalb von 4 Jahren entstand eine Datenbank auf Großrechenanlage (R300, ESER) für den gesamten Staats- und Volkswald der DDR (BRA 1978). Seit 1970 erfolgt eine jährliche Aktualisierung der Daten durch algorithmenbasierte Fortschreibung beziehungsweise die Übernahme aktueller Forsteinrichtungsdaten.

Über den gesamten Zeitraum seines Bestehens kam es zu verschiedensten Anpassungen und Modernisierungen. So wurden beispielsweise das Merkmalspektrum entsprechend den sich ändernden Anforderungen immer wieder angepasst, nach 1990 die Waldflächen auf die neuen

---

<sup>1</sup> Landesbetrieb Forst Brandenburg, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (LFE), FB Waldressourcenmanagement annett.degenhardt@lfb.brandenburg.de

Bundesländer aufgeteilt und nach Eigentumsarten gegliedert oder das Datenbankmanagementsystem an die sich entwickelnde Hard- und Software angepasst.

In den 1990-er Jahren begann man in Brandenburg, den Datenspeicher Wald in ein zentrales Forstinformationssystem zu integrieren, so dass die Datenbank wesentlich an Bedeutung gewann und verstärkt für zentrale Auswertungen und Planungen, aber auch direkt auf der Fläche durch die Praxis genutzt werden konnte.

2002 entschlossen sich dann die Bundesländer Thüringen, Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg gemeinsam für die Entwicklung eines „Datenspeicher Wald, Version 2“ (DSW2) (Simon 2007). Neben der Umstellung auf neue Betriebssysteme und der Erweiterung der Anwendungsmöglichkeiten und des Nutzerkreises war insbesondere auch eine Verbesserung der Zuverlässigkeit der Algorithmen für die jährliche Fortschreibung der Walddaten angestrebt.

Aktuell dient der Datenspeicher vorrangig der modellartigen Abbildung des Zustandes aller Waldflächen auf Bestandesebene. Daher werden dort insbesondere die horizontale Flächeneinteilung, Bestockungsparameter wie Baumart, Alter, Bestandeshöhen und -durchmesser, Bonität, Vorrats- und Zuwachsschätzungen, aber auch Struktur- und Mischungsparameter sowie ausgewählte Informationen zum Gelände, Standort, Biotop, den Waldfunktionen u. a. abgelegt.

Darüber hinaus lassen sich Bewirtschaftungsmaßnahmen wie Verjüngungen, Pflegemaßnahmen oder Einschläge aber auch lang- und mittelfristige Planungsdaten wie Bestandespflege, Holzeinschlag, Verjüngungsmaßnahmen oder Bestandeszieltypen abbilden.

Die Inhalte des Datenspeichers Wald sind seit seiner Einführung in den jeweilig geltenden Betriebsreglungsanweisungen (BRA 1978) dokumentiert (LFB 2013).

### 3 Fortschreibung von Bestandesparametern

Zur Pflege und Aktualisierung der Daten im DSW2 wird auf verschiedene Verfahren zurückgegriffen. Prioritär ist die systematische Datenerfassung durch die Forsteinrichtung. Darüber hinaus sind die örtlichen Bewirtschafter zur Da-

tenpflege aufgefordert. Ein wesentlicher Baustein bei der Laufendhaltung der Daten ist jedoch eine modellbasierte jährliche Fortschreibung der Wachstumsdaten. Seit Bestehen des Datenspeichers Wald wird dabei auf existierende Ertragstafeln zurückgegriffen. Die automatische Fortschreibung der Bestandesdaten ist jedoch nur fehlerfrei möglich, wenn für alle in der Datenbank auftretenden Bestandesalter und Bonitäten plausible Prognosewerte berechnet werden können.

Da im Ergebnis des Waldumbaus zunehmend Mischungen mit mehreren Baumarten unterschiedlicher Alter und räumlicher Verteilungen an Bedeutung gewinnen, wurde auch über den Einsatz von Wachstumssimulationsmodellen (Degenhardt 2009) für die Fortschreibung aller Bestände nachgedacht.

Erste Tests zeigten jedoch, dass die Prognosen stark strukturierter, sehr junger Bestände oder Bestände mit eher seltenen Baumarten aufgrund der zu geringen Datengrundlagen bei der Modellparametrisierung teilweise viel zu ungenauen und zu unplausiblen Ergebnissen lieferten, was auf die hinterlegten einzelbaumbasierten nichtlinearen Modellansätze zurückzuführen ist, die nicht über die untersuchten Wertebereiche hinaus stabil extrapolierbar sind.

Daher wird die jährliche Fortschreibung auch weiterhin auf der Basis von Ertragstafel-Funktionen durchgeführt. Die in Abbildung 2 beispielhaft dargestellten Berechnungsschritte für die jährliche Fortschreibung der Bestandesdaten zeigen, dass eine Vielzahl von Ertragstafelfunktionen für die Bonitierung, die Entwicklung der Bestandesdurchmesser, -höhen, -grundflächen, -vorräte



Abbildung 1: Anbindung des Wachstumssimulationsmodells BWINPro Brandenburg an den DSW2 (simulative Erzeugung von Bestandesstrukturen aus DSW-Daten)

$$\begin{aligned} \text{Alter} &= \text{Alter}+1 \\ \text{Höhe}_A &= \text{Höhe}_{A-1} + \text{Höhe}_A(\text{ET, Bonität}) - \text{Höhe}_{A-1}(\text{ET, Bonität}) \\ \text{Vorrat}_A &= \text{Vorrat}_{A-1} + \text{Zuwachs}_{A-1 \rightarrow A}(\text{ET, Bonität}) \\ \text{Durchmesser}_A &= \text{Durchmesser}_{A-1} \cdot \sqrt{\frac{\text{Vorrat}_A / \text{Höhe}_A}{\text{Vorrat}_{A-1} / \text{Höhe}_{A-1}}} \\ \text{Grundfläche}_A &= \text{Vorrat}_A / (\text{Formzahl}_A \cdot \text{Höhe}_A) \\ \text{Schlussgrad}_A &= \text{Grundfläche}_A / \text{Grundfläche}_A(\text{ET, Bonität}) \end{aligned}$$

Abbildung 2: Ausgewählte Berechnungsschritte für die jährliche Fortschreibung von Bestandesdaten

und -formzahlen sowie Zuwächse benötigt werden. Darüber hinaus sind verschiedene Umrechnungen, wie z. B. zwischen relativer und absoluter Bonität oder zwischen Mittel- und Oberhöhen erforderlich.

Insgesamt sind aktuell Ertragstafeln von 21 Baumarten in den Fortschreibungsalgorithmus integriert (Abbildung 3).

Die generell stark veränderten Wuchsbedingungen sowie ein Umdenken bei der Bewirtschaftung der Bestände führt in der Praxis zu einem weit größeren Alters- und Bonitätsspektrum als es die teilweise sehr alten Ertragstafeln abbilden. Daher waren in der Regel sowohl Extrapolationen über die in den Ertragstafeln vorgegebenen Bonitätsbereiche als auch Erweiterungen der Altersbereiche für die Fortschreibung wesentlich jüngerer und älterer Bestände erforderlich.

#### 4 Anpassung von Ertragstafel-Funktionen

Die ältesten im DSW2 verwendeten Ertragstafeln (Abbildung 3) gehen zurück auf Mitscherlich (Schwarzerle 1945) und Schober (Europäische Lärche 1946) zurück. Die jüngsten Ertragstafeln sind Entwicklungen von Lockow (Hainbuche 2009, Bergahorn 2003, Weißerle 2002). Während für die sehr alten Tafeln meist nur Wertetabellen verfügbar sind (Abbildung 4), liegen für neuere Tafeln die verwendeten Funktionen in verschiedenen Qualitäten vor (Abbildungen 5-8).

Je nach Datenlage mussten die Ertragstafel-Tabellen in Funktionen gefasst werden bzw. schon vorliegende Ertragstafelfunktionen auf mathematische Eignung überprüft und gegebenenfalls neu angepasst werden. Insbesondere mussten

- Kiefer (Lembcke et al. 1975)
- Fichte (Wenk et al. 1984)
- Europäische Lärche, mäßige DF (Schober 1946)
- Japanische Lärche, starke DF (Schober 1953)
- Douglasie, mäßige DF (Schober 1956)
- Douglasie, mittleres EN, starke DF (Bergel 1985)
- Buche (Dittmar et al. 1983)
- Eiche (Erteld 1961 i. V. m. Jüttner 1955, IV. u. V. Bonität)
- Roteiche, gestaffelte DF (Bauer 1953)
- Bergahorn (Lockow 2003)
- Hainbuche (Lockow 2009)
- Roterle (Lockow 1994)
- Schwarzerle, starke DF (Mitscherlich 1945)
- Weißerle (Lockow 2002)
- Esche (Volquardts 1958)
- Robinie (Erteld 1952)
- Sandbirke (Lockow 1998)
- Moorbirke (Lockow 1998)
- Birke (Tjurin, Naumenko 1956)
- Pappel II (Knapp 1973)
- Winterlinde (Böckmann 1990)

Abbildung 3: Die für die Fortschreibung der Brandenburger Walddaten im DSW2 verwendeten Ertragstafeln

Unstetigkeiten in den Funktionsverläufen beseitigt, die Invertierbarkeit der Funktionen garantiert und Extrapolationsfähigkeit über die in den Ertragstafel-Tabellen dargestellten Alters- und Bonitätsbereiche hinaus gesichert sein. Teilweise musste dabei auf stückweise definierte Funktionen zurückgegriffen werden. Ferner waren gegebenenfalls auftretende Extremwerte auf plausible Werte zurückzusetzen.

Jahre	Veränderlicher Bestand										Ausschlagsschritt									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
90	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000
95	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000

Abbildung 4: Ertragstafeltabelle für die Esche (Volquardts 1958)

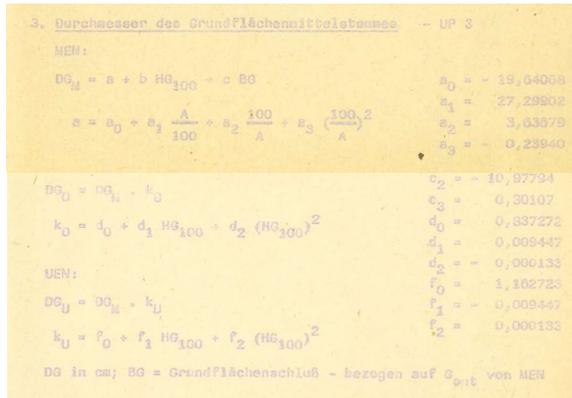


Abbildung 5: Auszug aus der Ertragstafel Kiefer (Lembcke et al. 1975) Formel zur Berechnung des Durchmessers des Grundflächenmittelstammes in Abhängigkeit vom Bestandesalter A und der Bonität HG100

$$i_h = \frac{0.495586 \cdot h}{A^{1.011263}} \cdot \ln\left(\frac{96.173358}{h}\right) \quad \Delta A = 1$$

$i_h$  = laufender jährlicher Höhenzuwachs in m  
 $h$  = Höhe in m  
 $A$  = Alter  
 $\bar{i}_h$  = 0.33 m (min.=0.01m; max.=1.27m, n=1028)

Abbildung 6: Auszug aus der Ertragstafel Winterlinde (Böckmann 1990): Formel zur Berechnung der absoluten Höhenbonität in Abhängigkeit vom Bestandesalter A und der Bestandeshöhe h.

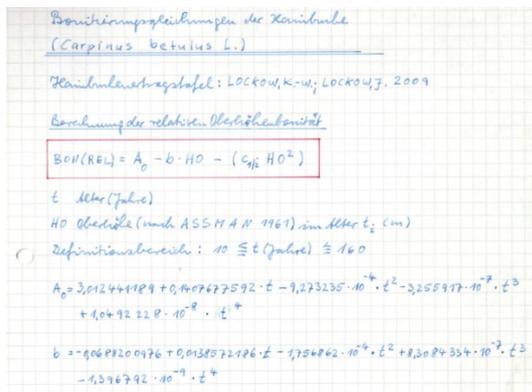


Abbildung 7: Auszug aus der Ertragstafel Hainbuche (Lockow 2009): Berechnung der relativen Oberhöhenbonität in Abhängigkeit vom Alter t und der Oberhöhe HO nach Abmann

Die Möglichkeiten der Anpassung der Ertragstafelfunktionen werden im Folgenden anhand der Kiefern-Ertragstafel (mittleres Ertragsniveau) für einzelne Parameter demonstriert.

#### 4.1 Anpassung der Mittelhöhe

Die im Bericht Kiefern-Ertragstafel (Lembcke et al. 1975) dokumentierten Ertragstafel-Funktionen sichern plausible Werte für die in den Ertragstafel-Tabellen dargestellten Wertebereiche.

So werden für eine relative Bonität 0 Werte für die Mittelhöhe im Altersbereich von 20 bis 130 Jahren angegeben, für die relative Bonität IV dagegen im Altersbereich 50 bis 140 Jahre.

Betrachtet man die in Abbildung 8 dargestellten Verläufe der in der Ertragstafel formulierten Höhenfunktion (1) - (3) in Abhängigkeit vom Alter (Alt) und der Bonität (Bon):

$$\text{Höhe} = f_H(\text{Al}, \text{Bon}) = \frac{\text{Bon} - f_{11}(\text{Alt})}{f_{12}(\text{Alt})} \quad (1)$$

mit

$$f_{11}(\text{Al}) = 5,3774914 + 4,3364045 \cdot \frac{\text{Alt}}{100} - 1,7138966 \cdot \left(\frac{\text{Alt}}{100}\right)^2 \quad (2)$$

$$f_{12}(\text{Alt}) = -0,1791894 - 0,6499329 \cdot \frac{10}{\text{Alt}} - 0,581721 \cdot \left(\frac{10}{\text{Alt}}\right)^2 \quad (3)$$

dann ist ein Abfallen der Funktionen für höhere Alter erkennbar. Als plausibel wird jedoch angenommen, dass die Mittelhöhe ab einem bestimmten Alter mindestens konstant bleibt.

Daher wird versucht, für den Verlauf der Mittelhöhe eine zusammengesetzte Funktion zu konstruieren, die die Ertragstafelfunktion mit der zusätzlichen Bedingung, die Konstanz der Höhe ab dem Erreichen des Maximalwerts der Funktion, stetig verknüpft. Der Maximalwert wird erreicht, wenn für die Ableitung der Funktion  $f_H$  gilt

$$\frac{df_H(\text{Alt}, \text{Bon})}{d\text{Alt}} = 0 \quad (4)$$

Da die Gleichung (4) aufgrund des in der Ertragstafel gewählten Funktionsansatzes nicht analytisch lösbar ist, wurden die Nullstellen für ganzzahlige relative Bonitäten näherungsweise bestimmt (Tab. 1).

Der Ausgleich der in Tabelle 1 dargestellten Nullstellen der Funktion (4), also der Alter mit maximalen Höhenwerten, erfolgt mit Hilfe einer nicht-linearen Regression.

Damit ergibt sich für die Berechnung der Mittelhöhe in Abhängigkeit vom Bestandesalter und

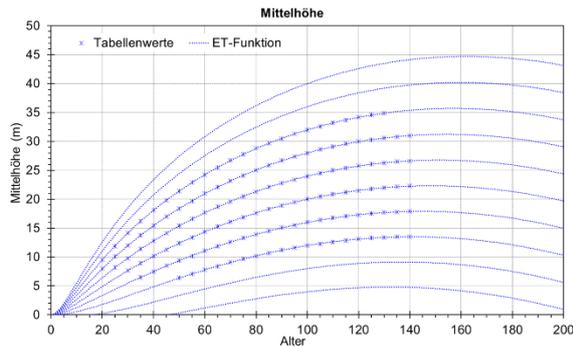


Abbildung 8: Extrapolation der Ertragstafelfunktion für die Mittelhöhe über den Wertebereich hinaus: relative Bonität -2 bis 6, Altersbereich 0 bis 200 Jahre. Die Tabellwerte sind durch Sterne markiert.

der Bonität folgende zusammengesetzte Funktion (Abbildung 9):

$$\text{Höhe}(\text{Alt}, \text{Bon}) = \begin{cases} f_H(\text{Alt}, \text{Bon}), & \text{falls } \text{Alt} < \text{Alt\_max\_Höhe}(\text{Bon}) \\ f_H(\text{Alt\_max\_Höhe}, \text{Bon}), & \text{falls } \text{Alt} \geq \text{Alt\_max\_Höhe}(\text{Bon}) \end{cases} \quad (5)$$

wobei

$$\text{Alt\_max\_Höhe}(\text{Bon}) = -0,105844 \cdot \text{Bon}^2 - 2,71229 \cdot \text{Bon} + 157,163584 \quad (6)$$

Das Ergebnis der Anpassung ist in Abbildung 9 dargestellt.

Tabelle 1: Näherungsweise bestimmte Nullstellen der Funktion (6) für ganzzahlige relative Bonitäten sowie der funktionale Ausgleich mit Hilfe einer Regression mit einem Polynom 2. Grades

Bonität	Alter mit maximaler Höhe	Regression über die Bonität
-2	162,26	162,1648
-1	159,73	159,7700
0	157,08	157,1636
1	154,27	154,3455
2	151,3	151,3156
3	148,13	148,0741
4	144,73	144,6209
5	141,03	140,9560
6	136,96	137,0795

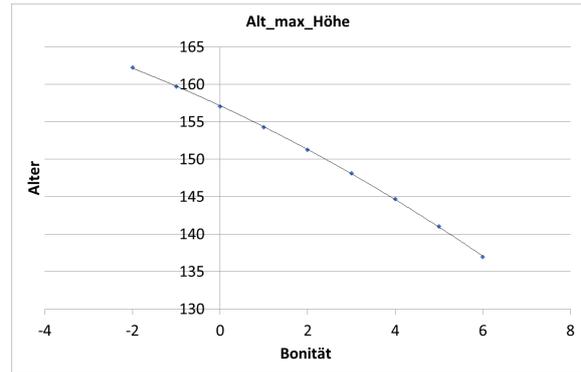


Abbildung 9: Verlauf der Ausgleichsfunktion für das Alter mit maximaler Höhe in Abhängigkeit von der Bonität

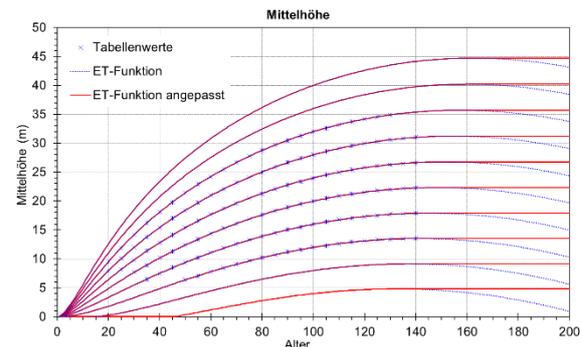


Abbildung 10: Die angepasste zusammengesetzte Funktion für die Mittelhöhe

#### 4.2 Anpassung der Durchmesser des Grundflächenmittelstammes (Mittendurchmesser)

In Abbildung 11 sind die extrapolierten Verläufe für die in der Kiefern-Ertragstafel (mittleres Ertragsniveau) formulierten Funktion für den Durchmesser des Grundflächenmittelstammes in Abhängigkeit von der Bonität (Bon) und dem Alter (Alt) dargestellt.

$$f_{DM}(\text{Alt}, \text{Bon}) = f_{11}(\text{Alt}) + f_{12}(\text{Alt}) \cdot (32 - 4 \cdot \text{Bon}) + f_{13}(\text{Alt}, \text{Bon}) \quad (7)$$

mit

$$f_{11}(\text{Alt}) = -16,45076 + 24,90168 \cdot \frac{\text{Alt}}{100} + 3,14407 \cdot \frac{100}{\text{Alt}} - 0,22348 \cdot \left(\frac{100}{\text{Alt}}\right)^2 \quad (8)$$

$$f_{12}(\text{Alt}) = 1,83038 \cdot \frac{\text{Alt}}{100} - 0,68712 \cdot \left(\frac{\text{Alt}}{100}\right)^2 \quad (9)$$

$$f_{13}(\text{Alt}, \text{Bon}) = -0,46358 - 0,01408 \cdot (32 - 4 \cdot \text{Bon}) - 9,24826 \cdot \frac{\text{Alt}}{100} + 0,22113 \cdot \frac{\text{Alt}}{100} \cdot (32 - 4 \cdot \text{Bon}) \quad (10)$$

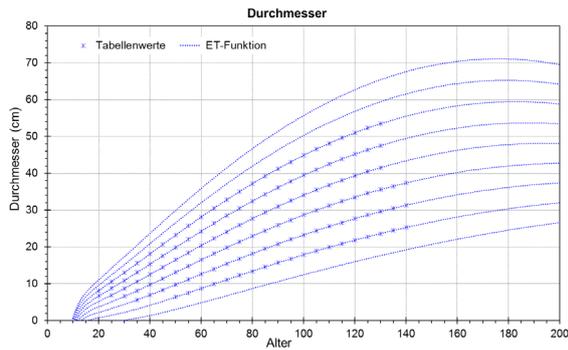


Abbildung 11: Extrapolation der Ertragstafelfunktion für den Durchmesser des Grundflächenmittelstammes über den Wertebereich hinaus: relative Bonität -2 bis 6, Altersbereich 0 bis 200 Jahre. Die Tafelwerte sind durch Sterne markiert

Während die Funktion für den über die Tafelwerte hinausgehenden Altersbereich >140 Jahre übernommen werden konnte, treten hier die Probleme in den jüngeren Jahren (<20-40 Jahre) auf. Aus Plausibilitätsgründen dürfen Durchmesserwerte > 0 erst erreicht werden, wenn der Bestand eine Mittelhöhe über 1,3 m erreicht hat. Das bedeutet auch hier, dass die für die Berechnung der Tafelwerte verwendete Funktion nicht für den gesamten Wertebereich geeignet ist und analog zur Höhenfunktion nach einer geeigneten zusammengesetzten Funktion gesucht werden muss.

In einem ersten Schritt wurde daher aus der Höhenfunktion für jede ganzzahlige Bonität das Alter näherungsweise bestimmt, bei dem die Höhe den Wert 1,3 m erreicht:

$$Höhe = f(Alt, Bon) = \frac{Bon - f_{11}(Alt)}{f_{12}(Alt)} = 1,3 \text{ m} \quad (11)$$

Um Werte für beliebige Bonitäten zwischen -2 und 6 berechnen zu können, wurden diese durch eine Exponentialfunktion (8) mit Hilfe der Regressionsanalyse ausgeglichen (Tab. 2).

$$Alt_{min\_DM}(Bon) = \exp\left(\exp(0,423433 \cdot \exp(0,175465 \cdot Bon))\right) \quad (12)$$

Tabelle 2: Näherungsweise bestimmte Lösungen der Gleichung (11) für ganzzahlige relative Bonitäten sowie der funktionale Ausgleich durch eine Exponentialfunktion.

Bonität	Alter mit Höhe = 1,3 m	Regression über die Bonität
-2	3,846	3,8471
-1	4,19	4,1645
0	4,636	4,60524
1	5,24	5,24042
2	6,116	6,2012
3	7,52	7,7513
4	10,149	10,4822
5	16,277	15,9269
6	31,59	28,9312

Die mit dieser Funktion ermittelten Anfangsalter dienen als Nullstellen der zusammengesetzten Durchmesserfunktion und damit als eine Randbedingung bei der Ermittlung der Funktionsparameter.

Weitere Randbedingungen ergeben sich aus der Forderung, dass die Teilfunktionen an geeigneten Knotenpunkten stetig zusammengesetzt sein müssen. Als Knotenpunkte erwiesen sich Alterswerte in der Nähe der minimalen Alter der Tafelwerte (Tab. 3) als geeignet, die ebenfalls durch eine Exponentialfunktion ausgeglichen werden konnten.

$$Alt_{min\_ET}(Bon) = \exp\left(\exp(1,102112 \cdot \exp(0,038768 \cdot Bon))\right) \quad (13)$$

Tabelle 3: Minimale Alter der Tafelwerte in Abhängigkeit von der Bonität und deren Ausgleich mit einer Exponentialfunktion.

Bonität	Min. Alter ET	Regression über die Bonität
-0,5	20	19,0581
0	20	20,2979
0,5	20	21,6751
1	20	23,2097
1,5	25	24,9253
2	25	26,8497
2,5	30	29,0163
3	30	31,4645
3,5	30	34,2420
4	35	37,4064
4,5	40	41,0272
5	50	45,1895

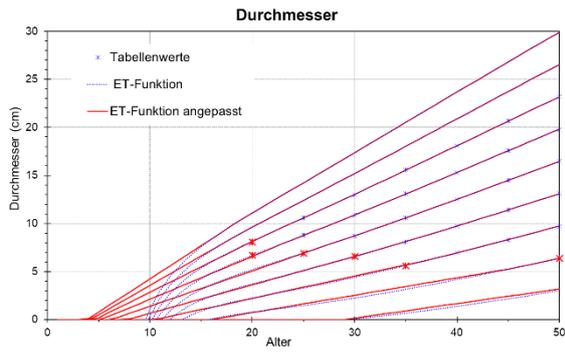


Abbildung 12: Die zusammengesetzte Funktion für den Durchmesser des Grundflächenmittelstammes für Alter < 50 Jahre und relative Bonitäten -2 bis 6. Die Knotenpunkte sind durch rote Sterne markiert.

Zwischen den errechneten Nullstellen und Knotenpunkte konnten die Parameter linearer Funktionen eindeutig durch die zusätzliche Bedingung der Stetigkeit in den Knotenpunkten bestimmt werden.

$$DM = \begin{cases} 0 & \text{Alt} < \text{Alt}_{\min\_DM}(\text{Bon}) \\ f_{DM}(\text{Alt}, \text{Bon}) & \text{Alt} \geq \text{Alt}_{\min\_DM}(\text{Bon}) \\ f_{DM,A}(\text{Alt}, \text{Bon}) & \text{sonst} \end{cases} \quad (14)$$

mit

$$f_{DM,A} = f_{DM}(\text{Alt}_{\min\_ET}(\text{Bon}), \text{Bon}) + \frac{f_{DM}(\text{Alt}_{\min\_ET}(\text{Bon}), \text{Bon})}{\text{Alt}_{\min\_ET}(\text{Bon}) - \text{Alt}_{\min\_DM}(\text{Bon})} \cdot \text{Alt} - \frac{\text{Alt}_{\min\_ET}(\text{Bon}) \cdot DM(\text{Alt}_{\min\_ET}(\text{Bon}), \text{Bon})}{\text{Alt}_{\min\_ET}(\text{Bon}) - \text{Alt}_{\min\_DM}(\text{Bon})} \quad (15)$$

### 4.3 Anpassung von Grundfläche und Vorrat

In ähnlicher Weise erfolgte die Anpassung der Grundflächen- und Vorratsfunktionen. Analog zum Durchmesser können die Grundfläche und der Derbholzvorrat erst Werte >0 annehmen,

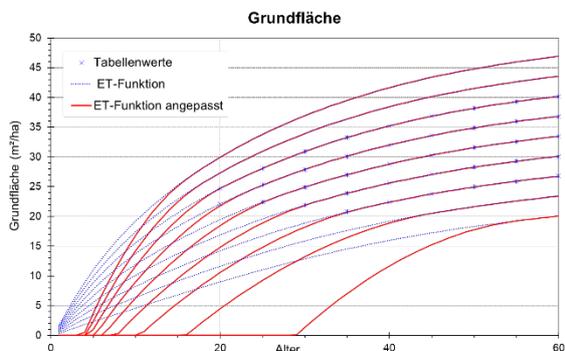


Abbildung 13: Die zusammengesetzte Funktion für die Bestandesgrundfläche für Alter < 60 Jahre und relative Bonitäten -2 bis 6.

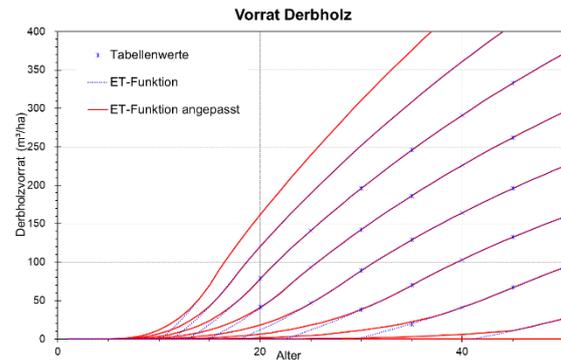


Abbildung 14: Die zusammengesetzte Funktion für den Derbholzvorrat für Alter < 60 Jahre und relative Bonitäten -2 bis 6.

wenn die Bestandeshöhe > 1,3 m ist. Gleichfalls werden die durch Gleichung (13) bestimmten Knotenpunkte verwendet.

Der untere Altersbereich der Grundflächenfunktion wird im Gegensatz zum Durchmesser mit einem quadratischen Polynom ausgeglichen. Neben den vorgegebenen Nullstellen werden zwei weitere Bedingungen für die Bestimmung der Parameter verwendet, die Stetigkeit und stetige Differenzierbarkeit in den Knotenpunkten (Abbildung 13). Der untere Altersbereich der Vorratsfunktion wird dagegen mit einem kubischen Polynom ausgeglichen. Die notwendigen vier Bedingungen zur eindeutigen Bestimmung der Parameter der Polynome ergeben sich aus der Stetigkeit der Funktion in den Knotenpunkten sowie der Annahme einer dreifachen Nullstelle bei H=1,3m (Abb. 14).

Prinzipiell wurde versucht, nur notwendige Ertragstafelbeziehungen plausibel auszugleichen. Weitere, für die Fortschreibung der Bestände erforderlichen Parameter wie Stammzahl, Zuwachs, Nutzung, Formzahl wurden rechnerisch daraus abgeleitet. Die Plausibilität aller Funktionen, der Grundfunktionen (Höhe, Durchmesser,

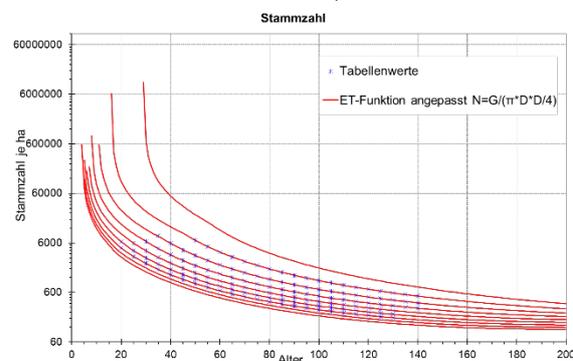


Abbildung 15: Die aus den Funktionen für die Grundfläche und den Durchmesser abgeleiteten Stammzahlen.

Grundfläche und Vorrat) sowie der abgeleiteten Funktionen (Stammzahl, Zuwachs, Nutzung, Formzahl) dienen als Gradmesser für die Güte der abschließend gewählten Modelle. Abbildung 15 zeigt beispielsweise die aus Grundfläche und Durchmesser abgeleitete Funktion für die Stammzahl.

### 5 Dokumentation der Funktionen

In Vorbereitung der Übernahme der angepassten Ertragstafelfunktion in den Fortschreibungsalgorithmus des DSW2 wurden diese in Nassi-Schneiderman-Diagrammen dargestellt (Abbildung 16). Neben der eigentlichen Definition der Ertragstafelfunktionen sind darin zusätzlich Beschränkungen der Definitions- und Wertebereiche festgelegt. Diese sind erforderlich, um auch nach mehreren jährlichen Fortschreibungen immer noch

plausibler Daten für das Gesamtsystem, also für alle Bestandesparameter zu erhalten.

### 6 Diskussion und Ergebnisse

Alle Anpassungsschritte wurden ausführlich mit den Mitarbeitern der Forteinrichtung in Brandenburg und Mecklenburg diskutiert, wobei es immer wieder auch zu unterschiedlichen Auffassungen zur Genauigkeit und Plausibilität der Verläufe der Funktionen kam.

Die angepassten und erweiterten Funktionen der Kiefern-Ertragstafel sind in das DSW2-Programm integriert worden. Nach einem ersten Einsatz der Algorithmen zur Fortschreibung der DSW2-Daten zum Jahreswechsel 2023/2024 werden die Prognosewerte noch einmal überprüft und eventuell auftretende unplausible Werte herausgefiltert und analysiert. Eventuell sind dann noch einmal geringfügige Korrekturen der Algorithmen erforderlich.

Während die Kiefern-Ertragstafel relativ ausführlich und mathematisch exakt beschrieben wurden, treten bei der Bearbeitung der weiteren Ertragstafeln (Abbildung 3) neue und zusätzliche Probleme auf.

Teilweise enthalten die verwendeten Funktionen Sprünge (z. B. Grundflächen- und Vorratsfunktionen). In einigen Fällen (Hainbuche, Robinie) sind die für die Höhenbonitierung verwendeten Funktionen nicht invertierbar, was aber für die Fortschreibung der Höhe in Abhängigkeit von Alter und Bonität erforderlich ist. In beiden Fällen sind neue Funktionsansätze zu wählen und zu prüfen.

Für diejenigen Ertragstafeln, die nur in Tabellenform vorliegen, waren grundsätzlich geeignete Funktionen zu entwickeln.

Alle Ertragstafelfunktionen im Fortschreibungsmodul des DSW2 stehen als .dll zur Verfügung und können auch in andere Anwendungen relativ einfach eingebunden werden.

### 7 Danksagung

Für die umfassenden und sehr konstruktiven Diskussionen zur Integration der Ertragstafeln in den DSW2 möchte ich mich ganz herzlich bei Herrn Bernd Rose sowie Herrn Ralf Geßner, Herrn Thomas Kindermann (alle Landesbetrieb Forst Brandenburg) und Herrn Sven Blomeyer (Landesforst M-V) bedanken. Ein besonderer Dank gilt



3.6 Grundfläche	
Beschreibung	Berechnung der Grundfläche GF_HA_ET(ALT,BON_REL)
Herkunft	Korrektur durch Knapp
Definitionsbereich(e)	ALT 1 - ∞ BON_REL (-2) - 6
Wertebereich	DM_ET ≥ 0
Berechnungsschritte	D1 - Begrenzung der Eingabeparameter auf den Definitionsbereich F1 - Berechnung der Hauptfunktion T1 - Berechnung für Teilintervalle W1 - Begrenzung des Ergebnisses auf den Wertebereich
Formeln	
D1 - Begrenzung der Eingabeparameter auf den Definitionsbereich	
Falls:	
ALT < 1	ALT = 1
Falls:	
BON_REL < -2	BON_REL = -2
BON_REL > 6	BON_REL = 6
F1 - Berechnung der Hauptfunktion	
GF_HA_ET=0,01*(32-4*BON_REL)*F11(ALT)*F12(ALT)	
F11 - Teilfunktion 1	
F11(ALT)=10 <sup>0,04149+1,30870*lg(ALT)-0,38100*lg(ALT)<sup>2</sup></sup>	
F12 - Teilfunktion 2	
F12(ALT)=10 <sup>0,34808+4,55299*lg(ALT)-1,10352*lg(ALT)<sup>2</sup></sup>	
T1 - Berechnung für Teilintervalle	
Falls:	
ALT < ALT_MIN_BH	GF_HA_ET = 0
ALT ≥ ALT_MIN_BH(BON_REL) und ALT < ALT_MIN_ET(BON_REL)	GF_HA_ET= G3+G2*ALT+G1*ALT <sup>2</sup> mit G0= GF_HA_ET(ALT_MIN_ET+0,01,BON_REL)-GF_HA_ET(ALT_MIN_ET,BON_REL) G1= GF_HA_ET(ALT_MIN_ET,BON_REL)-G0*(ALT_MIN_ET-ALT_MIN_BH) ALT_MIN_ET-ALT_MIN_BH <sup>2</sup> -2*ALT_MIN_ET*(ALT_MIN_ET-ALT_MIN_BH) G2=G0-2*G1*ALT_MIN_ET G3= - G2*ALT_MIN_BH-G1*ALT_MIN_BH <sup>2</sup>
ALT ≥ ALT_MIN_ET(BON_REL)	GF_HA_ET=GF_HA_ET(ALT,BON_REL)
W1 - Begrenzung des Ergebnisses auf den Wertebereich	
Wenn: GF_HA_ET < 0?	
Ja	Nein
GF_HA_ET = 0	-/-
Nachweis der Gültigkeit	
ET-Werte und Grafiken	
Siehe < ET 02-KI M_08_2022_AD_BR.xlsx>; Blätter „4 GF_HA_ET“, „4 Bild GF_HA_ET“	

Abbildung 16: Nassi-Schneiderman-Diagramm für die Grundflächenfunktion

Herrn Ralf Geßner für die immer wieder zeitnahe Bereitstellung von Testdaten.

## 8 Literatur

- BRA (1978): Betriebsreglungsanweisung: Anweisung zur Forsteinrichtung des Waldfonds der DDR. Forstprojektierung Potsdam.
- Bauer, F. (1953): Roteichen-Ertragstafel, starke Durchforstung. In: Schober, R. (1987): Ertragstafeln wichtiger Baumarten, bei verschiedener Durchforstung. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main.
- Bergel, D. (1985): Douglasien-Ertragstafel für Nordwestdeutschland. Abteilung Waldwachstum der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, 72 S.
- Böckmann, T. (1990): Wachstum und Ertrag der Winterlinde (*Tilia cordata*) in Niedersachsen und Nordhessen. Dissertation der Georg-August-Universität Göttingen, 143 S.
- Degenhardt, A. (2009): Simulative Erzeugung von Bestandesstrukturdaten für Kiefern-Bestände auf der Grundlage von Forsteinrichtungsdaten. Sektion Forstliche Biometrie und Informatik, Tharandt, 21.-22.09.2009, Tagungsbericht, S. 121-138.
- Dittmar, O.; Knapp, E.; Lembcke, G. (1983): DDR-Buchenertragstafel 1983. Forschungsbericht des Instituts für Forstwissenschaften, Abteilung Information.
- Erteld, W. (1952): Ertragstafel der Robinie, mäßige Durchforstung. In: Erteld, W. (1963): Ertragstafelauszüge. Für den Gebrauch in der Praxis, Neumann-Verlag Radebeul.
- Erteld, W. (1961): Ertragstafel der Eiche, mäßige Durchforstung. In: Erteld, W. (1963): Ertragstafelauszüge. Für den Gebrauch in der Praxis, Neumann-Verlag Radebeul.
- Jüttner, O. (1955): Ertragstafel für die Eiche, mäßige Durchforstung. In: Schober, R. (1995): Ertragstafeln wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main.
- Knapp, E. (1973): Ertragstafeln für Schwarzpappelsorten. Forschungsbericht des Instituts für Forstwissenschaften, Abteilung Waldbau/Ertragskunde.
- Lembcke, G.; Knapp, E.; Dittmar, O. (1975): DDR-Kiefern-Ertragstafel 1975. Forschungsbericht des Instituts für Forstwissenschaften Eberswalde, Abt. Ertragskunde.
- LFB (2010): Datenspeicher Wald - Version 2. [online] <https://dsw2.de/index.html> [abgerufen am 06.12.2023].
- LFB (2013): Betriebliche Anweisung zur Forsteinrichtung des Landeswaldes im Land Brandenburg. Betriebliche Anweisung 13/2011. Fassung vom 15.04.2013.
- Lockow, K.-W. (1996): Ertragstafel für die Sandbirke (*Betula pendula* Roth) in Nordostdeutschland. Landesforstanstalt Eberswalde, Dezernat Waldwachstum, Eberswalde, 47 S.
- Lockow, K.-W. (1997): Ertragstafel für die Moorbirke (*Betula pubescens* Ehrh.) in Nordostdeutschland. Landesforstanstalt Eberswalde, Dezernat Waldwachstum, Eberswalde, 43 S.
- Lockow, K.-W. (1998): Ertragstafel für die Roterle (*Alnus glutinosa* [L.] Gaertn.) im nordostdeutschen Tiefland. Landesforstanstalt Eberswalde, Dezernat Waldwachstum, Eberswalde, 55 S.
- Lockow, K.-W. (2003): Bergahorn (*Acer pseudoplatanus* L.) in Nordostdeutschen Tiefland. Ertragstafel. Landesforstanstalt Eberswalde, Dezernat Waldwachstum, Eberswalde, 80 S.
- Lockow, K.-W., Lockow, J. (2009): Die Hainbuche im nordostdeutschen Tiefland -Wuchsverhalten und Bewirtschaftungshinweise. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Bd. 41, 133 S.
- Lockow, K.-W.; Schrötter, H. (2004): Weißerle (*Alnus incana* [L.] Moench) im Nordostdeutschen Tiefland. Ertragstafel. Landesforstanstalt Eberswalde, Eberswalde, 72 S.
- Mitscherlich, G. (1945): Ertragstafel für die Schwarzerle, starke Durchforstung. In: Schober, R. (1995): Ertragstafeln wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main.
- Schober, R. (1946): Ertragstafel für europäische Lärche 1946. Auszug aus: Die Lärche, eine ertragskundlich-biologische Untersuchung. Selbstverlag des Verfassers, Grünberg in Hessen 1946.
- Schober, R. (1953): Die japanische Lärche. Eine biologisch-ertragskundliche Untersuchung. Schriftenreihe der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und Mitteilungen der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, Bd. 7/8, Frankfurt am Main.
- Schober, R. (1969): Ertragstafel für die Douglasie, mäßige Durchforstung. In: Schober, R. (1975): Ertragstafeln wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main.
- Simon, M. (2007): Datenspeicher Wald, Version 2 (DSW2) – Verfahren zur Datenaktualisierung. Tagungsband zum 2. Eberswalder Winterkolloquium, 1. März 2007, S. 54-56.
- Tjurin, A. W.; Naumenko, I.M. (1956): Forstliches Hilfsbuch zur Waldtaxation. Moskva, Goslesbuisdat, 223 S.
- Volquardt, G. (1958): Ertragstafel für die Esche, mäßige Durchforstung. In: Schober, R. (1995): Ertragstafeln wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main.
- Wenk, G., Römisch, K., Gerold, D. (1984): DDR-Fichten-ertragstafel. Agrarwissenschaftliche Gesellschaft der DDR, TU Dresden, Sektion Forstwirtschaft

Tharandt, Wissenschaftsbereich Forsteinrichtung  
u. Forstliche Ertragskunde 1985.

# Einflüsse von Astarchitektur und Kronenmorphologie auf den Radialzuwachs und die Trockentoleranz von Rotbuche

Katja Kröner<sup>1</sup>, Elena Larysch<sup>1</sup>, Thomas Seifert<sup>1,2</sup>

## Abstract

*In this study, potential relations between crown dimension and branch architecture with radial diameter growth of 67 European beech trees were investigated. Detailed 3D information on the tree structure was derived from point clouds based on terrestrial laser scans. After individual tree segmentation, quantitative structural models were fitted to the 3D point cloud data to quantify the crown structure. Based on this information, different crown dimensional and branching variables were computed. Using regression models, these variables were contrasted with radial growth, analysed through tree ring measurements obtained from core samples. The results suggest that branching patterns significantly influence the radial growth of beech. Specifically, the average cumulated branch length (conduction length) from twig tip to stem base and the average individual branch length significantly influenced radial growth, in addition to water supply, fructification effects and late frost occurrence. Interestingly, when branch architecture variables were added to the regression, the significance of the tree crown dimensional variables diminished. This indicates that the regulation of effect at branch-level dominates over crown-level effects.*

Keywords: Drought reaction, crown architecture, radial growth, QSM, LiDAR

## 1 Einleitung

Bäume sind langlebige ortsgebundene Organismen. Daher sind sie zwangsläufig den Wachstumsbedingungen in ihrer unmittelbaren Umgebung wie dem Mikroklima und biotischen Interaktionen vor Ort ausgesetzt (Deslauriers et al. 2017). Aufgrund der dynamischen Veränderungen der Wachstumsbedingungen in einem Waldbestand entwickelt jeder Baum im Laufe der Zeit eine individuelle Ast- und Kronenstruktur. Diese ist das Resultat kontinuierlicher Anpassungen, insbesondere an das Lichtregime, um den Zugang zu Ressourcen zu optimieren und die Wuchleistung gemäß den aktuellen Bedingungen zu maximieren.

Sobald die Bäume ein bestimmtes Alter und eine gewisse Größe erreicht haben, reflektieren die Kronenarchitektur und die Holz Anatomie diese Anpassungsvorgänge (Piermattei et al. 2020). Es ist wahrscheinlich, dass durch die Anpassung

und resultierende Struktur der Krone und Holz Anatomie auch ökophysiologische Prozesse, wie etwa die Wasserleitung, beeinflusst werden.

Die Buche steht als Baumart während der laufenden Umweltveränderungen insbesondere durch Trockenheit unter Stress (Obladen et al. 2021). Erste Untersuchungen legen den Schluss nahe, dass unterschiedliche historische Wachstumsverläufe das Potenzial von Buchen bestimmen, auf unmittelbaren Stress zu reagieren, wie jüngste Forschungsergebnisse zu diesen sogenannten Legacy-Untersuchungen zeigen (Bose et al. 2020, Pretzsch et al. 2022). Daraus geht hervor, dass Bäume mit unterschiedlicher Kronendimension und Holzstruktur unterschiedliche Fähigkeiten aufweisen, auf plötzliche Veränderungen der Wachstumsbedingungen, wie Trockenheit, zu reagieren. Von besonderem Interesse, aber noch weitgehend unerforscht, ist die Frage, ob nicht nur Kronendimensionen, sondern auch unterschiedliche Ast- und Verzweigungsarchitekturen verschiedener Individuen einer Art besser geeignet sind, mit extremen Wetterereignissen wie Trockenheit fertig zu werden als andere. In einer orientierenden Untersuchung an einem kleineren Kollektiv (N=67 auf einem Standort) wurde deshalb untersucht, inwiefern die Kronendimension und die Aststruktur den Radialzuwachs von Buchen beeinflussen.

---

<sup>1</sup> Professur für Waldwachstum und Dendroökologie  
Albert-Ludwigs-Universität Freiburg  
Freiburg im Briesgau  
thomas.seifert@wwd.uni-freiburg.de

<sup>2</sup> Department of Forest and Wood Science,  
Stellenbosch University  
Stellenbosch, Südafrika

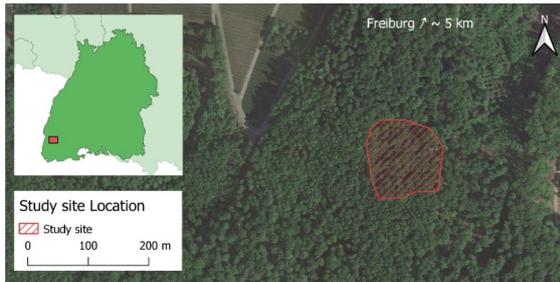


Abbildung 1: Study site close to Freiburg, source: © GeoBasis-DE / BKG (2023)

## 2 Material

In einem 50- bis 80-jährigen Buchenbestand (*Fagus sylvatica* L.) am Schönberg (47°56'48.1"N, 7°46'11.7"E), in der Nähe von Freiburg im Breisgau wurden Proben entnommen. Der Bestand befindet sich auf etwa 380 m über N.N., stockt auf lößüberlagertem Kalkverwitterungslehm und weist einen geschlossen bis gedrängten Bestandesschluss auf. Die durchschnittliche Jahreslufttemperatur beträgt etwa 10,2 °C und die Jahresniederschlagssumme beträgt 967 mm, was gute Wuchsbedingungen für die Buche bedeutet. Entsprechend dominiert die Buche das Bestandebild stark; nur einzelne Exemplare anderer Baumarten, darunter Roteiche, Stieleiche, Bergahorn und Vogelkirsche, sind eingestreut. Der Bestand wurde in der Vergangenheit nach dem Z-Baum-Konzept durchforstet und steht zur Durchforstung an. Die Altersspreitung deutet daraufhin, dass der Bestand aus Naturverjüngung entstanden ist. Weitere Informationen dazu liegen jedoch nicht vor. In Nachbarbeständen in ähnlichem Alter und älter fiel die Buche großflächig aufgrund der Trockenheiten 2018 bis 2022 und daraus folgender Vitalitätsschwäche aus. Der 0,34 ha große Bestand wurde per terrestrischem Laserscanning erfasst und 80 Bäume der Kraft'schen Klassen 1-3 wurden zur Beprobung mit Bohrkernen ausgewählt. Im Verlauf der Untersuchung wurde die Anzahl auf 67 Buchen reduziert, da die Qualität einiger Scans für eine Analyse nicht ausreichend war.

## 3 Methoden

Insgesamt folgte die Methodik dem in Abbildung 2 dargestellten Schema.

### 3.1 Laserscanning und Segmentierung

Die Scandaten wurden mit der Software RiSCAN Pro, Version 2.12.1, verarbeitet, die eine Zusammenführung, Visualisierung und Filterung von Punktwolken ermöglicht (RIEGL Laser Measurement Systems GmbH, 2021). Die Punktwolken wurden anhand der folgenden Attribute gefiltert: Punkte mit (1) einer Abweichung größer als 20, (2) einem Reflexionsgrad kleiner als -15 oder (3) ohne einen Nachbarpunkt in einem Bereich von 10 cm<sup>3</sup>, wurden gelöscht, um das Rauschen in den Daten zu reduzieren. Anschließend wurden die Punktwolken aller Scanpositionen zu einem Datensatz zusammengeführt und auf einen Punkt pro cm<sup>3</sup> verkleinert, um die Berechnungseffizienz für die nächsten Schritte zu erhöhen.

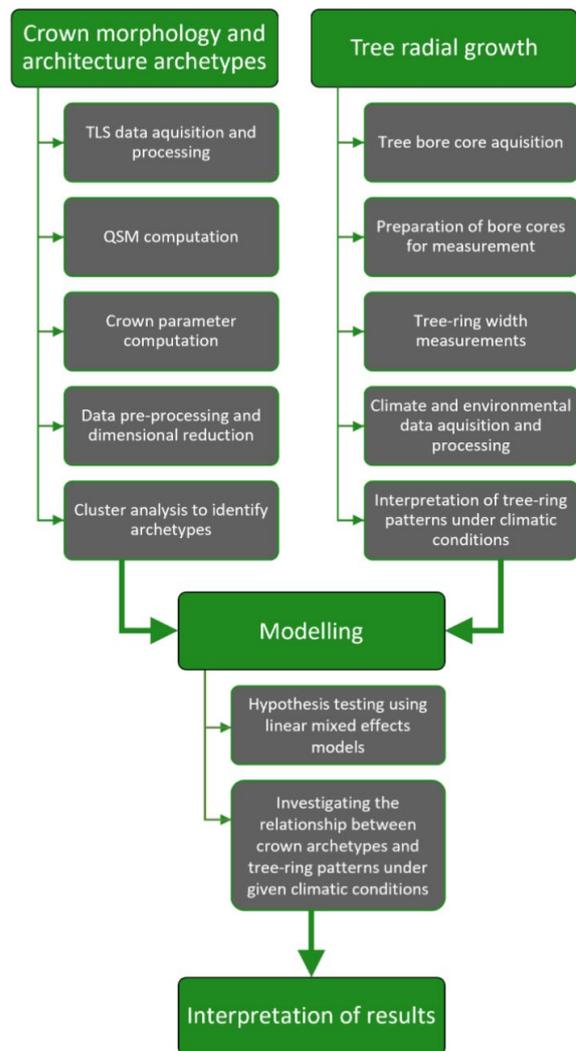


Abbildung 2: Flowchart of the applied methods

Anschließend wurden einzelne Bäume aus der Punktwolke des Bestandes mithilfe der Software CloudCompare, Version 2.12.beta, manuell segmentiert (Girardeau-Montaut 2022).

### 3.2 Quantitative Strukturmodelle

Quantitative Strukturmodelle (QSMs) wurden verwendet, um die Aststruktur der Bäume im Detail zu rekonstruieren. Hierzu kam die Software *TreeQSM*, Version 2.4.1, (Raumonen 2022) unter der Programmierumgebung *MATLAB* zum Einsatz. QSMs bieten umfassende Informationen zu den topologischen, geometrischen und volumetrischen Eigenschaften des Baumes. *TreeQSM* nutzt die Informationen aus der TLS-Punktwolke und passt Zylinder an die Baumstruktur an. Die wesentlichen Schritte in diesem Prozess sind (1) die Unterteilung der Punktwolke in kleine Bereiche bzw. *Flicker*, die zur Rekonstruktion der Baumoberfläche und Identifikation der Verzweigungspunkte (Bifurkationen) genutzt werden. Anschließend werden (2) die letzteren verwendet, um Segmente ohne Verzweigungen zu finden und daraus Äste zu bilden. Die Segmente werden an den Verzweigungspunkten verbunden und folgen dabei dem längsten möglichen Pfad, um realistische Verzweigungen zu rekonstruieren. Die anfänglichen Flicker werden in Stamm und Zweige unterteilt. Zum Schluss werden (3) Zylinder an die Stamm- und Astoberflächen mithilfe der Methode der kleinsten Quadrate angepasst und (4) Daten über Baum- und Zweigeigenschaften berechnet (Raumonen 2022). Abbildung 3 veranschaulicht die Punktwolke eines Baumes und das resultierende QSM.



Abbildung 3: Point cloud (left) and resulting QSM (right)

### 3.3 Jahrringanalyse

Die Jahrringbeprobung erfolgte mithilfe eines Zuwachsbohrers (Typ Haglöf). Die Proben wurden im Labor auf Objektträger aufgebracht, getrocknet, geschliffen und schließlich am Auflichtmikroskop vermessen. Die Analyse stützte sich auf bewährte Methoden der Jahrringanalyse und wurde mit der Analysesoftware *PAST 4* durchgeführt. Die Datierung wurde an lokaler Referenzchronologien überprüft.

Da sich die aktuelle Astarchitektur im Laufe der Jahre verändert haben könnte, wurden nur Jahrringe aus dem Zeitraum von fünf Jahren vor bis zwei Jahre nach dem Laserscanning im Jahr 2020 zur weiteren Analyse herangezogen. Dies ermöglichte die Annahme, dass das Radialwachstum im Untersuchungszeitraum mit der Kronendimension und den Asteigenschaften korrespondierte.

### 3.4 Klimatische Daten

Für die Identifizierung von Dürreereignissen wurde der Standardisierte Niederschlags-Evapotranspirationsindex (SPEI) verwendet. Die Klimadaten für die Indexberechnung stammten aus dem Open Source Klimadatenzentrum des Deutschen Wetterdienstes (DWD, 2023). Die Daten für das Untersuchungsgebiet wurden aus Rastern der monatlichen gemittelten täglichen Lufttemperatur (in 2 m) und monatlich aufsummiertem Niederschlag extrahiert. Für die Indexberechnung wurde das R-Paket *SPEI* verwendet (Beguiria und Vicente-Serrano, 2023). Zunächst wurde die monatliche potenzielle Evapotranspiration (PET) mittels der *Thornwaite*-Funktion des Pakets berechnet, basierend auf der Lufttemperatur und dem Breitengrad des Untersuchungsgebiets. Anschließend wurde die klimatische Wasserbilanz durch Subtraktion der PET vom monatlichen Niederschlag ermittelt. Die Funktion *spei* wurde verwendet zur Berechnung der 12-Monats-SPEI (SPEI12) als der Summe der BAL-Werte der letzten 11 Monate vor dem aktuellen Monat. Dadurch passt sich der Index an bodenwasserspeicherbedingte Lag-Effekte des untersuchten Systems anpasst. Es wurde dann die SPEI Werte der Monate Mai, Juni und Juli verwendet, in denen die Buche am sensibelsten auf Wasserentzug reagiert.

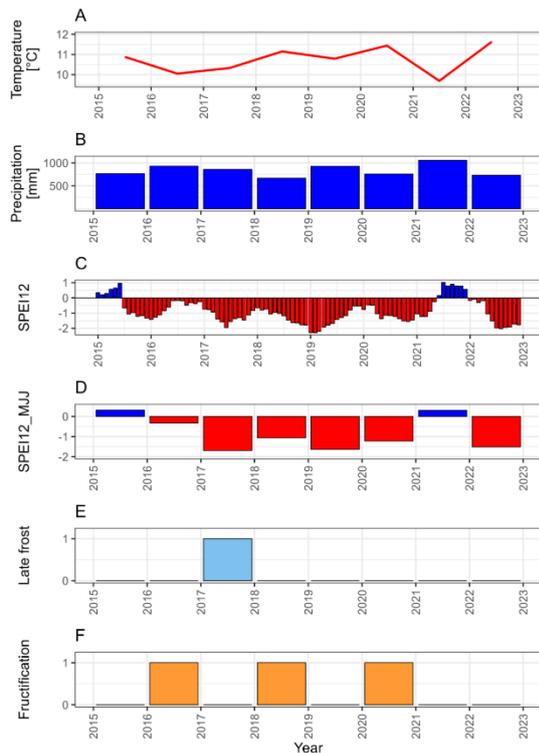


Abbildung 4: Climate, fructification and late frost

Zur Identifizierung von Spätfrostereignissen wurden Rasterdaten der minimalen täglichen Lufttemperatur (2 m) aus dem DWD-Klimadatenzentrum verwendet (DWD, 2023). Nach dem DWD Spätfrost wurde definiert als Frost, der nach Beginn der Vegetationsperiode auftritt. Daher wurde zunächst der Zeitpunkt des Blattaustriebs von *Fagus sylvatica* auf der Grundlage der täglichen durchschnittlichen Lufttemperatur mit dem R-Paket *LWFBrook90R* modelliert (Schmidt-Walter et al., 2023), welches das *Soil Vegetation Atmosphere Transport* (SVAT) Modell *LWFBROOK90* implementiert (Hammel und Kennel, 2001 ein ähnlicher Ansatz wie der von Bascietto et al. (2019) angewendet. Alle Tage zwischen dem 15. April und dem 15. Mai, an denen die Temperatur unter  $-0^{\circ}\text{C}$  fiel, wurden ermittelt. Anschließend wurden die Dauer (Anzahl der aufeinanderfolgenden Frosttage) und die Intensität (kälteste Temperatur) der Frostereignisse untersucht.

Fruktifikationsereignisse wurden anhand der Informationen des jährlichen Waldzustandsberichts Baden-Württemberg (siehe beispielsweise Meining et al. 2018) identifiziert.

### 3.5 Statistische Auswertung

Es wurden diverse Variablen berechnet, um die Kronendimension (Kronenmorphologie) und die

Astarchitektur (Kronenarchitektur) zu erfassen. Neben der Baumhöhe und dem Brusthöhdurchmesser wurden insgesamt 14 Kronendimensionsvariablen und zehn Variablen zur detaillierten Beschreibung der Astarchitektur berechnet.

Eine Clusteranalyse wurde verwendet, um die Beobachtungen innerhalb eines Datensatzes in Untergruppen zu unterteilen, die distinkt unterschiedliche morphologische Eigenschaften aufwiesen. Diese Cluster sollten die verschiedenen Archetypen der Kronenmorphologie und -architektur widerspiegeln.

Mithilfe von Regressionsmodellen wurden die einzelnen Kronen-Variablen sowie Fruktifikations- und Klimadaten mit dem Radialzuwachs (Jahringbreite) als unabhängige Variable in Beziehung gesetzt. Hierbei wurden die Einzelbäume ohne Berücksichtigung der Archetypen betrachtet, um nicht durch die vorherige Clustierung spezifische Einflussvariablen zu verdecken. Insgesamt wurden drei lineare gemischte Modellfamilien genutzt, die die geklumpete Datenstruktur in hierarchischen Zufallsfaktoren erfassen. Die Abhängige Variable war der Radialzuwachs. Die Modellfamilien wurden hierarchisch aufgebaut, wobei das komplexeste Modell mit allen unabhängigen Variablen (Klima, Fruktifikation, Spätfrost, Kronenmorphologie und -architektur) schrittweise in weniger komplexen Modelle überführt wurde. Dabei wurde das Modell sequentiell zuerst um die kronenmorphologischen Variablen und dann um die kronenarchitektonischen Variablen reduziert.

Alle Analysen wurden unter Verwendung der Statistiksoftware R durchgeführt (R Core Team 2022). Bei kollinearen Variablen wurden jeweils diejenigen entfernt, die eine schwächere Korrelation zur Effektgröße aufwiesen. Die Modellbeurteilung erfolgte anhand des AIC, des Bestimmtheitsmaßes und des Residuenverhaltens.

## 4 Ergebnisse

### 4.1 Klimatische Einordnung der untersuchten Jahre

Die Temperatur und Niederschlagswerte sowie der daraus ermittelte SPEI-Index (Abb. 4) zeigen, dass mit Ausnahme der Jahre 2015 und 2022

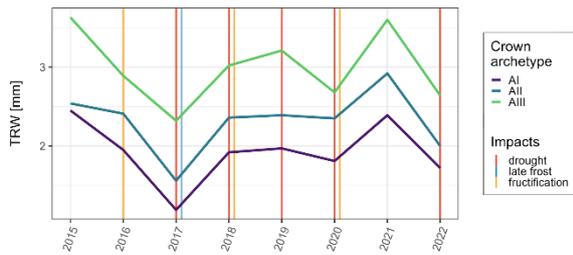


Abbildung 6: Radial Growth (tree ring width) of the three morphological archetypes over the years.

überwiegend Jahre mit Wasserstress im Untersuchungszeitraum vorherrschten.

Fruktifikationsereignisse traten in den Jahren 2016, 2018 und 2020 auf, während Spätfrost lediglich im Jahr 2017 verzeichnet wurde. Die zeitliche Frequenz und Koinzidenz von Trockenheitsphasen, Fruktifikation und Spätfrostereignisse waren recht hoch.

## 4.2 Morphologische Archetypen

Die Clusteranalyse erbrachte drei distinkte morphologische Archetypen wie in Abbildung 5 dargestellt. Diese unterschieden sich deutlich in verschiedenen Merkmalen. Während die Baumhöhen lediglich beim Typ II etwas geringer waren, hatte die Buche des Typs III die größten Stammdurchmesser und entsprechend die größten Kronendurchmesser, allerdings kürzere Kronen als die Buchen des Typs II, die oftmals Sekundärkronenbildung aus Wasserreisern aufwiesen, die aber schon so etabliert waren, dass sie zur Krone gezählt wurden. Die Sonnenkronenanteile der Typen I und III waren deutlich höher als die des Typs II und unterschieden sich auch in der Astarchitektur. Während die durchschnittlichen Leitungslängen der Typen I und II ähnlich lang waren, waren die des Typs II deutlich kürzer, wiesen aber mehr Nodien auf, an denen Verzweigung

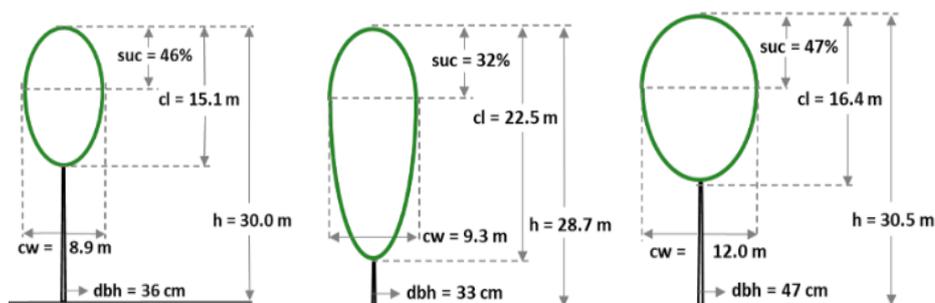


Abbildung 5: Three morphological archetypes of beech were identified on the site: Type I: short-crowned trees (left), Type II: long-crowned trees with slender crowns, often with secondary crowns (center) and Type III: broad-crowned trees with the larger stem diameters (right). Apart from stem diameter (dbh), total tree height (h) further variables such as crown width (CW), crown length (CL and sun crown % (suc) are shown.

stattfand. Die Jahrringbreite war erwartungsgemäß bei allen morphologischen Archetypen in den Jahren mit guter Wasserversorgung (2015, 2021) am besten und brach am meisten in Jahren mit Trockenheit und Spätfrost ein. Trockenheit und Fruktifikation schienen ähnlich zu wirken und zeigten sich verstärkende Effekte. Erwartungsgemäß wiesen die breitkronigen Bäume des Typs III die größten Zuwächse auf. Interessant war, dass die langkronigen Bäume des Typs II, die eher hatten Zwischenständerhabitus im Bezugszeitraum mehr Zuwachs zeigten als die des TP I mit breiten, aber kurzen Kronen.

## 4.3 Modellierung der kombinierten Effekte

In der Regressionsmodellierung (Tab. 1) des vollen Modells zeigte sich ein Bestimmtheitsmaß von 0,40 (marginal) und 0,73 (conditional). Damit wird ein substanzieller Teil nur durch die zufälligen Effekte beschrieben.

Dennoch lassen sich etwa 40 % durch die fixen Effekte erklären. Nach Ausschluss kollinear Variablen umfasste das volle Modell neben dem Brusthöhendurchmesser (BHD), welcher die allgemeine Baumgröße repräsentiert, auch Trockenheit, Fruktifikation, eine Wechselwirkung zwischen Trockenheit und Fruktifikation, Spätfrost sowie die mittlere Astlänge und die mittlere Leitungslänge von den Astspitzen bis zum Boden. Bei Hinzunahme der mittleren Leitungslänge und der mittleren Astlänge als Variable, wurde das Kronenvolumen als signifikanter Prädiktor ersetzt (Tab. 1). Ein Fruktifikationsereignis im Vorjahr wirkte ebenfalls nicht signifikant auf das Radialwachstum des Betrachtungsjahres.

Tabelle 1: Regressionsparameter

Prediktor variable	Schätzwert	CI-	CI+	p-Wert
Intercept	0,14	-0,02	-0,29	0,083
BHD	0,5	0,09	-0,26	0,009
SPEI12_MJJ	0,24	0,19	-0,39	<0,001
Fruktifikation Jahr t	-0,17	-0,27	-0,07	0,001
Interaktion Fruktifikation t mit SPEI12_MJJ	-0,16	0,32	-0,01	0,043
Spätfrost	-0,6	-0,75	-0,44	<0,001
Kronenvolumen Mittlere	-0,05	0,34	0,25	0,761
Leitungslänge Spitze bis Boden	0,27	0,05	0,49	0,015
Mittlere Astlänge	-0,47	-0,74	-0,21	<0,001

## 5 Diskussion

In dieser orientierenden Untersuchung konnte gezeigt werden, dass die Astarchitektur einen Einfluss auf das Radialwachstum von Buchen ausübt, der unabhängig von der Baumgröße ist. Zusätzlich zeigen die Ergebnisse, dass bei Buchen insbesondere Trockenheit und Fruktifikation sowie die Interaktion dieser beiden Variablen eine bedeutende Rolle spielen. Die negative Auswirkung eines Spätfrostereignisses lässt sich ebenfalls aus den Resultaten ableiten. Neben diesen klimatischen Faktoren haben zwei Astarchitekturmerkmale einen signifikanten Einfluss auf das Radialwachstum: Die mittlere Leitungslänge wirkt positiv, während die mittlere Astlänge einen negativen Effekt auf das Radialwachstum ausübt. Somit wird erstmalig für Buchen gezeigt, welchen Einfluss die Astarchitektur auf das Baumwachstum haben kann.

Interessant war, dass die Ergebnisse zeigen, dass, wenn Astarchitekturmerkmale herangezogen wurden, andere Kronenparameter nicht mehr signifikant zur Erklärung des Radialzuwachs beitrugen.

Ein weiteres interessantes Resultat war, dass Zwischenständer mit langer schlanker Krone im trockenheitsgeprägten Betrachtungszeitraum besser wuchsen als Bäume mit breiten aber kurzen Kronen.

Diese Studie dient lediglich als erste Orientierung, denn die Ergebnisse lassen sich nicht für verschiedene Standorte und waldbauliche Behandlungen generalisieren. Dazu ist die Datengröße nicht ausreichend groß. Es wurde nur ein Al-

ter auf einem Standort beprobt. Zudem ist im Betrachtungszeitraum von 2015 bis 2022 eine bislang einmalige mehrjährige Trockenperiode auf dem Standort abgebildet. Ein einzelnes Trockenjahr hätte möglicherweise zu anderen Relationen geführt. Daher sollten zukünftige Untersuchungen die Ansätze dieser orientierenden Untersuchung aufgreifen und größere Baumzahlen auf verschiedenen Standorten und mit verschiedener waldbaulicher Historie miteinbeziehen.

Sollten sich die Ergebnisse dieser Studie nach Ausweitung des Untersuchungsdatensatzes weiter bestätigen, ließen sich waldbauliche Möglichkeiten zur Anpassung existierender Buchenbestände ableiten, bei denen gezielt Archetypen gefördert werden, die resilienter auf Trockenheit reagieren. Dies sollte in Verbindung mit waldbaulichen Verfahren gedacht werden die im Rahmen der Durchforstung auch gezielt solche Morphotypen fördern.

## 6 Danksagung

Unser Dank gilt Herrn Dr. Christopher Morhardt, der den Bestand per TLS im Rahmen eines Projektes der Gesellschaft für Holzforschung e.V. aufnahm, der hier auch für die Unterstützung gedankt sei. Zudem gebührt unser Dank Herrn David Hansen, der als wissenschaftliche Hilfskraft die Bäume per Hand aus dem Punktwolken segmentierte sowie der Gemeinde Schallstadt, die uns die Versuchsfläche langfristig für Forschungszwecke zur Verfügung stellte. Zusätzlich geht unser besonderer Dank auch an Dr. Julian Frey und Zoe Schindler für nützliche R-Skripte, die uns die Arbeit deutlich vereinfachten sowie Herrn Dr. Dominik Stangler für seine Expertise bei der Jahrringmessung.

## 7 Literatur

- Bascietto, M.; Bajocco, S.; Ferrara, C.; Alivernini, A.; Santangelo, E. (2019): Estimating late spring frost-induced growth anomalies in European beech forests in Italy. *International journal of biometeorology* 63(8), 1039-1049. <https://doi.org/10.1007/s00484-019-01718-w>
- Beguiría, S.; Vicente-Serrano, S. M. (2023): SPEI: Calculation of the Standardized Precipitation-Evapotranspiration Index. R package version 1.8.1.
- Boessenkohl, B. (2022): rwd: Select and Download Climate Data from 'DWD' (German Weather Service). R package version 1.6.0.

- Bose, A. K.; Gessler, A.; Bolte, A.; Bottero, A.; Buras, A.; Cailleret, M.; ... Rigling, A. (2020): Growth and resilience responses of Scots pine to extreme droughts across Europe depend on predrought growth conditions. *Global Change Biology* 26(8), 4521-4537. <https://doi.org/10.1111/gcb.15153>
- Deslauriers, A.; Fonti, P.; Rossi, S.; Rathgeber, C. B. K.; Gričar, J. (2017): Ecophysiology and Plasticity of Wood and Phloem Formation. In: Amoroso, M- M.; Daniels, L. D.; Baker, P. J.; Camarero, J. J. (Eds.), *Dendroecology: Tree-Ring Analyses Applied to Ecological Studies* (pp. 13–33) Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-61669-8\\_2](https://doi.org/10.1007/978-3-319-61669-8_2)
- DWD (2023): Climate Data Center: Free access to many climate data of the DWD. <https://opendata.dwd.de/climateenvironment/CDC/>
- Girardeau-Montaut, D.; (2022): CloudCompare: A 3D point cloud and mesh processing software, Version 2.12 beta. <https://www.danielgm.net/cc/>
- Hammel, K.; Kennel, M. (2001): Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90. Frank.
- Meining, S.; Puhmann, H.; Hartmann, P.; Hoch, R. (2018): Waldzustandsbericht 2018. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg
- Obladen, N.; Dechering, P.; Skiadaresis, G.; Tegel, W.; Keßler, J.; Höllerl, S.; ... Seim, A. (2021): Tree mortality of European beech and Norway spruce induced by 2018-2019 hot droughts in central Germany. *Agricultural and Forest Meteorology* 307, 108482.
- Piermattei, A., Von Arx, G., Avanzi, C., Fonti, P., Gärtner, H., Piotti, A., ... & Crivellaro, A. (2020). Functional relationships of wood anatomical traits in Norway spruce. *Frontiers in plant science*, 11, 683.
- Pretzsch, H.; Ahmed, S.; Jacobs, M.; Schmied, G.; Hilmers, T. (2022): Linking crown structure with tree ring pattern: methodological considerations and proof of concept. *Trees* 36(4): 1349–1367. <https://doi.org/10.1007/s00468-022-02297-x>
- Raunonen, P. (2022): TreeQSM: Reconstruction of Quantitative Structure Models for trees from point cloud data, version 2.4.1. <https://github.com/InverseTampere/TreeQSM>
- R Core Team (2022): R: A Language and Environment for Statistical Computing (Version 3.6.1). <https://www.R-project.org/>
- Schmidt-Walter, P.; Trotsiuk, V.; Meusburger, K.; Zacios, M.; Meesenburg, H. (2020): Advancing simulations of water fluxes, soil moisture and drought stress by using the LWF-Brook90 hydrological model in R. *Agricultural and Forest Meteorology* 291, 108023. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108023>

# Wachstum und Klimasensitivität seltener heimischer Laubbaumarten

Julia Schmucker<sup>1</sup>, Enno Uhl<sup>1,2</sup>, Hans Pretzsch<sup>1</sup>

## Abstract

Seltene heimische Laubbaumarten werden zunehmend als vielversprechende Alternativen und Ergänzungen zu den derzeitigen Hauptbaumarten betrachtet. In diesem Beitrag werden die grundlegenden Kronenallometrien, Wachstumsmuster und Reaktionen auf Trockenstress der Baumarten Hainbuche, Flatterulme, Feldahorn und Elsbeere dargestellt und mit Eiche und Buche verglichen. Für die Untersuchung der allometrischen Zusammenhänge wurden Bäumen auf verschiedenen Standorten vermessen, für die Bewertung des Wachstums und der Trockenstressreaktion wurden Jahringdaten verwendet. Aus der Untersuchung der allometrischen Zusammenhänge konnten praxisrelevante waldbaulichen Empfehlungen abgeleitet werden. Die Ergebnisse zeigen, dass die Arten bei einer ordnungsgemäßen Bewirtschaftung ähnliche Zielstärken wie Eiche und Buche erreichen können. Insgesamt weisen die seltenen Arten im Vergleich zu Buche und Eiche ein geringeres jährliches Wachstum mit höherer Variabilität auf, allerdings waren insbesondere Feldahorn und Elsbeere besser an Trockenheit angepasst als die Buche und erholten sich teilweise sogar besser als die Eiche. Durch die Kombination von Wachstumsstabilität und der Trockenheitstoleranz kann gefolgert werden, dass seltene heimische Baumarten gut als Mischbaumarten in zukünftigen Waldbeständen geeignet sind.

Keywords: Alternativbaumarten; Trockentoleranz; Waldbau

## 1 Einleitung

Die Auswirkungen des Klimawandels auf die Wälder in Mitteleuropa sind in den letzten beiden Jahrzehnten immer offensichtlicher geworden. Die derzeitigen Hauptbaumarten leiden unter häufigen und schweren Hitze- und Dürreperioden. Ihr Anteil an der Waldfläche nimmt ab, und es besteht ein dringender Bedarf, die Wälder an die neuen klimatischen Bedingungen anzupassen. In diesem Zusammenhang werden seltene heimische Baumarten wie Hainbuche (*Carpinus betulus* L.), Flatterulme (*Ulmus laevis* Pall.), Feldahorn (*Acer campestre* L.) und Elsbeere (*Sorbus torminalis* (L.) Crantz) zunehmend als vielversprechende Alternativen und Ergänzungen zu den derzeitigen Hauptbaumarten betrachtet. In der Vergangenheit wurden diese seltenen Arten oft zugunsten schnell wachsender und wirtschaftlich gefragter Arten vernachlässigt. Die geringe Verwendung heimischer Baumarten in

der europäischen Forstwirtschaft und der Verlust ihres natürlichen Lebensraums haben zu einer geringen Verbreitung und großer Seltenheit geführt. Heutzutage wachsen diese Baumarten vorwiegend auf Standorten mit extremen Bedingungen, unter besonderem Schutz oder, im Falle der Hainbuche, als dienende Baumart zur Eiche. Unter diesen Bedingungen können die seltenen Arten ihr volles Wachstumspotenzial nicht entfalten und werden oft als Nebenarten betrachtet, die nur im Unterstand wachsen. Daher gab es bisher wenig Initiative, die Arten genauer zu untersuchen und ihre waldbaulichen Konzepte zu verbessern. Für eine angepasste Bewirtschaftung ist es jedoch notwendig, ihre Wachstumsmuster, Trockenheitstoleranz und ihren Platzbedarf zu kennen.

Kenntnisse über die Baumstruktur und die Beziehungen zwischen Baum- und Kronenvariablen liefern ein Verständnis für den Platzbedarf einer Baumart. Durch das Wissen um diesen können geeignete Durchforstungs- und Freistellungsgrade auf verschiedenen Standorten abgeleitet werden. Die optimale Anzahl von Bäumen pro Hektar führt zu einer idealen Nutzung des produktiven Potenzials des Standortes. Die Betrachtung von Wachstumsmustern und der Reaktion auf Trockenstress lassen auf die Eignung der Arten im Klimawandel schließen. Außerdem können erste Schlüsse auf ihre Produktivität gezogen werden.

---

<sup>1</sup> Technische Universität München, Lehrstuhl für Waldwachstumskunde  
Freising  
julia.schmucker@tum.de

<sup>2</sup> Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft  
Freising

In diesem Beitrag werden die grundlegenden Kronenallometrien, Wachstumsmuster und Reaktionen auf Trockenstress von den vier seltenen heimischen Baumarten Hainbuche, Flatterulme, Feldahorn und Elsbeere untersucht und mit den etablierten Baumarten Eiche (Traubeneiche (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) und Stieleiche (*Quercus robur* L.)) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) verglichen. Diese Arten sind weit verbreitet in Mitteleuropa und es gibt umfangreiche Kenntnisse über ihr Wachstum und ihre Reaktion auf Trockenstress. Der Vergleich der Ergebnisse der Buche und der Eiche zu den seltenen heimischen Arten ermöglichen die Einordnung ihres Wachstums, ihrer Trockenstressreaktion und ihrer Leistungspotentials.

## 2 Untersuchungsgebiet und Daten

Für die Untersuchung von Hainbuche, Flatterulme, Feldahorn und Elsbeere wurden Bäume auf jeweils zwei Standorten in Bayern vermessen. Dabei handelte es sich um Bestände verschiedenen Alters, in denen die Arten zu einem hohen Anteil vorkamen. Bei der Hainbuche wurden zusätzliche Bestände in Mittel- und Nordostpolen aufgenommen. Zusätzlich zu den Bäumen der seltenen Baumarten wurden, je nach Vorkommen, Buchen und Eichen ähnlichen Alters und Standorts vermessen und beprobt.

Von allen Bäumen wurden mit Hilfe eines Durchmessermaßbandes und eines Vertex Höhe ( $h$ ), Durchmesser auf 1,30 m (Bhd) und Kronenradien (Kr) in 8 Himmelsrichtungen gemessen. Aus diesen wurde schließlich die Kronenprojektionsfläche (Kpf) als Kreisfläche mit dem mittleren Kronenradius berechnet (Abb. 1).

Von 10-15 Bäumen je Standort wurden zusätzlich mit einem Zuwachsbohrer Bohrkerne entnommen. Die Kerne wurden in der Regel in einer Höhe von 1,30 m entnommen. Bei Elsbeere, Speierling und Flatterulme wurde die Entnahmhöhe nach Absprache mit den Waldbesitzern auf 30 cm gesenkt, um eine Holzentwertung zu vermeiden. Die entnommenen Bohrkerne wurden getrocknet und geschliffen. Anschließend wurden unter einem Mikroskop die Jahrringe gezählt und vermessen. Die resultierenden Jahrringkurven wurden vom altersbedingten Wachstumstrend bereinigt.

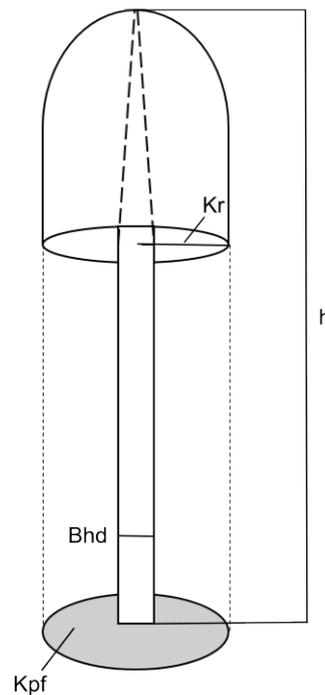


Abbildung 1: Lage der gemessenen Baumvariablen

Zusätzlich zu den Messdaten wurden meteorologische Daten des DWD (DWD Climate Data Center (CDC)) (für Flächen in Deutschland) und des CRU (Harris et al. 2020) (für Flächen in Europa) verwendet. Mit Hilfe von diesen wurde der Trockenheitsindex SPEI (Beguería und Vicente-Serrano 2017) berechnet und nach der Kategorisierung von Slette et al. (2019) Trockenjahre bestimmt.

## 3 Methoden

### 3.1 Allometrie und Platzbedarf

Allometrischen Zusammenhänge folgen der allometrischen Formel (Huxley und Teissier 1936):

$$y = b * x^{\alpha} \quad (1)$$

oder in ihrer logarithmierten Form:

$$\ln(y) = \ln(b) + \alpha * \ln(x) \quad (2)$$

Für die seltenen Baumarten wurde diese Formel mit Hilfe von Quantilregression (Koenker 1994) an das 0,05, 0,5 und 0,95 Quantil angepasst. Dafür wurden Höhen, Durchmesser und Kpf in Beziehung miteinander gesetzt und die jeweiligen Quantile der Daten gebildet. Dadurch lässt sich der artspezifische Korridor darstellen, in dem die allometrischen Exponenten liegen können. Das 0,05-Quantil repräsentiert Bäume mit vergleichs-

weise kleinen Kronen und wenig Platz zur Ausdehnung. Im Gegensatz dazu zeigt das 0,95-Quantil Bäume mit größeren Kronen, vorherrschende Bäume oder Einzelbäume. Das 0,95-Quantil hat daher eine große Bedeutung bei der Berechnung des Platzbedarfs der Baumarten (Pretzsch 2019).

Ergänzend zur Darstellung der allgemeinen Zusammenhänge wurden Bereiche für Zieldurchmesser und maximale Stammzahlen pro Hektar herausgearbeitet. Dafür wurde zusätzlich zum 0,95 das 0,75 Quantil der h-Bhd und der h-Kpf Allometrie gebildet, um die 75 % dicksten und großkronigsten Bäume abzubilden, die als die vitalsten und wirtschaftlich interessantesten gelten. Die Ergebnisse der h-Kpf Allometrie wurden dann auf die Fläche von einem Hektar hochgerechnet und in 3 m Stufen dargestellt, um den üblichen Durchforstungsrythmus zu erfassen.

### 3.2 Wachstum und Trockentoleranz

Aus den bereinigten Jahrringdaten wurde der Gini-Koeffizient berechnet, als Maß für die Variabilität des Wachstums (Biondi und Qeadan 2008). Für die Darstellung des allgemeinen Wachstumsverlaufs wurden die jährlichen Zuwächse über dem Alter aufsummiert.

Zur Quantifizierung der Reaktion auf Trockenstress wurden die Indizes nach Lloret (Lloret et al. 2011) angewendet. Diese beschreiben die Resistenz ( $R_t$ ), Resilienz ( $R_s$ ) und Erholung ( $R_c$ ) der Bäume nach einem Trockenjahr und werden berechnet durch die Verhältnisse zwischen den Zuwachswerten vor ( $PreDr$ ), nach ( $PostDr$ ) und während ( $Dr$ ) des Trockenereignisses (Formeln 3-5):

$$R_t = Dr / PreDr \quad (3)$$

$$R_c = PostDr / Dr \quad (4)$$

$$R_s = PostDr / PreDr \quad (5)$$

Der Zuwachs in der Vor- und Nachperiode wurde dabei jeweils als Durchschnitt über zwei Jahre berechnet.

Zusätzlich wurde durch die Beziehung zwischen Erholung, Resilienz und Resistenz die "Linie der vollständigen Resilienz" (Schwarz et al. 2020) hergeleitet (Formel 6 und 7). Diese zeigt, welchen Zuwachs ein Baum nach einem Trockenereignis mindestens erreichen müsste, um sich vollständig zu erholen. Durch diese Linie wird auch be-

rücksichtigt, dass stärkere Trockenheiten mit einem stärkeren Zuwachseinbruch verbunden sind. Sie gibt dadurch ein vollständigeres Bild der Trockenreaktion wieder als die Lloret-Indizes als einzelne.

$$R_c = R_s / R_t \quad (6)$$

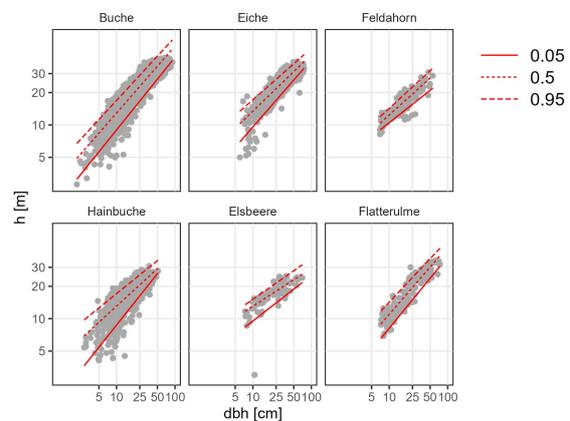
$$R_c = 1 / R_t \quad (7)$$

## Ergebnisse

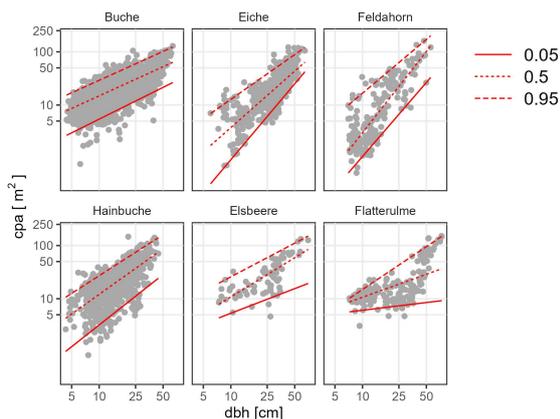
### 3.3 Allometrie

Die Abbildungen 2 und 3 zeigen die Quantilsregressionskurven der h-Bhd und Kpf-Bhd Allometrien von Hainbuche, Elsbeere, Feldahorn, Flatterulme, Buche und Eiche.

Bei der Kpf-Bhd Allometrie lagen die Werte für den allometrischen Exponenten zwischen 0,21 bei der Flatterulme bis 2,04 bei der Eiche. Bei der h-Bhd Allometrie lagen die Werte der Exponenten zwischen 0,39 (Feldahorn) und 0,68 (Hainbuche). Feldahorn, Eiche und Hainbuche mit niedrigen b- und hohen  $\alpha$ -Werten hatten zunächst kleineren Kronen, die sich im späteren Wachstum zu ausdehnten. Wie durch die 0,95- und 0,05-Quantile dargestellt, nahm die morphologische Variation in den Kronengrößen von Eiche und Feldahorn viel stärker zu als im Fall der Hainbuche. Die Flatterulme, mit hohen b- und niedrigen  $\alpha$ -Werten zeigte sowohl in jungen als auch in späteren Jahren eine große Krone. Die Ergebnisse der 0,95- und 0,05-Quantile deuten jedoch auf eine große



**Abbildung 2:** Allometrische Beziehungen zwischen Bhd und h von Hainbuche, Flatterulme, Feldahorn, Elsbeere, Buche und Eiche. Die obere Linie stellt das 0,95-Quantil dar, die mittlere Linie das 0,5-Quantil und die untere Linie die 0,05-Quantil.



**Abbildung 3:** Allometrische Beziehungen zwischen Bhd und Kpf von Hainbuche, Flatterulme, Feldahorn, Elsbeere, Buche und Eiche. Die obere Linie stellt das 0,95-Quantil dar, die mittlere Linie das 0,5-Quantil und die untere Linie die 0,05-Quantil.

Spanne in den Kronengrößen für größere Durchmesser hin. Buche und Elsbeere zeigten ein ähnliches Verhalten.

### 3.4 Stammzahlen und Zieldurchmesser

Die Berechnung der maximalen Baumzahlen führte zu den in Abbildung 4 dargestellten Kurven. Die Durchmesser-Kurve zeigt die artspezifische potenzielle Durchmesserentwicklung in der entsprechenden Höhe. Diese Ziel-Durchmesser können erreicht werden, wenn die Baumzahl pro Hektar innerhalb des zugehörigen Baumzahlenbereichs liegt. Hohe Baumzahlen entsprechen kleineren Kronen und niedrige Baumzahlen größeren Kronen.

Der Feldahorn kann in den frühen Höhenstufen mit den höchsten Stammzahlen pro Hektar bewirtschaftet werden. Danach wird der Stammzahlbereich schmaler, beginnend ab einer Höhe von 15 m. Die Entwicklung der Zieldurchmesser ähnelt der Eiche. Die Stammzahlbereiche von Buche und Hainbuche verlaufen ähnlich, wobei die Durchmesser der Hainbuche niedriger sind als die der Buche. Die Elsbeere zeigt eine starke Zunahme des Durchmessers bei gleichzeitiger Abnahme der Stammzahl pro Hektar, was zu Zieldurchmessern über 60 cm bei einer Höhe von 24 m führt. Die Durchmesserentwicklung und die Stammzahlen pro Hektar der Flatterulme ähneln denen der Eiche, allerdings mit größeren Durchmessern in großen Höhen.

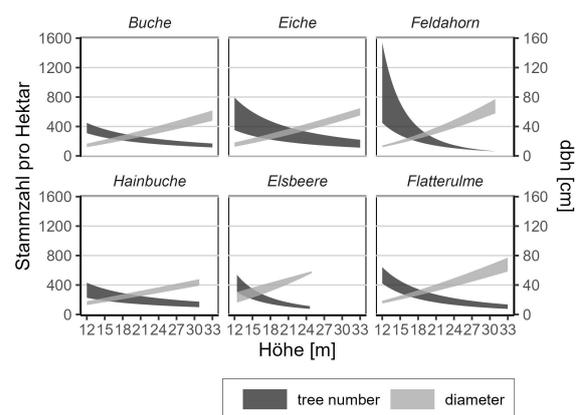
### 3.5 Wachstum und Trockentoleranz

Die Wachstumsvariabilität der bereinigten Jahringdaten, dargestellt durch den Gini-Index war

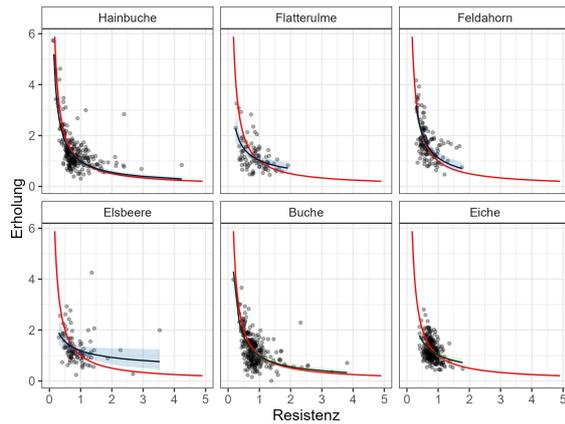
bei den seltenen Arten höher als bei Buche und Eiche. Die Flatterulme zeigte die höchsten maximalen Jahrringbreiten und Variabilität aller Arten. Im Vergleich zu den anderen Baumarten variierten die Jahrringbreiten der Hainbuche zwischen verschiedenen Standorten und Beständen nicht sehr stark. Dies galt sowohl für die Flächen in Deutschland als auch für die in Polen. Während die durchschnittlichen Jahrringbreiten der Elsbeere unterhalb des Niveaus von Buche und Eiche lagen, erreichte ihre maximale Jahrringbreite einen höheren Wert als Eiche und Buche.

Abbildung 5 zeigt die Beziehung zwischen Erholung und Resistenz der Arten und die theoretische Linie der vollen Resilienz. Hainbuche, Feldahorn und Buche zeigen bereits eine sehr enge Anpassung an die Linie der vollen Resilienz für sehr niedrige Resistenzwerte. Feldahorn und Elsbeere schneiden die Linie der vollen Resilienz schon für niedrigere Resistenzwerte als die anderen Arten. Für Resistenzwerte über 1 zeigten Feldahorn, Eiche und Elsbeere die höchste positive Abweichung aller Arten von der Linie der vollen Resilienz.

Im Allgemeinen konnten drei Hauptkurvenformen beobachtet werden. Einerseits zeigten Hainbuche und Buche eine gute Anpassung an die Linie der vollen Resilienz für alle Resistenzwerte. Andererseits zeigten Flatterulme, Elsbeere und Eiche eine negative Abweichung von der Linie für niedrige Resistenzwerte, insbesondere bei der Elsbeere mit einem frühen Schnittpunkt und ei-



**Abbildung 4:** Bereich der Zieldurchmesser und maximalen Stammzahl pro Hektar über der Baumhöhe, berechnet auf der Grundlage der 0,75- und 0,95-Quantile der Kpf-h- und Bhd-h-Allometrie. Die Einheiten für die Baumzahl pro Hektar werden auf der linken y-Achse angezeigt, die Einheiten für den Durchmesser auf der sekundären y-Achse auf der rechten Seite.



**Abbildung 5:** Artspezifische Beziehung zwischen Resistenz und Erholung (schwarze Linie) mit Konfidenzbändern, die mit einem Bootstrap mit 1000 Iterationen berechnet wurden. Die rote Linie stellt die theoretische Linie der vollen Resilienz dar.

ner anschließenden klaren positiven Abweichung. Der Feldahorn passte als einzige Art passte gut zur Linie der vollen Resilienz für niedrige Resistenzwerte und überschritt sie für hohe Resistenzwerte.

## 4 Diskussion

### 4.1 Allometrie

Die Spannweite der Kronengrößen bei gegebenem Bhd lässt auf die Schattentoleranz der Arten schließen. So lassen die größeren Kronen bei höherem Bhd bei Feldahorn und Eiche auf einen hohen Lichtbedarf schließen (Comeau und Kimmins 1989). Während der sich erweiternde Korridor der Flatterulme und der Elsbeere bei größeren Durchmessern auf ihr Potenzial hindeutet, auch im Unterstand mit wenig Licht und kleinen Kronen zu überleben.

Bei der Betrachtung der h-Bhd Allometrie lässt sich bei Elsbeere eine Stabilisierungsstrategie erkennen, die mit reduziertem Höhenwachstum im Vergleich zum Durchmesserwachstum einhergeht. Buche und Flatterulme hingegen zeigen ein stärkeres Höhenwachstum, was als Strategie zur Verdrängung von Nachbarn bei der Konkurrenz um Licht interpretiert werden kann. Die ähnlichen Alpha-Werte des 0,5-Quantils der beiden Arten zeigen, dass die Flatterulme mit dem Höhenwachstum der Buche mithalten kann. Mit einem spezifischen Vorsprung in der Höhe kann die Flatterulme sogar die Buche in Bezug auf das Höhenwachstum übertreffen.

### 4.2 Stammzahlen und Zieldurchmesser

Die maximalen Baumzahlen in Abbildung 4 können als Referenzwerte für die Forstwirtschaft verwendet werden. Die Zahlen sind geeignet für eine Bewirtschaftung, die auf niedrige Stammzahlen und maximales Durchmesserwachstum abzielt. Der angegebene Durchmesserbereich liefert Zielwerte für die Bestandsentwicklung. Wenn die Durchmesser eines Waldbestands einer bestimmten Höhe niedriger sind als die vorgeschlagenen Werte des Bereichs, kann die Stammzahl pro Hektar verringert werden, sodass die einzelnen Bäume breitere Kronen entwickeln und wieder den Zielbereich des Durchmesserwachstums annähern können.

Alle untersuchten Arten bewegen sich in einem ähnlichen Bereich hinsichtlich der maximalen Stammzahlen. Für frühere Entwicklungsstadien können jedoch Feldahorn, Elsbeere und Flatterulme mit höheren Stammzahlen pro Hektar bewirtschaftet werden als Buche und leicht höheren Zahlen als Eiche. Die Hainbuche liegt in einem ähnlichen Bereich wie die Buche. In späteren Durchforstungen bei Ahorn, Elsbeere und Flatterulme sind mehr oder umfangreichere Eingriffe erforderlich, um die Stammzahlen zu verringern. Die seltenen Arten können Ziel-Durchmesser entwickeln, die mit Eiche und Buche vergleichbar sind.

### 4.3 Wachstum und Trockentoleranz

Die ähnlichen Wachstumsmuster der Hainbuche in Polen und Deutschland unterstreichen ihre hohe ökologische Anpassungsfähigkeit. Selbst in Ostpolen, unter klimatischen Bedingungen, die die Verbreitung der Buche einschränken, zeigt die Hainbuche hohe Wachstumsraten. Verglichen mit vorhandenen Ertragstafeln für Norddeutschland (Lockow 2009) erreichten alle Bestände ähnliche Ertragsklassen, allerdings mit höheren mittleren Durchmessern als angegeben. Dies lässt auf eine beschränkte Gültigkeit der Tafeln auf Norddeutschland schließen.

Für die Elsbeere ähnelten die jährlichen Zuwächse den von Pyttel et al. (2013) beobachteten. Auch hier wurden sehr geringe jährliche Zuwächse beobachtet, die sie auf die hohe Schattentoleranz der Elsbeere und ihrer Fähigkeit, selbst im Unterstand zu überleben, zurückzuführen sind.

Im Allgemeinen zeigten Buche und Eiche insgesamt ein gleichmäßigeres Wachstum mit einer geringeren Variabilität auf allen Standorten. Die maximalen Jahrringbreiten der selteneren Arten zeigen aber, dass sie unter geeigneten Bedingungen und bei angemessener forstwirtschaftlicher Behandlung und Freistellung hohe Jahrringbreiten erreichen können.

Beim Vergleich der Lloret-Indizes aller Arten war auffällig, dass der Feldahorn besonders hohe Werte für Erholung und Resilienz zeigte, jedoch mit niedrigen Werten für Resistenz. Die höhere Resilienz der Buche im Vergleich zum Feldahorn widersprechen den Ergebnissen von Kunz et al. (2016), die gegensätzliche Ergebnisse erhielten. Dies könnte auf eine unterschiedliche Auswahl von Trockenjahren und Beständen in beiden Studien zurückzuführen sein, sowie auf die fehlende Berücksichtigung der Zusammenhänge zwischen Resistenz und Erholung.

Wenn jedoch Resistenz und Erholungswerte kombiniert und mit der Linie vollständiger Resilienz verglichen wurden, stachen Feldahorn und Elsbeere als trockenresistente Arten hervor. Die Elsbeere, aufgrund ihrer Fähigkeit, die Linie der vollen Resilienz für mildere Dürreperioden zu überschreiten, und der Feldahorn aufgrund seiner hohen Erholungswerte in Jahren mit geringer Resistenz und seiner guten Leistung nach milderer Trockenheit. Die Eiche zeigte insgesamt eine bessere Trockenresistenz als die seltenen Arten, jedoch scheinen Feldahorn und Elsbeere in Jahren mit schweren Dürren besser angepasst zu sein.

Die gute Erholung von Eiche und Flatterulme in Jahren mit milderer Trockenheit kann auf ihre Holzanatomie zurückgeführt werden. Als ringporige Arten sind sie weniger empfindlich gegenüber Klima und Dürre als zerstreutporige Arten (Elliott et al. 2015, Zimmermann 1983; Hacke und Sauter 1996). Bei der Flattrulme kommt zudem ein erhöhtes Feinwurzelwachstum während Trockenheit hinzu (Leonova et al. 2022).

## 5 Schlussfolgerung

Waldbaulich, können die seltenen Baumarten in frühen Entwicklungsstadien mit kleinen Kronengrößen überleben und daher in höheren Stammzahlen bewirtschaftet werden als Buche und die Eiche. Mit zunehmender Höhe nehmen jedoch

die Konkurrenzstärke und Schattentoleranz, insbesondere beim Feldahorn, ab, und der Platzbedarf nimmt zu. Es wird daher empfohlen, spätestens ab einer Höhe von 15 m Durchforstungen durchzuführen, die darauf abzielen, die Arten gezielt freizustellen. Diese Durchforstungen sollten regelmäßig wiederholt werden, insbesondere bei einem hohen Mischungsanteil von Buche. Der Feldahorn muss vor Erreichen eines Durchmessers von etwa 20 cm von Kronenkonkurrenz befreit werden. Die Hainbuche verträgt mehr seitliche Konkurrenz, was sie zu einer, im Vergleich zu den anderen Arten, pflegeleichteren Art macht.

In Bezug auf ihr Wachstum und ihre Trockentoleranz haben sich Feldahorn, und Elsbeere als gute Optionen erwiesen, um Eichenbestände auf Standorten zu bereichern, auf denen in Zukunft viele sehr trockene Jahre erwartet werden. Die Mischungsverhältnisse sollten auf trockeneren Standorten erhöht werden. Die Hainbuche zeigt ähnliche Wachstumsmuster und Reaktionen auf Trockenstress wie die Buche, mit einer etwas geringeren Klimasensitivität und stabilem Wachstum, selbst in verschiedenen Klimazonen in Polen und Deutschland. Darüber hinaus zeigen die Ergebnisse eine gute Widerstandsfähigkeit der Hainbuche gegenüber schwerer Trockenheit. Es wird daher empfohlen, die Hainbuche als begleitende Art zur Anreicherung von Buchen-Beständen zu verwenden. Auch Eichenbestände mit einer etwas besseren Wasserversorgung könnten für die Beimischung von Hainbuche geeignet sein.

Im Allgemeinen sind seltene einheimische Arten eine vielversprechende Option zur Bereicherung der Artenzusammensetzung auf trockenen Standorten und tragen zur Etablierung klimatoleranter Waldbestände bei. Bei anhaltendem Klimawandel werden jedoch auch diese Arten irgendwann an die Grenzen ihrer Trockentoleranz stoßen. Daher bleibt der Kampf gegen den Klimawandel der wichtigste Faktor für die Stabilität der Wälder der Zukunft.

## 6 Literatur

- Beguera, Santiago; Vicente-Serrano, Sergio M. (2017): SPEI: Calculation of the Standardised Precipitation-Evapotranspiration Index. R package version 1.7.
- Biondi, Franco; Qeadan, Fares (2008): Inequality in paleorecords. In: *Ecology* 89 (4), S. 1056–1067. DOI: 10.1890/07-0783.1.

- Comeau, Philip G.; Kimmins, James P. (1989): Above- and below-ground biomass and production of lodgepole pine on sites with differing soil moisture regimes. In: *Can. J. For. Res.* 19 (4), S. 447–454. DOI: 10.1139/x89-070.
- DWD Climate Data Center (CDC): Grids of monthly averaged daily air temperature (2m) over Germany.
- Elliott, Katherine J.; Miniati, Chelcy F.; Pederson, Neil; Laseter, Stephanie H. (2015): Forest tree growth response to hydroclimate variability in the southern Appalachians. In: *Global change biology* 21 (12), S. 4627–4641. DOI: 10.1111/gcb.13045.
- Hacke, U.; Sauter, J. J. (1996): Xylem dysfunction during winter and recovery of hydraulic conductivity in diffuse-porous and ring-porous trees. In: *Oecologia* 105 (4), S. 435–439. DOI: 10.1007/BF00330005.
- Harris, Ian; Osborn, Timothy J.; Jones, Phil; Lister, David (2020): Version 4 of the CRU TS monthly high-resolution gridded multivariate climate dataset. In: *Scientific data* 7 (1), S. 109. DOI: 10.1038/s41597-020-0453-3.
- Huxley, J. S.; Teissier, G. (1936): Terminology of Relative Growth. In: *Nature* 137 (3471), S. 780–781. DOI: 10.1038/137780b0.
- Koenker, Roger (1994): Confidence Intervals for Regression Quantiles. In: *Asymptotic Statistics: Physica*, Heidelberg, S. 349–359. Online verfügbar unter [https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-642-57984-4\\_29](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-642-57984-4_29).
- Kunz, Jörg; Räder, Annemarie; Bauhus, Jürgen (2016): Effects of Drought and Rewetting on Growth and Gas Exchange of Minor European Broadleaved Tree Species. In: *Forests* 7 (12), S. 239. DOI: 10.3390/f71100239.
- Leonova, Anastasia; Heger, Adrian; Váscónez Navas, Lizeth K.; Jensen, Kai; Reisdorff, Christoph (2022): Fine root mortality under severe drought reflects different root distribution of *Quercus robur* and *Ulmus laevis* trees in hardwood floodplain forests. In: *Trees* 36 (3), S. 1105–1115. DOI: 10.1007/s00468-022-02275-3.
- Lloret, Francisco; Keeling, Eric G.; Sala, Anna (2011): Components of tree resilience: effects of successive low-growth episodes in old ponderosa pine forests. In: *Oikos* 120 (12), S. 1909–1920. DOI: 10.1111/j.1600-0706.2011.19372.x.
- Lockow, Karl-Willi (2009): Die Hainbuche im nordost-deutschen Tiefland: Wuchsverhalten und Bewirtschaftungshinweise; [Waldwirtschaft-aber natürlich]: MLUV, Referat Presse- und Öffentlichkeitsarbeit.
- Pretzsch, H. (2014): Canopy space filling and tree crown morphology in mixed-species stands compared with monocultures. In: *Forest Ecology and Management* 327, S. 251–264. DOI: 10.1016/j.foreco.2014.04.027.
- Pretzsch, H. (2019): Grundlagen der Waldwachstumsforschung. 2. Aufl. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- Pyttel, Patrick; Kunz, Jörg; Bauhus, Jürgen (2013): Growth, regeneration and shade tolerance of the Wild Service Tree (*Sorbus torminalis* (L.) Crantz) in aged oak coppice forests. In: *Trees* 27 (6), S. 1609–1619. DOI: 10.1007/s00468-013-0908-7.
- Schwarz, Julia; Skiadaresis, Georgios; Kohler, Martin; Kunz, Jörg; Schnabel, Florian; Vitali, Valentina; Bauhus, Jürgen (2020): Quantifying Growth Responses of Trees to Drought—a Critique of Commonly Used Resilience Indices and Recommendations for Future Studies. In: *Curr Forestry Rep* 6 (3), S. 185–200. DOI: 10.1007/s40725-020-00119-2.
- Slette, Ingrid J.; Post, Alison K.; Awad, Mai; Even, Trevor; Punzalan, Arianna; Williams, Sere et al. (2019): How ecologists define drought, and why we should do better. In: *Global change biology* 25 (10), S. 3193–3200. DOI: 10.1111/gcb.14747.
- Zimmermann, Martin H. (1983): Xylem structure and the ascent of sap. Berlin, New York: Springer-Verlag (Springer series in wood science).

# Intra-annueller Zuwachs von Fichte und Zirbe auf Hochlagenstandorten mittels gemischtem, generalisiertem additivem Modell

Sonja Vospernik<sup>1</sup>, Florian Welser<sup>1</sup>, Josef Gadermaier<sup>2</sup>, Klaus Katzensteiner<sup>2</sup>

## Abstract

*Fichte und Zirbe sind zwei Baumarten, deren Wachstum an die niedrigen Temperaturen und die lange Schneebedeckungsdauer in den Hochlagen angepasst ist. Im Zillertal und am Gerlospass in Tirol wird seit 2013 der Durchmesserzuwachs an Bäumen entlang von Seehöhengradienten von 1300 bis 2050 m Seehöhe mittels Banddendrometer stündlich gemessen und Wachstum, Quellen und Schwinden und die Wasseraufnahme aus dem Boden und die Wasserabgabe durch Transpiration registriert. Luft- und Bodentemperatur wird in stündlicher bzw. 3-stündlicher Auflösung gemessen. An die Daten wurde ein gemischtes generalisiertes, additives Modell angepasst, das die stündlichen Zuwächse in Abhängigkeit von den Klimavariablen Temperatur und Bodentemperatur schätzt. Das Modell weist ein Bestimmtheitsmaß von  $R^2=0,983$  auf und liefert präzise Vorhersagen für einzelne Dendrometer. Es kann gezeigt werden, dass sich die Klimavariablen je nach Jahreszeit unterschiedlich auf den Zuwachs auswirken.*

Keywords: Saisonales Wachstum; Tägliche Wachstumszyklen; Temperaturlimitiertes Wachstum

## 1 Einleitung

Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) und Zirbe (*Pinus cembra* L.) sind zwei Baumarten, deren Wachstum an die geringen Temperaturen und an die lange Schneebedeckungsdauer und die geringe Nährstoffverfügbarkeit in Hochlagen angepasst ist. Die Photosynthese bei den meisten Koniferen beginnt bei 5 C (Rossi et al. 2008, Körner 2012), die Zirbe benötigt dafür sogar nur 2-3°C und diese Baumart bildet daher oft die Waldgrenze (Körner 2012). Die Vegetationsdauer an der Waldgrenze beträgt noch ca. 100 Tage; ist die Vegetationsdauer kürzer ist kein Baumwachstum mehr möglich (Körner 2012).

Mit Banddendrometern kann die stündliche Umfangänderung von Bäumen gemessen werden.

Das Signal, das registriert wird, setzt sich aus Wachstum, Quellen und Schwinden und täglicher Wasseraufnahme aus dem Boden und Wasserabgabe durch Transpiration zusammen. Das Wachstum hat einen ausgeprägten jahreszeitlichen Verlauf. In den Hochlagen beginnt die Zellteilung des Kambiums im Mai (Gruber et al. 2009); die Geschwindigkeit der Zellteilung und Zellstreckung nimmt dann rasch zu und das Wachstum erreicht sein Maximum vor oder um die Sommersonnenwende (Gruber et al. 2009, Rathgeber et al. 2016, Vospernik et al. 2020). Im Juli beginnt bei Koniferen bereits die Spätholzbildung und das Kambium ruht in den Hochlagen ab Ende August (Gruber et al. 2009), um vor den kalten Wintertemperaturen geschützt zu sein. Die Bildung der Zellwände und die Einlagerung von Reservestoffen kann noch bis Mitte November dauern (Rathgeber et al. 2016). Diese Prozesse führen aber zu keiner Vergrößerung der Zellen und werden daher auch nicht von Dendrometern gemessen. Quellen und Schwinden wird durch die Wasseraufnahme der Rinde verursacht (Zweifel et al. 2001) und ist bei den dickrindigen Baumarten ausgeprägter als bei dünnrindigen (z.B. Vospernik et al. 2020). Tägliche Zyklen der Wasseraufnahme und Wasserabgabe sind besonders in Trockenperioden ausgeprägt (Zweifel et al. 2009), die in Hochlagen aber selten auftreten. Ziel dieser Arbeit ist zu untersuchen, ob (i) das Wachstum der Zirbe früher beginnt als das

---

<sup>1</sup> Department für Wald- und Bodenwissenschaften, Institut für Waldwachstum  
Universität für Bodenkultur  
A-1190 Wien, Österreich  
sonja.vospernik@boku.ac.at  
florian.welser@boku.ac.at

<sup>2</sup> Department für Wald- und Bodenwissenschaften, Institut für Waldökologie  
Universität für Bodenkultur  
A-1190 Wien, Österreich  
josef.gadermaier@boku.ac.at  
klaus.katzensteiner@boku.ac.at

der Fichte, (ii) wie sich der Einfluss der Temperatur über das Jahr verändert, (iii) wie sich Umfangschwankungen durch Wasseraufnahme bei den beiden Baumarten unterscheiden, (iv) wie sich die täglichen Zyklen der beiden Baumarten unterscheiden.

## 2 Daten und Methoden

### 2.1 Daten

Die Probeflächen liegen im Zillertal und am Gerlospass zwischen 1300 m und 2050 m Seehöhe (Abb. 1).

Die Jahresmitteltemperatur beträgt 4,1 Grad und die jährliche mittlere Niederschlagssumme 1015 mm. Während des gesamten Jahres liegt der Niederschlag deutlich über dem Verdunstungsanspruch. Die Dendrometer wurden 2012 in jedem Gebiet an 4 Seehöhengradient, die jeweils 3-

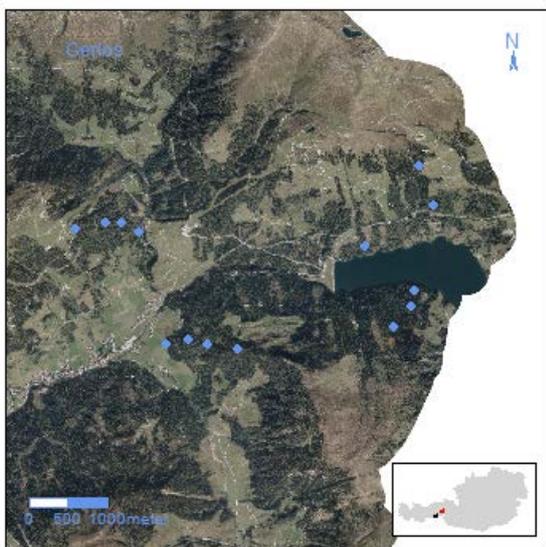


Abbildung 1: Lage der Versuchsflächen

4 Probeflächen umfassen, montiert. Auf jeder Probefläche wurden die topographischen Faktoren Seehöhe, Exposition und Neigung erhoben; die Grundfläche, Alter und Oberhöhe wurden baumartenweise gemessen und mittels der Ertragstabellen Fichte Tirol und Zirbe Murau wurden die Bonitäten bestimmt. Auf jeder Probefläche wurden an 3 Bäumen Dendrometer montiert und deren Durchmesser, Höhe und Kronenansatz gemessen. Vollständige jährliche Messungen liegen ab 2013 vor. Der gesamte Datensatz umfasst 2 182 244 stündliche Messwerte. Von den Messungen entfallen 32 % auf Zirbe und 68 % auf Fichte. Der mittlere Durchmesserzuwachs der Fichte beträgt 2,80 mm, jener der Zirbe 2,97 mm und der Zuwachs unterscheidet sich nur geringfügig zwischen den beiden Gebieten Gerlos und Zillertal. Den größten Zuwachs wies die Fichte im Jahr 2014 auf, den geringsten im Jahr 2020; Bei der Zirbe war das Jahr mit dem größten Wachstum das Jahr 2019; das mit dem geringsten 2018 (Tab. 1).

Tabelle 1: Mittlerer Durchmesserzuwachs von Fichte und Zirbe nach Jahren und die mittlere Temperatur und der mittlere Niederschlag in der Vegetationszeit

Jahr	Fi	Zi	T	N
2013	2,84	3,05	8,94	780
2014	3,29	2,93	8,42	805
2015	2,75	3,06	9,55	778
2016	2,56	2,78	9,17	938
2017	2,72	3,05	9,07	985
2018	2,66	2,60	10,78	638
2019	3,03	3,32	9,51	778
2020	2,43	2,67	9,79	873
2021	2,95	3,21	8,71	926
2022	2,70	3,17	10,13	779

### 2.2 Methoden

Der intra-annuelle Zuwachs wurde mittels generalisiertem, additivem Modelle beschrieben. Bei generalisierten, additiven Modellen wird der Zuwachs in Abhängigkeit von Glättungsfunktionen (Gleichung 1), die aus mehreren Basisfunktion bestehen, geschätzt (2). Jede dieser Basisfunktionen wird mit einem Parameter  $\beta_j$  multipliziert und anschließend summiert.

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

$$f_j(x_j) = \sum_{k=1}^K (\beta_{j,k} \cdot b_{j,k}(x_k)) \quad (2)$$

Als Basisfunktion wurden thin-plate regression splines für eindimensionale Glättungsfunktionen verwendet; kubische Splines für Interaktionen. Die Anzahl an Knoten wurde für jährliche Variablen bei der Standardeinstellung von 10 Knoten belassen; für tägliche Variablen wurden alle 2 Stunden Knoten gesetzt ( $k=12$ ).

$$lr(\beta, \lambda) = \int f(y|\beta) f(\beta) d(\beta) + \lambda \int f''(t)^2 \quad (3)$$

Die Glättungsfunktionen wurden mittels penalisierter, restricted maximum likelihood geschätzt (Gleichung 3). Der erste Term in Gleichung 3 misst die Güte der Modellanpassung über das log-likelihood Kriterium, der zweite Term ist ein Strafterm, der zu wackelige Kurve mittels der 2. Ableitung der Funktion penalisiert und der Glättungsparameter, Lambda, legt die Stärke der Penalisierung fest. Diese wird im R-Paket mgcv mittels Kreuzvalidierungskriterium aus den Daten geschätzt.

### 3 Ergebnisse

#### 3.1 Modellanpassung

Es wurde folgendes Modell an die Daten angepasst:

$$\begin{aligned} idcum.mm_{ijk} = & \beta_0 + f(Tag) \\ & + f(Tag \cdot Ort) \\ & + f(Tag \cdot Jahr) \\ & + f(N24) + f(N48) \\ & + f(N72) + f(T24) \\ & + f(T48) + f(T72) \\ & + f(N24 \cdot BHD) \\ & + f(N48 \cdot BHD) \\ & + f(N72 \cdot BHD) \\ & + f(T \text{ stündl.}) \\ & + f(T \text{ stündl. lag 1}) \\ & + f(T \text{ stündl. lag 2}) \\ & + f(T \text{ stündl.} \cdot Tag) \\ & + f(T \text{ stündl. lag 1} \\ & \cdot Tag) \\ & + f(T \text{ stündl. lag 2} \\ & \cdot Tag) + \gamma_{0ij} \\ & \cdot (Baum \cdot Jahr) + \gamma_{1ij} \\ & \cdot (Baum \cdot Jahr \cdot Tag) \\ & + \varepsilon_{ijk} \end{aligned} \quad (4)$$

Mit:  $\beta_0$  dem Populationsmittel des Durchmesserzuwachs,  $Tag$ , den Tagen des Jahres (1-365),  $Gebiet$  (Gerlos, Zillertal),  $Jahr$ , dem Jahr der Messung (2013-2022),  $T24$ ,  $T48$ ,  $T72$ , dem 24, 48 und

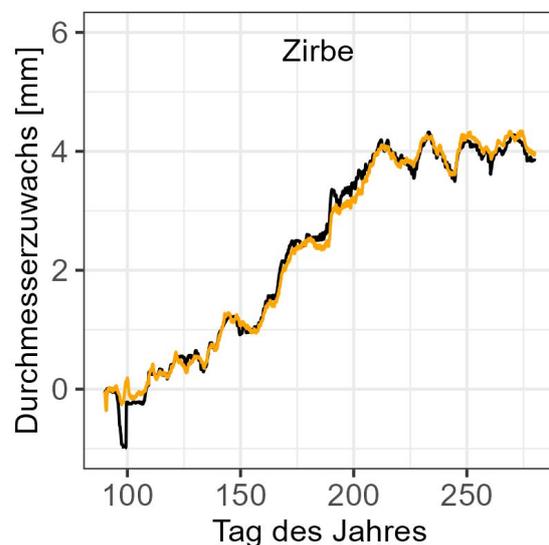
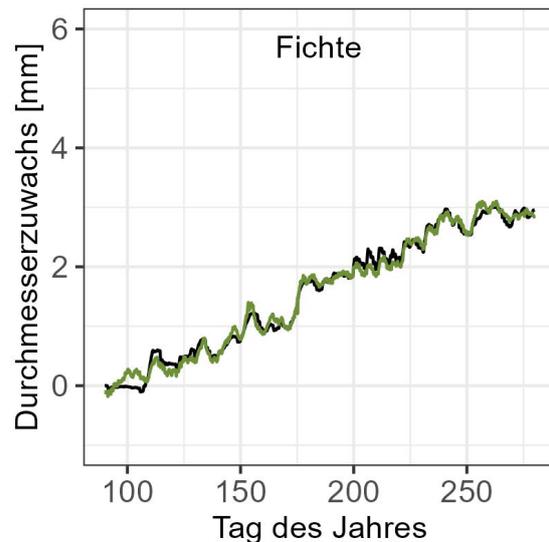


Abbildung 2: Durchmesserzuwachs von Fichte und Zirbe. Schwarz - Messwerte, Grün - Zuwachsprognose der Fichte, Orange - Zuwachsprognose Zirbe

72 Stunden gleitendem Mittelwert der Temperatur,  $N24$ ,  $N48$ ,  $N72$ , dem 24, 48 und 72 Stunden gleitendem Mittelwert des Niederschlages,  $T \text{ stündl.}$  der stündlichen Temperatur mit  $Lag 1$  und  $Lag 2$ , der um 1 und 2-Stunden zeitverzögerten Wirkung der Temperatur auf den Baumdurchmesser,  $\gamma_{0ij}$ , dem baum- und jahresspezifischem Zufallseffekt und  $\gamma_{1ij}$ , der baum- und jahresspezifischen Wachstumskurve und  $\varepsilon_{ijk}$ , dem Zufallsfehler. Das Modell erklärt sowohl bei Fichte als auch bei Zirbe 98,3 % der Deviance und passt sich den beobachteten Werten gut an (Abbildung 2).

### 3.2 Jährliche Zuwachskurven

Der jährliche Zuwachs von Fichte und Zirbe in einzelnen Jahren liegt zwischen 2,5 und 3,2 mm und variiert nur geringfügig zwischen den Jahren. Ebenfalls unterscheidet sich die Form der Kurven nur geringfügig. Die Fichte beginnt erst Anfang - Mitte Mai zu wachsen, während der Wachstumsbeginn der Zirbe bereits im April ist (Abbildung 3).

### 3.3 Quellen und Schwinden

Der 24h, 48h und 72h gleitende Niederschlagsmittelwert und der 24h, 48h und 72h gleitende Temperaturmittelwert beschreiben Quell- und Schwindprozesse adäquat (Abbildung 2). Höhere Niederschlagsmengen in den vergangenen Stunden führen zu einer Zunahme des Durchmessers. Die Temperatureffekte bilden einerseits eine Abnahme des Durchmessers bei negative Temperaturen und andererseits eine Abnahme des Durchmessers durch Austrocknung

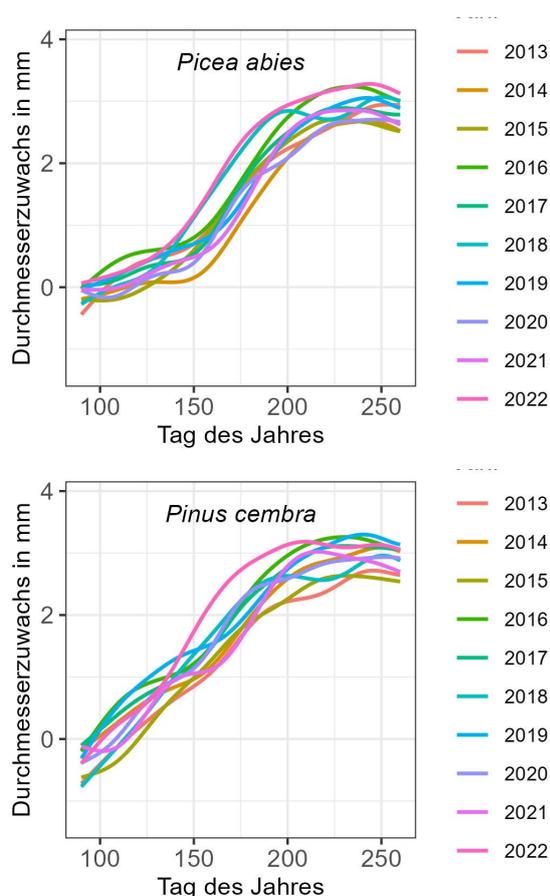


Abbildung 3: Jährlicher Wachstumsverlauf von Fichte (*Picea abies*) und Zirbe (*Pinus cembra*) in den Jahren 2013-2022.

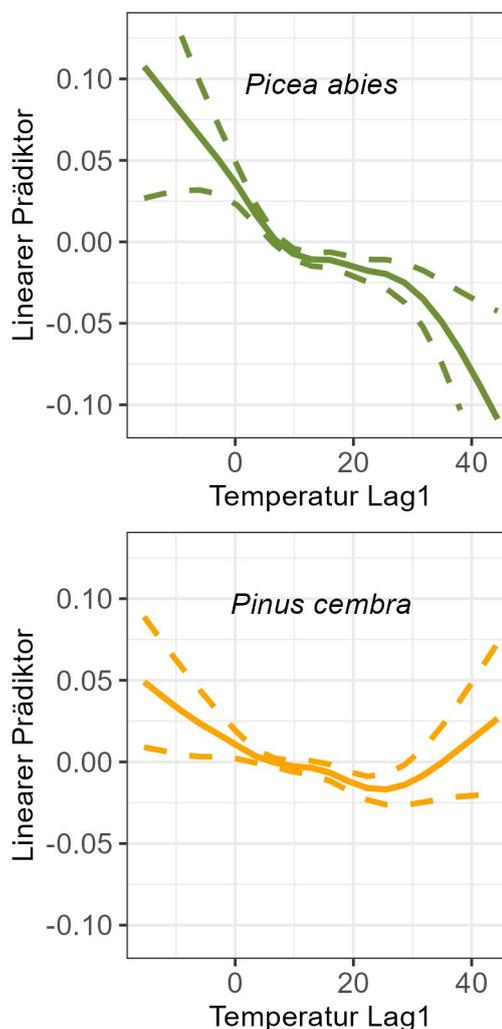


Abbildung 4: Änderung des Durchmessers in Folge der Temperatur eine Stunde davor

ab. Der Verlauf und die Größenordnung der Effekte unterscheidet sich nur geringfügig zwischen den Baumarten.

### 3.4 Tägliche Zyklen

Tägliche Zyklen von Temperatur und Wasseraufnahme lassen sich über die stündliche Temperatur beschreiben. Ein besonders starker Zusammenhang zeigt sich hier mit der Temperatur vor einer Stunde (Abbildung 4), während die Temperatur zum Zeitpunkt der Zuwachsmessung und die Temperatur 2 Stunden davor einen viel geringeren Einfluss aufweist. Die Effekte von täglichen Zyklen sind bei der Fichte ausgeprägter als bei der Zirbe (Abbildung 4).

## 4 Diskussion

Die Quantifizierung des Wachstums über kurze Zeitperioden wird durch Quellen und Schwinden

und die tägliche Wasseraufnahme erschwert. Die Modelle zeigen, dass sich alle 3 Komponenten modellieren und damit auch rechnerisch trennen lassen. Die Modelle beschreiben die Daten anhand weniger Variablen nämlich Gebiet, Zeit im Jahr und Temperatur und Niederschlag in geeigneter zeitlicher Auflösung sehr gut. Die Interpretation einzelner Modellkomponenten, insbesondere der Quell- und Schwindprozess wird durch mögliche, nicht-lineare Zusammenhänge dieser Variablen untereinander erschwert. Bei der Modellierung von Dendrometerdaten mittels nicht-linearer gemischter Modelle (Vospornik et al. 2020) und mittels mechanistischer Modelle (Chan et al. 2016) konnten Zuwachs und Quellen und Schwinden ebenfalls rechnerisch getrennt werden; Diese Ergebnisse sind für die weitere Analyse des stündlichen Zuwachses vielversprechend.

Die Modelle zeigen einen deutlich früheren Zuwachsbeginn bei Zirbe als bei Fichte. Ein früherer Zuwachsbeginn der Zirbe wurde auch in anderen Studien beobachtet (Gruber et al. 2009) und ist im Einklang mit der Physiologie der beiden Baumarten (Körner 2012).

Fichte und Zirbe zeigen ein sehr ähnliches Quell- und Schwindverhalten. Das Quell- und Schwindverhalten entsteht vor allem durch Wasseraufnahme und -abgabe durch die hygroskopische Eigenschaft der Rinde (Zweifel et al. 2001, Chan et al. 2016) und ist unabhängig von täglichen Zyklen der Wasseraufnahme (Chan et al. 2016). Das sehr ähnliche Quell- und Schwindverhalten ist zunächst überraschend, da *Pinus*-Arten dickrindig sind, *Pinus cembra* gilt aber als die Baumart mit der dünnsten Rinde innerhalb dieser Gattung (Bär & Mayr 2020).

Der Baumdurchmesser reagiert auf Transpiration in der Krone und an der Stammbase mit einer Zeitverzögerung von bis zu 2 Stunden bzw. bis zu 3 Stunden (Parlange et al. 1975, Irvine & Grace 1997). Da die Transpirationsrate mit der Temperatur zunimmt, zeigt sich ein Zusammenhang des Durchmessers mit der Temperatur; die Temperatur wirkt wie die Transpiration zeitverzögert auf den Durchmesser. Das Modell zeigt vor allem einen starken Zusammenhang mit der Temperatur mit einem Lag von einer Stunden, was gut zu bisherigen Studien passt (Parlange et al. 1975, Irvine & Grace 1997). Die größere Amplitude der Zyklen der Fichte ist vermutlich auf höhere Transpirationsraten dieser Baumart

im Vergleich zur Zirbe zurückzuführen (Matyssek et al. 2009). Ebenfalls nimmt der Wasserverbrauch innerhalb einer Baumart mit der Seehöhe ab (Wieser et al. 2014). Die geringere Transpiration der Zirbe könnte also auch zum Teil auf ihr Vorkommen in größerer Seehöhe zurückzuführen sein.

## 5 Ausblick

Das Modell beschreibt die Daten bereits sehr gut. Durch Reduktion von korrelierten Variablen oder durch Hinzunahme von weiteren kausalen Variablen soll die Interpretierbarkeit des Modells noch verbessert werden.

## 6 Acknowledgements

Herzlichen Dank an Josef Paulic, Fritz Putzhuber, Jan-Peter George und Lukas Wojtosiszyn für die Anlage der Seehöhengradienten und Josef Paulic und Franz Schager für die langjährige Wartung und Instandhaltung.

## 7 Literatur

- Bär, A.; Mayr, S. (2020): Bark insulation: Ten Central Alpine tree species compared. *Forest Ecology and Management* 474: 118361. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118361>
- Chan, T.; Hölttä, T.; Berninger, F.; Mäkinen, H.; Nöjd, P.; Mencuccini, M.; Nikinmaa, E. (2016): Separating water-potential induced swelling and shrinking from measured radial stem variations reveals a cambial growth and osmotic concentration signal. *Plant, Cell & Environment* 39(2): 233–244. <https://doi.org/10.1111/pce.12541>
- Gruber, A.; Zimmermann, J.; Wieser, G.; Oberhuber, W. (2009): Effects of climate variables on intra-annual stem radial increment in *Pinus cembra* (L.) along the alpine treeline ecotone. *Annals of Forest Science* 66(5): 503–503. <https://doi.org/10.1051/forest/2009038>
- Irvine, J.; Grace, J. (1997): Continuous measurements of water tensions in the xylem of trees based on the elastic properties of wood. *Planta* 202(4): 455–461. <https://doi.org/10.1007/s004250050149>
- Körner, C. (2012): *Alpine Treelines*. Springer Basel <https://doi.org/10.1007/978-3-0348-0396-0>
- Matyssek, R.; Wieser, G.; Patzner, K.; Blaschke, H.; Häberle, K.-H. (2009): Transpiration of forest trees and stands at different altitude: consistencies rather than contrasts? *European Journal of Forest Research* 128(6): 579–596. <https://doi.org/10.1007/s10342-008-0243-5>
- Parlange, J.-Y.; Turner, N. C.; Waggoner, P. E. (1975): Water Uptake, Diameter Change, and Nonlinear

- Diffusion in Tree Stems. *Plant Physiology* 55(2): 247–250. <https://doi.org/10.1104/pp.55.2.247>
- Rathgeber, C. B. K.; Cuny, H. E.; Fonti, P. (2016): Biological Basis of Tree-Ring Formation: A Crash Course. *Frontiers in Plant Science* 7. <https://doi.org/10.3389/fpls.2016.00734>
- Rossi, S.; Deslauriers, A.; Gričar, J.; Seo, J.-W.; Rathgeber, C. B.; Anfodillo, T.; Morin, H.; Levanic, T.; Oven, P.; Jalkanen, R. (2008): Critical temperatures for xylogenesis in conifers of cold climates. *Global Ecology and Biogeography* 17(6): 696–707. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2008.00417.x>
- Vospernik, S.; Nothdurft, A.; Mehtätalo, L. (2020): Seasonal, medium-term and daily patterns of tree diameter growth in response to climate. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 93(1): 133–149. <https://doi.org/10.1093/foresj/cpz059>
- Wieser, G.; Gruber, A.; Oberhuber, W. (2014): Sap flow characteristics and whole-tree water use of *Pinus cembra* across the treeline ecotone of the central Tyrolean Alps. *European Journal of Forest Research* 133(2): 287–295. <https://doi.org/10.1007/s10342-013-0760-8>
- Zweifel, R.; Item, H.; Hasler, R. (2001): Link between diurnal stem radius changes and tree water relations. *Tree Physiology* 21(12–13): 869–877. <https://doi.org/10.1093/treephys/21.12-13.869>
- Zweifel, R.; Rigling, A.; Dobbertin, M. (2009): Species-specific stomatal response of trees to drought - a link to vegetation dynamics? *Journal of Vegetation Science* 20(3): 442–454. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.05701.x>

# Bewertung alternativer Baumarten anhand von Praxisanbauten

Stefan Lieven<sup>1</sup>, Ralf-Volker Nagel<sup>1</sup>

## Abstract

Durch die sich vollziehende Klimaveränderung rücken insbesondere in der forstlichen Praxis neue alternative Baumarten aus anderen Regionen in den Fokus der Waldbewirtschaftenden. Für viele der derzeit im Diskurs befindlichen Baumarten fehlen jedoch langjährige Anbauversuche und somit wissenschaftlich abgesicherte Ergebnisse zur Beurteilung einer potenziellen Anbauwürdigkeit. Der Ansatz der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA) mittels Untersuchungen von Praxisanbauten in kürzerer Zeit wissenschaftlich belastbare Informationen über diese Baumarten zu gewinnen wird im vorliegenden, überwiegend methodischen Beitrag dargestellt, Vor- und Nachteile des Verfahrens werden aufgezeigt sowie die verwendeten Bewertungsansätze für eine Anbauwürdigkeit skizziert.

Keywords: Alternative Baumarten; Waldumbau; Praxisanbauten; Anbauwürdigkeit

## 1 Einleitung

Die sich vollziehende Klimaveränderung und die damit einhergehenden gravierenden Waldschäden der letzten Jahre haben den Waldumbau hin zu klimaangepassten, standortgerechten Mischbeständen stark beschleunigt. Vor dem Hintergrund der bereits sichtbar gewordenen Auswirkungen die die klimatische Veränderung mit sich bringt wurde sowohl in der forstlichen Praxis als auch in der Wissenschaft der Diskurs über die Einführung neuer alternativer Baumarten intensiviert (Brang et al. 2016, Frischbier et al. 2019, de Avila et al. 2021, Liesebach et al. 2021). Unter dem Begriff alternative Baumarten werden häufig nur fremdländische Bäume verstanden. In diesem Beitrag schließt die Bezeichnung aber auch bisher sehr seltene heimische Baumarten ein. Insbesondere für bisher selten verwendete fremdländische Baumarten fehlen langjährige wissenschaftliche Versuchsanbauten um eine Bewertung der Anbaufähigkeit vornehmen zu können. Um dennoch möglichst schnell die größten Wissenslücken schließen und Empfehlungen aussprechen zu können wurden Praxisanbauten verschiedenster Baumarten untersucht.

## 2 Untersuchungsansatz

Während im 1881 durch den Verein Deutscher Forstlicher Versuchsanstalten beschlossenen und durchgeführten "Arbeitsplan für die Anbauversuche mit ausländischen Holzarten" vornehmlich nordamerikanische und einige ostasiatische Arten im Fokus standen, sind durch die klimatischen Veränderungen aktuell auch Baumarten aus Südeuropa und Kleinasien im Gespräch. Von diesen wird sich eine bessere Anpassungsfähigkeit an ein künftig wärmeres und trockeneres Klima erhofft. Im Fokus der Forschung an der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA) stehen in verschiedenen Projekten Arten aus dem Mittelmeerraum, Vorderasien und dem Kaukasusgebiet: Esskastanie (*Castanea sativa*), Orient-Buche (*Fagus orientalis*), Baumhasel (*Corylus colurna*), Walnuss (*Juglans regia*), Türkische Tanne (*Abies bornmuelleriana*), Nordmanntanne (*Abies nordmanniana*), Atlas- und Libanonzeder (*Cedrus atlantica*, *C. libani*). Aber auch nordamerikanische Arten, die bereits Bestandteil der vorher erwähnten Anbauversuchen waren, sind Gegenstand der Untersuchungen: Riesenlebensbaum (*Thuja plicata*), Westliche Hemlocktanne (*Tsuga heterophylla*), Schindelrindige Hickory (*Carya ovata*), Tulpenbaum (*Liriodendron tulipifera*). Gleichrangig mit einbezogen werden bisher seltene heimische Arten, welche bisher auch durch die Konkurrenz der Rotbuche keine größere Bedeutung als Haupt- und Mischbaumarten erlangt haben und eher auf trocken-warme Standorte beschränkt waren: Winter- und Sommerlinde (*Tilia cordata*, *T. platyphyllos*), Elsbeere (*Sorbus torminalis*), Spitz- und

---

<sup>1</sup> Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt  
Göttingen  
stefan.lieven@nw-fva.de

Feldahorn (*Acer platanoides*, *A. campestre*), Speierling (*Sorbus domestica*), Eibe (*Taxus baccata*) und Hainbuche (*Carpinus betulus*).

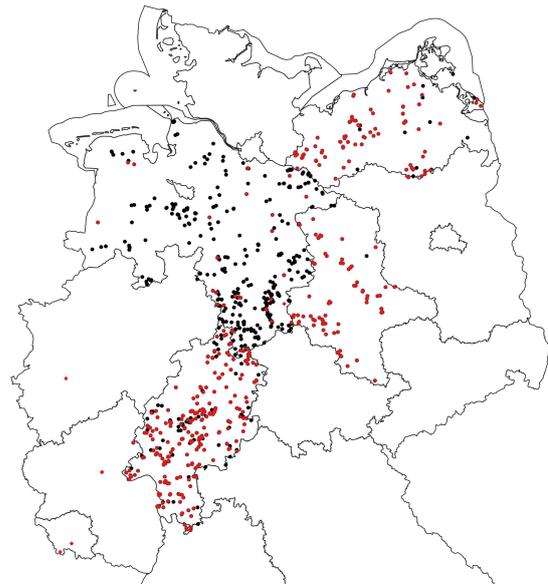
Während die seltenen heimischen Baumarten wenn auch in geringen Anteilen, bereits Bestandteil unserer Wälder sind, sieht dies bei den fremdländischen Arten, insbesondere jenen, die erst seit jüngerer Zeit in den Fokus genommen werden, gänzlich anders aus. Dennoch lassen sich durch die Eigeninitiative früherer und heutiger Forstleute in der Praxis Anbauten zu vielen der oben aufgeführten Arten finden. Diese "Praxisanbauten" waren zwar nie mit einem Anspruch einer wissenschaftlichen Auswertbarkeit angelegt worden, können aber dennoch dazu dienen, Wissen zum Wachstum oder der Standortanpassung der betrachteten Art zu gewinnen.

Um den Waldbesitzenden zügig Entscheidungshilfen, die auf eigenen Untersuchungen mit vertretbarer wissenschaftlichen Belastbarkeit basieren, bereitzustellen, wird ein mehrstufiges Vorgehen bei der Untersuchung solcher Praxisanbauten verfolgt. In einer ersten Untersuchungsphase wird das Potenzial verfügbarer etablierter Praxisanbauten mithilfe von Forsteinrichtungsdaten aber auch durch Abfragen bei Forstbetrieben und Waldbesitzenden erfasst. Aus diesem Datensatz wird je zu überprüfender Art eine Flächenauswahl gezogen, die möglichst das gesamte verfügbare Alters- sowie Standortsspektrum umfasst. Diese identifizierten Potenzialflächen werden bereist und dabei werden neben einer Fotodokumentation bestandesbeschreibende Daten zu ökologischen Eigenschaften (Humusform, Naturverjüngung) und zu Merkmalen der Vitalität (Kronenzustand, erkennbare Schäden) anhand ordinal-skalierten Kriterien erfasst.

In der zweiten Untersuchungsphase werden nach Vorauswertung der aus der Flächenbereisung gewonnener Informationen für eine nach den Kriterien Standort und Alter repräsentative Auswahl an Beständen zunächst einmalig ertragskundliche Vollaufnahmen von Probeflächen im Anhalt an die DESER-Norm (Johann 1993) durchgeführt (Abbildung 1).

### 3 Bewertungsgrundlagen

Als Bewertungsgrundlage für die Einschätzung einer Eignung der Baumarten unter Einfluss des



**Abbildung 1:** Flächennetz bereister (schwarze Punkte) und ertragskundlich aufgenommener Praxisanbauten sowie langjähriger Versuchsflächen (rote Punkte) (Stand: 05/2023)

Klimawandels und insbesondere zu einer Überprüfung der Anbauwürdigkeit der fremdländischen Baumarten dienen in diesem Untersuchungsansatz im Kern zwei Datensätze, die im Weiteren erläutert werden.

#### 3.1 Bestandesbezogene Daten

Bei der Bereisung der identifizierten Potenzialflächen werden in einer eigens hierfür entwickelten Datenbank bestandesbezogene Informationen über die zu untersuchende Baumart erfasst. Neben ganz allgemeinen Daten wie der Baumart, dem Alter sowie der Flächengröße werden auch Informationen zum Standort erfasst. Dies geschieht zunächst nach den länderspezifischen Verfahren der forstlichen Standortserkundung. In einem späteren Schritt erfolgt eine Harmonisierung der Standortsinformation nach Wolff et al. (1998), um eine länderübergreifende Auswertung zu ermöglichen. Des Weiteren werden nach zuvor fest definierten Kriterien Daten zur Vitalität, zur Humusbildung, zu Stammqualitäten, zu biotischen und abiotischen Schäden sowie zu Mischungsanteilen anderer Baumarten erfasst. Diese zumeist ordinal skalierten Daten ermöglichen eine Einschätzung grundlegender ökologischer Eigenschaften der Baumarten. Die Verortung der Flächenaufnahmen mittels Punktkoordinaten ermöglicht ein späteres Auffinden der Flächen um, weitere Aufnahmen durchzuführen. Der so entstandene Datensatz enthält aktuell Da-

ten aus den Bundesländern Hessen, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt sowie Mecklenburg-Vorpommern und umfasst in Summe 1944 begutachtete Flächen. Dabei ist die Flächenverteilung auf die Baumarten sehr inhomogen. Insbesondere seltene heimische Baumarten aber auch nordamerikanische Baumarten sind stark vertreten und decken meist eine breite Standorts- und Altersspanne ab. Die erst seit jüngster Zeit berücksichtigten Baumarten wie z.B. Baumhasel oder die Zedernarten weisen jedoch nur eine begrenzte Anzahl an Flächen jüngerer Alter auf, was die Aussagekraft der Daten teils erheblich einschränkt.

### 3.2 Ertragskundliche Daten

Die systematische Datenerfassung und Auswertung der einmaligen ertragskundlichen Aufnahmen erfolgte mit der NW-FVA-internen Standardauswertungs Software für ertragskundliche Versuchsflächen "Wald-VIS". Für alle Bäume über Derbhohlgrenze (BHD  $\geq 7$  cm) wurde dabei der Brusthöhendurchmesser erfasst. Repräsentativ über das vertretene BHD-Spektrum erfolgten je Bestand 30 - 40 Höhenmessungen einschließlich Kronenansatzhöhen je Baumart. Zusätzlich wurden die aufgenommenen Bäume den Bestandesschichten Ober- bzw. Unterstand zugeordnet. Der Datensatz konnte für einige Baumarten mit langjährigen Zeitreihen ertragskundlicher Dauerversuche ergänzt werden, so dass aktuell Einzelbaumdaten von 340 Versuchsflächen mit insgesamt 823 Aufnahmen im Datensatz der zweiten Untersuchungsstufe enthalten sind. Anhand der Entwicklung der Bestandesoberhöhe, der Grundfläche, des Dg sowie auch des Bestandesvolumens lassen sich die Baumarten mit bekannten Ertragstafelwerten vergleichen, um ihr Wachstum bezüglich Verlauf und Gesamtleistung auf den verschiedenen Standorten einordnen zu können.

Die bereits erwähnte inhomogene Flächen- und Altersverteilung zwischen den verschiedenen Baumarten spiegelt sich allerdings auch in deren Belegung mit ertragskundlichen Aufnahmen wider. Für die "neuen" Alternativbaumarten kommt noch hinzu, dass flächenbezogene ertragskundliche Aufnahmen erst oberhalb der Derbhohlgrenze anwendbar sind bzw. sinnvolle Bestandeskennwerte jenseits von Stammzahlen und Höhen liefern. Aus diesem Grund wurden auf Flächen unterhalb der Derbhohlgrenzen modifizierte Sechsbäumstichproben nach Staupendahl

(2008) durchgeführt. Auf dieser Datengrundlage wurden in einer Untersuchung von Mölder et al. (2019) für solch junge Bestände die Höhenentwicklung, die Dichte der Zielbaumart und in Mischbeständen deren Konkurrenzsituation ermittelt. Eine Kombination der genannten Kriterien führte zu einer quantitativ basierten Einschätzung über den Anbauerfolg der Baumart. Bezogen auf jene Alternativbaumarten, die bisher nur in jüngeren Beständen vertreten sind, lassen sich mithilfe dieses Verfahrens zumindest Kulturgefahren und Jugendwachstum abschätzen und es ergeben sich Hinweise zur Integration der Baumarten insbesondere in Pionierstadien heimischer Waldgefüge.

## 4 Bewertungsansatz der Anbauwürdigkeit

Für die seltenen heimischen Baumarten stellt sich die Frage einer ökologischen Integrierbarkeit, wie für die fremdländischen Baumarten, nicht. Hier gilt es eher zu bewerten, ob diese Baumarten unter den zu erwartenden Klimaveränderungen in unseren Wäldern zur Stabilisierung der Ökosysteme beitragen können, oder ob auch sie insbesondere auf bereits heute trockenen Standorten und nach mehreren Extremjahren Merkmale einer geschwächten Vitalität zeigen. Für diese Einschätzungen können insbesondere die bestandesbezogenen Daten herangezogen werden, aber auch die ertragskundlichen Kennwerte, da schließlich auch das Wachstum einen Ausdruck der Vitalität darstellt.

Bei der Bewertung der Anbauwürdigkeit der fremdländischen Baumarten, wo es nicht überschaubare ökologische Risiken in Verbindung mit ihrer breiteren forstlichen Verwendung unbedingt zu vermeiden gilt, wird in dieser Hinsicht auf die Kombination zweier publizierter Bewertungsansätze zurückgegriffen. Zum einen werden die Anforderungen an die ökologische Zuträglichkeit fremdländischer Baumarten nach Otto (1993) angewendet, wobei das Kriterium Klimaanpassung heute verständlicherweise verstärkt Berücksichtigung findet. Zum anderen wird eine Invasivitätsbewertung nach den Kriterien von Vor et al. (2015) vorgenommen. Grundlage für diese Bewertungen bilden dabei sowohl die bestandesbezogenen als auch die ertragskundlichen Daten, welche durch umfangreiche Literaturrecherchen ergänzt und eingeordnet werden. Bewertet nach diesen Ansätzen werden

somit die Standort- und Klimaanpassung einer Baumart, die waldbauliche Integrierbarkeit, der Ertrag, die Wuchsform sowie die Holzverwendung, bekannte Waldschutzrisiken, Invasivität und andere Auswirkungen auf unsere heimischen Ökosysteme sowie auch die Wirkung auf den Standort. Eine Anbauwürdigkeit kann im Anhalt an Otto (1993) als gegeben angesehen werden, wenn nach aktuellem Kenntnisstand die eingeführte Baumart unseren heimischen Baumarten in mindestens einer dieser Eigenschaften überlegen ist und gleichzeitig in keinem Merkmal grundsätzlich negativ zu beurteilen ist.

## 5 Kritische Würdigung der Methodik

Die vorläufigen Auswertungen der gewonnenen Daten zeigen, dass die Heranziehung von Praxisanbauten allein zur Gewinnung von wissenschaftlich abgesicherten Erkenntnissen nur bedingt möglich ist. Ein großes Problem stellt die Tatsache dar, dass bei der Betrachtung der etablierten Bestände sich ein unvollständiges Bild ergibt, da hierin die nicht dokumentierten Totalausfälle nicht erfasst und in die Auswertung mit einbezogen werden. So zeigten Ansätze zur Bestimmung von Einflussfaktoren auf Bestandesmerkmale der Vitalität und Qualität mittels ordinaler Regression durch die unvollständige Abbildung der eigentlich größeren Grundgesamtheit lediglich Tendenzen auf, ließen aber die Identifikation signifikanter Faktoren nicht zu.

Dennoch können aus den Praxisanbauten wichtige Erkenntnisse gezogen werden, die Einschätzungen nach den oben aufgelisteten Kriterien verbessern können. Somit ist die Untersuchung von Praxisanbauten durchaus ein geeigneter Beitrag für den schnellen Wissensgewinn über Baumarten. Sie kann aber aufgrund der aufgeführten Mängel in der Vollständigkeit und aufgrund bisher nur einmaliger Ausnahmen und vieler unbekannter Umstände der Bestandesgeschichte keinesfalls systematischen Anbauversuche ersetzen.

## 6 Ausblick

Eine Zwischenstufe hin zu besser abgesicherten Aussagen ist bei Baumarten denkbar, die in den Praxisanbauten nach Standorten und Altern gut repräsentiert sind. Wiederholungsaufnahmen der gleichen Probestellen einer unechten Zeitreihe nach einem bestimmten Zeitintervall ent-

sprechen hier dem sogenannten Intervallflächenkonzept (Gadow 2003) und würden v. a. hinsichtlich des Wachstumsverlaufes einer Baumart die Aussagekraft bereits erheblich verbessern. Für flächig sehr gering vertretene Baumarten kämen außerdem Stammanalysen (Pretzsch 2019) als ein aufwändiges, aber bezüglich des Wachstums aufschlussreiches Verfahren der möglichen ad hoc Gewinnung zusätzlicher Daten infrage. Die einmalige Aufnahme von Praxisanbauten bleibt somit ein sinnvolles, aber für sich allein genommen nur beschränkt aussagefähiges Instrument zur Beurteilung und Bewertung der Anbaufähigkeit und ökologischen Zuträglichkeit alternativer Baumarten. Durch die Kombination mit den Verfahren wissenschaftlicher Anbauversuche und Literaturrecherche sowie durch die Ausbaufähigkeit in Zeit (Wiederholungsaufnahmen) und Intensität (ergänzende Stammanalysen) bietet es jedoch Möglichkeiten für fundierte Gesamtaussagen über alternative Baumarten.

Auch durch die hier gewählte Kombination vorhandener Messreihen, soweit vorhanden, mit den Daten der Praxisanbauten konnten für einige Baumarten genügend Daten generiert werden um in Kürze Empfehlungen zu den Baumarten herauszugeben. Gleichzeitig konnten durch die systematischen Auswertungen größere Wissenslücken und somit weiterer Forschungsbedarf aufgezeigt werden. Der erstellte Datensatz der Praxisanbauten mit GPS-verorteten Standorten der Baumarten bietet darüber hinaus die Möglichkeit diese Bestände über längere Zeiträume zu beobachten, so echte Zeitreihen bzw. Intervallflächen entstehen zu lassen und so zu längerfristigen Einschätzungen über Vitalitätsentwicklungen und Standortseignung zu erlangen. Hierfür wäre es wünschenswert, wenn junge Praxisanbauten direkt nach der Begründung und vollständig in die jetzt entstandene Datenbank aufgenommen würden, um künftig deren Entwicklung und Ausfälle repräsentativ statt selektiv dokumentieren zu können und die Datengrundlage stetig vergrößern zu können.

## 7 Literatur

Brang, P.; Pluess, A. R.; Bürgi, A.; Born, J. (2016): Potenzial von Gastbaumarten bei der Anpassung an den Klimawandel. In: Bundesamt für Umwelt BAFU; Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL (Hrsg.): Wald im Klimawandel - Grundlagen für Adaptationsstrategien: 385–405

- de Avila, A. L.; Häring, B.; Rheinbay, B.; Brüchert, F.; Hirsch, M.; Albrecht, A. (2021): Artensteckbriefe 2.0 - Alternative Baumarten im Klimawandel, Eine Stoffsammlung
- Frischbier, N.; Nikolova, P. S.; Brang, P.; Klumpp, R.; Aas, G.; Binder, F. (2019): Climate change adaptation with non-native tree species in Central European forests: early tree survival in a multi-site field trial. *European Journal of Forest Research* 138(6): 1015–1032.  
<https://doi.org/10.1007/s10342-019-01222-1>
- Gadow, K. von (2003): Waldstruktur und Wachstum: Beilage zur Vorlesung im Wintersemester 2003/2004. Universitätsdrucke Göttingen. Univ.-Verl. Göttingen, 241 S.
- Johann, Dr. K. (1993): DESER-Norm 1993. Normen der Sektion Ertragskunde im Deutschen Verband Forstlicher Forschungsanstalten zur Aufbereitung von waldwachstumskundlichen Dauerversuchen. Tagungsbericht der Jahrestagung 2016 der Sektion Ertragskunde im DVFFA in Unterreichenbach-Kapfenhardt : 96–104
- Liesebach, M.; Wolf, H.; Beez, J. (2021): Identifizierung von für Deutschland relevanten Baumarten im Klimawandel und länderübergreifendes Konzept zur Anlage von Vergleichsanbauten - Empfehlungen der Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Forstliche Genressourcen und Forstsaatgutrecht“ zu den Arbeitsaufträgen der Waldbaureferenten. Johann Heinrich von Thünen-Institut
- Mölder, A.; Sennhenn-Reulen, H.; Fischer, C.; Rumpf, H.; Schönfelder, E.; Stockmann, J.; Nagel, R.-V. (2019): Success factors for high-quality oak forest (*Quercus robur*, *Q. petraea*) regeneration. *Forest Ecosystems* 6(1): 49.  
<https://doi.org/10.1186/s40663-019-0206-y>
- Otto, H. J. (1993): Fremdländische Baumarten in der Waldbauplanung. *Forst und Holz* 48: 454–456
- Pretzsch, H. (2019): Grundlagen der Waldwachstumsforschung. 2., überarbeitete und erweiterte Auflage. Lehrbuch. Springer Spektrum, 664 S.  
<https://doi.org/10.1007/978-3-662-58155-1>
- Staupendahl, K. (2008): Die modifizierte 6-Baum-Stichprobe - ein geeignetes Verfahren zur Erfassung von Waldbeständen. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 179(2/3): 21–33
- Vor, T.; Spellmann, H.; Bolte, A.; Ammer, C.; Bartsch, N. (Hrsg.) (2015): Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten: Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung. Göttinger Forstwissenschaften Band 7. Universitätsverlag Göttingen, 296 S.
- Wolff, Dr. B.; Hölzer, W.; Frömdling, D.; Bonk, S. (1998): Datenaufbereitung für Modellrechnungen aus der Bundeswaldinventur (BWI) und dem Datenspeicher Wald (DSW) [Arbeitsbericht des Instituts für Forstökologie und Walderfassung] 89 S.

# Eine neue Ertragstafel für die Roteiche (*Quercus Rubra* L.) in Nordwestdeutschland

Ralf-Volker Nagel<sup>1</sup>

## Abstract

*A new yield table of Northern red oak for Northwest Germany, starting from the basic relationships between age and top height as well as top height and total volume growth, prescribes a staggered thinning from above. Relative yield classes refer to the top heights at the age of 100 of the yield classes of the yield table for West Germany by Bauer (1955), supplemented by a 0th yield class. The new age-to-height function causes changes in height growth. Other features of the new yield table are lower basal areas and tree numbers of the remaining stand, achieving the desired higher DBH. A differentiation in productivity due to site conditions is much more apparent in the new yield table. Given non-stationary growth conditions resulting from the dynamics of site factors, which manifest themselves in changes in the growth behavior of long-term trial plots and cause some methodological difficulties, the new yield table displays the current growth conditions.*

Keywords: Roteiche; Ertragstafel; Alters-Höhenbeziehung; Gesamtwuchsleistung; gestaffelte Durchforstung

## 1 Einleitung

Die Roteiche (*Quercus rubra* L.) ist eine Laubbaumart der Mischwälder des östlichen Nordamerikas. Ihre forstliche Anbaugeschichte in Europa reicht bis zum Ende des 17. Jahrhunderts zurück. Bezogen auf Deutschland wird ihre Anbauwürdigkeit nach 140-jähriger wissenschaftlicher Überprüfung der Anbaueignung vielfach hervorgehoben (u. a. Otto 1993, Spellmann 1994, Nagel 2015, in Vor et al. 2015). Mit einer Nettofläche von knapp 50.000 ha im Hauptbestand (BMEL 2014), ca. 0,5 % der Waldfläche der Bundesrepublik Deutschland (Bindewald et al. 2021), ist sie hier die flächenmäßig bedeutendste eingeführte Laubbaumart. Eine Ertragstafel der Roteiche für Westdeutschland erstellte Bauer (1953). Deren überarbeitete Version (Bauer 1955, in: Schober (Hrsg.) 1987; im Folgenden kurz: Bauer 1955) wird bis heute verwendet.

## 2 Untersuchungsziel

Mit der Einführung von Konzepten eines naturnahen Waldbaus haben sich Produktionsmodelle auch in Bezug auf die Roteiche gewandelt. Starkes Wert- und Sägeholz soll in kürzeren Produktionszeiten erzielt werden und zwar im Rahmen

struktureicher Mischbestände mit heimischen Laubbaumarten, die eine ökologische Integration der eingeführten Roteiche gewährleisten (Otto 1993) und sich natürlich verjüngen. Auch im Hinblick auf die derzeitigen Klimaänderungen sehen aktuelle Waldbauplanungen eine stärkere Beteiligung der Roteiche, insbesondere im Waldumbau von Kiefernreinbeständen des Tieflandes auf schwächeren Standorten, vor, wo anspruchsvollere heimische Laubbäume als Hauptbaumarten ausscheiden (NMLELV (Hrsg.) 2004). Diese neuen waldbaulichen Zielsetzungen sowie zwischenzeitliche Veränderungen der Wuchsbedingungen (Schmidt 2020) legen die Überarbeitung der über 70 Jahre alten Ertragstafel für die Roteiche in Nordwestdeutschland nahe.

Die Erstellung einer neuen Roteichen-Ertragstafel für Nordwestdeutschland ist deshalb Gegenstand des vorliegenden Beitrages.

## 3 Material und Methoden

### 3.1 Versuchs- und Probeflächen

Die Grundlage der Ertragstafelerstellung bilden die zahlreichen ertragskundlichen Aufnahmen von Versuchs- und Probeflächen zur Roteiche, über die die Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA) verfügt. Insgesamt liegen 457 ertragskundliche Bestandesaufnahmen von 58 Parzellen in 38 langfristig beobachteten Versuchsanlagen und weitere 37 einmalige Probeflächenaufnahmen vor. Die Beobachtungen erstrecken sich über eine Altersspanne von 14 bis 118 Jahren. Die Flächen verteilen sich über die

---

<sup>1</sup> Abt. Waldwachstum  
Nordwestdeutsche Forstliche  
Versuchsanstalt  
Göttingen, Deutschland  
ralf.nagel@nw-fva.de

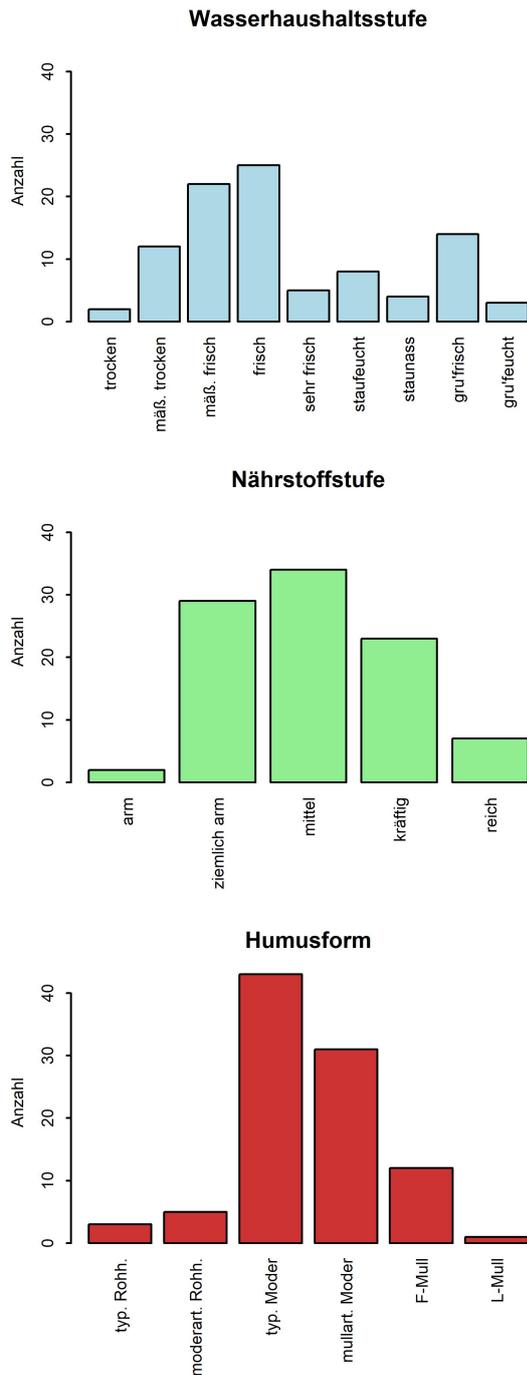


Abbildung 1: Standorte der Versuchs- und Probeflächen nach Wasserhaushaltsstufe, Nährstoffstufe und Humusform (vereinheitlicht nach Wolff et al. 1998)

Bundesländer Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Hessen, Rheinland-Pfalz und Sachsen-Anhalt und decken einen relativ breiten standörtlichen und klimatischen Gradienten ab (Abbildung 1 und Tabelle 1).

Tabelle 1: Spannweite wichtiger Klimakenngrößen für die Referenzperiode 1961 bis 1990 (nach Gauer u. Aldinger 2005) für die Versuchs- und Probeflächen

Klimavariablen	Einheit	Spannweite
Länge Veg'zeit	[d]	150 – 180
Jahrestemperatur	[°C]	7,5 – 9,7
Temp. Veg'zeit	[°C]	13,5 – 17,0
Jahresniederschlag	[mm]	560 – 1030
Niederschlag Veg'z.	[mm]	270 – 460
Ariditätsindex Veg'z.	-	10,0 – 17,5

### 3.2 Datenverarbeitung

Flächenbezogene ertragskundliche Kennwerte zu den Aufnahmen der Versuchs- und Probeflächen wurden berechnet mit dem Versuchsflächeninformationssystem der NW-FVA (VIS) gemäß der DESER-Norm (Johann 1993). Diese sind baumartenweise aufgeschlüsselt nach Gesamtbestand, Oberstand (vorherrschende, herrschende und mitherrschende Bäume) und Unterstand (beherrschter Bestand). Neben den übernommenen Standardkennwerten wurden zusätzliche Kenngrößen wie der Gesamtvorrat als Summe des verbleibenden und ausscheidenden Bestandes, die Gesamtwuchsleistung (GWL) und der durchschnittliche Gesamtzuwachs (dGZ) berechnet. In Abhängigkeit der Vollständigkeit erfasster Vornutzungen einer Versuchsparzelle wurde die Verwendbarkeit für ein GWL-Modell im Datensatz vermerkt. Für die Ertragstafelaufstellung akzeptiert wurden Aufnahmen mit einem Mischungsanteil im Oberstand von  $\leq 10\%$ , deren Kennwerte zu ideellen Reinbeständen hochgerechnet wurden. Die einzelnen Standardauswertungen der Flächenaufnahmen wurden nach sorgfältiger Überprüfung mit Hilfe der Statistiksoftware R, Version 3.6.1 (R Core Team 2019) zu einem Gesamtdatensatz vereinigt. Auch die weitere Modellierung im Zuge der Ertragstafelerstellung erfolgte mithilfe dieser Statistik-Software.

### 3.3 Methodisches Vorgehen

Die Erstellung der neuen Roteichenertragstafel folgte der klassischen Top-Down-Methode (Pretzsch 2002) und umfasste folgende Teilschritte:

- (1) Ableitung der sogenannten Einordnungsbeziehung (Kramer 1988) bzw. Grundbeziehung I (Assmann 1961) der Spitzenhöhe ( $h_{100}$ ) in Abhängigkeit des Alters

- (2) Beschreibung der Grundbeziehung (Kramer 1988) bzw. Grundbeziehung II (Assmann 1961) der GWL in Abhängigkeit der Kovariablen h100 und ggf. des Faktors Ertragsklasse (Ekl, synonym für relative Oberhöhenbonität; zu den Begriffsverwendungen siehe Assmann 1961)
- (3) Vorgabe der Grundfläche des verbleibenden Bestandes in Abhängigkeit der h100 gemäß der normativen Behandlungsvorgabe einer gestaffelten Hochdurchforstung mit zunächst starken, später mäßigen Eingriffen
- (4) Ableitung einer funktionalen Beziehung des Durchmessers des Grundflächenmittelstammes (dg) in Abhängigkeit der h100 und ggf. der Ekl
- (5) Modellierung bzw. Berechnung weiterer Kennwerte wie durchschnittlicher Gesamtzuwachs (dGZ), laufender Volumenzuwachs (IZ), Stammzahlen (N) und Volumina des verbleibenden (VVB) und des ausscheidenden Bestandes (Va)

Beibehalten wurden die Derbholzformzahlen für Roteiche von Bergel (1974), die auf einer gegenüber Bauer (1953) deutlich erweiterten Datengrundlage beruhen und die, außer bei sehr schwachen Bäumen, zu gleichen Brusthöhen-durchmessern (BHD) und Höhen etwas geringere Einzelbaumvolumina ergeben.

Für die Einbeziehung der Ekl in die Modelle ertragskundlicher Kennwerte der neuen Ertragstafel wurden alle Versuchspartellen nach ihrer h100 im Alter 50 Jahre bonitiert, bei wiederholten Beobachtungen nach dem arithmetischen Mittel der h100, und davon ausgehend in mathematischer Rundung der entsprechenden ganzzahligen Ekl des neuen Bonitätsfächers zugeordnet.

Roteichenbestände können einen stammzahlreichen Unterstand ausbilden und dauerhaft erhalten. Aufgrund einer großen, von vielen Faktoren abhängigen Variabilität entzieht sich dieser jedoch der Abbildung in einer Ertragstafel. Deshalb gilt die neue Roteichen-Ertragstafel, wie bereits jene von Bauer (1953), nur für den Oberstand. In diesem sind gemäß Aufnahmeanweisung (Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt 2005) die Baumklassen 1 bis 3 nach VDFV 1902 berücksichtigt.

### 3.4 Statistische Modellierung

#### 3.4.1 Alters-Höhenbeziehung

Für die Ableitung der Alters-Höhenbeziehung und eines entsprechenden Bonitätsfächers wurden zunächst zwei methodische Ansätze mit verschiedenen Ausgangsfunktionen verfolgt und verglichen. In beiden Versionen sollten sich die

festzulegenden Ekl des neuen Bonitätsfächers an den h100 im Alter 100 Jahre bei Bauer (1955) orientieren und so eine Anschlussfähigkeit an diese etablierte Ertragstafel gewährleisten. Der erste Ansatz verwendete die dreiparametrische Chapman-Richards-Funktion (CR3) (1) und folgte dem Vorgehen von Nagel (1994). Die absolute Höhenbonität (Sight Index) jeder Versuchseinheit im Alter von 50 Jahren, bei mehreren Aufnahmen als arithmetischer Mittelwert, wurde in den A-Parameter für die Bestimmung der Asymptote einbezogen. Die Funktion:

$$h100 = a \cdot h_{bon} \cdot (1 - e^{-k \cdot \text{Alter}})^p \quad (1)$$

wurde direkt an alle beobachteten Wertepaare von Alter und h100 der gesamten Datengrundlage angepasst. Dafür konnten 425 Wertepaare verwendet werden. Ausgeschlossen wurden Aufnahmen mit fortgeschrittener Zielstärkenutzung. Der zweite Ansatz beruht auf der Anpassung der Zuwachsform der Sloboda-Funktion (Sloboda 1971) (2) und deren anschließender Überführung in die Wachstumsform (3):

$$ih100 = p_0 \cdot \frac{h100}{t^{p_1}} \cdot \frac{\ln(65^{p_2})}{h100} \quad (2)$$

$$h100 = 65^{p_2} \cdot \left( \frac{h100_0}{65^{p_2}} \right)^{e^{-\frac{p_0}{(1-p_1)} \cdot (\text{Alter}_1^{(1-p_1)} - \text{Alter}_0^{(1-p_1)})}} \quad (3)$$

Hierfür standen nur 339 Beobachtungen zur Verfügung, da eine Zuwachs- bzw. Differenzenberechnung nur bei Wiederholungsaufnahmen möglich war. Einmalige Probeflächenaufnahmen fielen demzufolge weg. Davon betroffen waren Einmal-aufnahmen zur Datenergänzungen für bestimmte Standorte und Regionen. Diese Methode entspricht dem Vorgehen von Klädtke (2016) bei der Parametrisierung von Alters-Höhenbeziehungen u. a. für die Roteiche in Baden-Württemberg.

#### 3.4.2 Statistische Modelle für weitere Kennwerte

Weitere grundlegende Zusammenhänge der Ertragstafel wurden mithilfe linearer Modelle bestimmt, in welche die erklärenden Variablen teilweise in exponentieller, logarithmischer, bzw. quadratischer Transformation eingingen. Da aufgrund von Wiederholungsaufnahmen langfristiger ertragskundlicher Versuchsflächen Zufallseffekte zu berücksichtigen waren, wurden überwiegend gemischte lineare Modelle mit dem

Software-Paket ‚lme4‘ (Bates et al. 2015) der Statistik-Software R genutzt. Wo sich Zufallseffekte als nicht signifikant herausstellten, wurden die Modelle vereinfacht.

### 3.4.3 GWL in Abhängigkeit der h100 und ggf. der Ekl

Für die Berechnung der GWL in Abhängigkeit der h100 und der Ekl ergibt sich das folgende gemischte Modell:

$$gwl_i = \beta_0 + \beta_1 \cdot \exp\left(\frac{h100_i}{11}\right) \cdot ekl_i + \sum_{j=1}^J (\gamma_j \cdot I_{\{vers_i=j\}}) + \epsilon_i \quad (4)$$

mit dem Beobachtungseinheitsindex  $i$  und den Kategorien für  $vers$ , durchnummeriert von 1 bis  $J$ . Weiterhin bezeichnen  $\beta_0$  und  $\beta_1$  Regressionsparameter,  $\gamma_j$  sind Random-Interzept-Parameter mit  $\gamma_j \sim N(0, \sigma_\gamma^2)$  und  $\epsilon_i$  sind die Residuen bei der Normalverteilungsannahme  $\epsilon_i \sim N(0, \sigma_\epsilon^2)$ . Die Funktion  $I$  bezeichnet eine Indikatorfunktion, die den Wert 1 annimmt, wenn die im Index angegebene Bedingung wahr wird, und sonst den Wert 0. Dabei ist  $gwl$  die Zielvariable, die metrische  $h100$  und die kategoriale  $ekl$  sind erklärende Variablen und  $vers$  ist die Zufallsvariable auf die Wiederholungsaufnahmen einer Versuchsparzelle. Der Wert des konstanten Quotienten wurde mithilfe einer Funktion nach dem Kriterium des höchsten Bestimmtheitsmaßes des Modells iterativ bestimmt.

### 3.4.4 Grundfläche des verbleibenden Bestandes (gVB)

Eine standortabhängige maximale Grundfläche i. S. des natürlichen Bestockungsgrades (Assmann 1956) als Referenz der Grundflächensteuerung war für die Roteiche angesichts der Datelage mit nur zwei Nullflächen nicht bestimmbar. Alternativ wurde für die Herleitung der Grundflächenhaltung auf sorgfältig ausgewählte Versuchs- und Probeflächen zurückgegriffen, die der abzubildenden Behandlungsnorm möglichst nahe kamen. Als Auswahlkriterien wurden neben der qualitativen Behandlungsvorgabe des Versuchskonzeptes das N/dg-Verhältnis des ausscheidenden Bestandes, das dg-Verhältnis ausscheidender zu verbleibendem Bestand und das N/G-Maß (Gadow 2003) herangezogen. Da nur der Oberstand betrachtet wird, deuten auch N/G-Verhältnisse von etwas über 1 noch auf eine

Hochdurchforstung hin (Staupendahl 1999). Bei der Auswahl einbezogener Beobachtungen blieben Kompromisse erforderlich. Versuchsflächen der ältesten Versuchsserie zeigten häufiger einen späten Durchforstungsbeginn und tlw. in mittleren Altern einen Grundflächenanstieg, auf den anschließend noch einmal stärkere Durchforstungen folgten, weil die Herausarbeitung der besten Zuwachsträger nicht konsequent abgeschlossen worden war. Versuchsparzellen bzw. Aufnahmen, in denen dies stark ausgeprägt war, wurden von der Herleitung der Grundflächenhaltung und weiterer ertragskundlicher Kennwerte der neuen Ertragstafel ausgeschlossen. Aufnahmen mit fortgeschrittener Zielstärkennutzung blieben ebenfalls unberücksichtigt. Einen gewissen Sonderfall stellten die Versuchsflächen der III. Ertragsklasse dar. Deutlich herausgearbeitete, großkronige Z-Bäume und ein stammzahlreicher Unterstand waren hier die verbreiteten Kennzeichen guter Pflegezustände. Dies korrespondierte jedoch mit dauerhaft geringen Grundflächenhaltungen bis in fortgeschrittene Alter, was auf eine eher lichtungsartige Behandlung schließen ließ. Da dies auf den Großteil der Bestände der III. Ertragsklasse zutraf, erschien der Befund verallgemeinerungsfähig und die Daten wurden so verwendet.

Das gemischte lineare Modell der gVB erhielt folgende Form:

$$g_i = \beta_0 + \beta_1 \cdot h100_i + \beta_2 \cdot \exp\left(\frac{h100_i}{10}\right) + \sum_{j=1}^J (\gamma_j \cdot I_{\{vers_i=j\}}) + \epsilon_i \quad (5)$$

mit dem Beobachtungseinheitsindex  $i$  und den Kategorien für  $vers$ , durchnummeriert von 1 bis  $J$ . Es bezeichnen  $\beta_0 \dots \beta_2$  Regressionsparameter,  $\gamma_j$  die Random-Interzept-Parameter mit  $\gamma_j \sim N(0, \sigma_\gamma^2)$  und  $\epsilon_i$  die als normalverteilt angenommenen Residuen mit  $\epsilon_i \sim N(0, \sigma_\epsilon^2)$ . Die Funktion  $I$  ist eine Indikatorfunktion, die den Wert 1 annimmt, wenn die im Index angegebene Bedingung wahr wird, und sonst den Wert 0. Der Response ist die Grundfläche des verbleibenden Bestandes  $g$ ,  $h100$  ist die erklärende Variable und  $vers$  die Zufallsvariable auf die Wiederholungsaufnahmen einer Versuchsparzelle. Der Wert 10 des Quotienten wurde auch hier nach dem Kriterium des höchsten Bestimmtheitsmaßes des Modells iterativ mit einer Funktion bestimmt.

### 3.4.5 Mitteldurchmesser des verbleibenden Bestandes (dgVB)

Der Mitteldurchmesser ist durch die Stammzahlhaltung bei gegebener Grundfläche beeinflusst, worin sich letztlich seine Standraumabhängigkeit ausdrückt. Von beiden komplementär in der Bestandesgrundfläche enthaltenen Größen erwies sich die direkte Schätzung des dgVB aufgrund der geringeren Streuung verlässlicher. Grundsätzlich unterliegt der dgVB durch die Art der Durchforstungseingriffe ggf. einer rechnerischen Beeinflussung (Kramer 1988). Niederdurchforstungsartige Eingriffe oder Mortalität im Bereich der beherrschten Bestandesglieder führen zu seiner Anhebung. Da der Unterstand außerhalb der Betrachtungen liegt und die Flächen hochdurchforstet wurden, besitzt dieser Aspekt hier kaum Relevanz. Die Datengrundlage für die dgVB-Schätzung ist die gleiche wie für die Herleitung der Grundfläche des verbleibenden Bestandes. Für den funktionalen Ausgleich des dgVB über der h100 wurde wiederum mit der Versuchspartelle als Zufallseffekt das folgende Modell parametrisiert:

$$dg_i = \beta_0 + \beta_1 \cdot h100_i + \beta_2 \cdot \exp\left(\frac{h100_i}{8}\right) \cdot ekl_i + \sum_{j=1}^J (\gamma_j \cdot I_{\{vers_i=j\}}) + \epsilon_i \quad (6)$$

mit dem Beobachtungseinheitsindex  $i$  und den Kategorien für  $vers$ , durchnummeriert von 1 bis  $J$ . Es bezeichnen  $\beta_0 \dots \beta_2$  Regressionsparameter,  $\gamma_j$  die Random-Interzept-Parameter mit  $\gamma_j \sim N(0, \sigma_\gamma^2)$  und  $\epsilon_i$  die Residuen unter der Annahme, dass  $\epsilon_i \sim N(0, \sigma_\epsilon^2)$ . Die Funktion  $I$  ist eine Indikatorfunktion, die den Wert 1 annimmt, wenn die im Index angegebene Bedingung wahr wird, und sonst den Wert 0. Der Response ist der Mitteldurchmesser des verbleibenden Bestandes  $dg$ ,  $h100$  und die Ertragsklasse  $ekl$  sind die erklärenden Variablen und  $vers$  die Zufallsvariable auf die Wiederholungsaufnahmen einer Versuchspartelle. Der Wert 8 des Quotienten war das Ergebnis der iterativen Suche mit einer Funktion nach dem Kriterium des höchsten Bestimmtheitsmaßes des Modells.

### 3.4.6 Weitere Ertragstafelkennwerte

Für die Konstruktion einer Ertragstafel wurden weitere unmittelbar aus den empirischen Daten

zu schätzende Kenngrößen benötigt. Ein Oberhöhendurchmessers wie der Durchmesser des Grundflächenmittelstamms der 100 stärksten Bäume je ha ( $d100$ ) ist in der Ertragstafel von Bauer (1955) nicht enthalten, aber für das standörtliche Potenzial einer oberen Durchmesserleistungen wichtig. In das  $d100$ -Modell, das als Kovariable den dgVB in einem linearen Term enthält, ging außerdem die Wechselwirkung der Ekl mit dem quadrierten dgVB ein.

Die Höhe des Grundflächenmittelstamms, kurz Mittelhöhe ( $hg$ ), wurde mit zwei unterschiedlichen Ansätzen modelliert. Der erste ist die Ableitung aus der  $h100$ . Die zweite Option basiert auf dem Mitteldurchmesser  $dg$ . Das  $dg$ -abhängige Modell bietet die Möglichkeit, die  $hg$  des ausscheidenden Bestandes zu berechnen, was zusammen mit der entsprechenden Formzahl zum Volumen des Mittelstammes des ausscheidenden Bestandes führte.

Als am besten geeignete Größe für die Modellschätzung des Durchmessers des ausscheidenden Bestandes ( $dga$ ) wurde der dgVB identifiziert. Das lineare Modell blieb sehr einfach, da weder die Ertragsklasse noch ein Zufallseffekt der Versuchspartelle signifikant wurden. Die erklärende Variable dgVB ist mit einem linearen Term und in quadratischer Transformation im Modell enthalten.

Die übrigen Kennwerte der Ertragstafel ließen sich aus den modellierten Größen anschließend einfach berechnen. Mit der Formzahlfunktion von Bergel (1974) wurden für den verbleibenden Bestand aus dgVB und den  $h100$ -abhängigen  $hg$  die Einzelbaumderbholzvolumina des Grundflächenmittelstammes zum jeweiligen Zeitpunkt errechnet. Unter der Annahme, dass der Grundflächenmittelstamm annähernd dem Volumenmittelstamm entspricht, ergab sich der Vorrat des verbleibenden Bestandes (VVB) durch Multiplikation mit der Stammzahl. Analog erfolgte die Herleitung des Volumens des Mittelstammes des ausscheidenden Bestandes über den  $dga$  und die zugehörige  $hg$ , in diesem Fall berechnet als Funktion des  $dg$ . Das Volumen des ausscheidenden Bestandes  $Va$  ergab sich nach folgender Formel aus der Differenz der Gesamtwuchsleistung zum entsprechenden Zeitpunkt  $t_i$  und der Summe aus dem Volumen des verbleibenden Bestandes  $V_{VB}$  und den Vornutzungen  $VN$  bis zum vorherigen Zeitpunkt  $t_{i-1}$ :

$$V_{a_{t_i}} = GWL_{t_i} - (V_{VB_{t_i}} + \sum_{t=0}^{t_i-1} VN) \quad (7)$$

Aus dem dga und der ausscheidenden Stammzahl berechnete sich schließlich die Grundfläche des ausscheidenden Bestandes ga.

## 4 Ergebnisse

### 4.1 Alters-Höhenbeziehung und Bonitätsfächer

Den Vergleich der Alters-Höhenbeziehung nach der CR3 und der Sloboda-Funktion und daraus konstruierter Bonitätsfächer zeigt Abbildung 2.

Aufgrund des aktuellen Befundes vieler im Höhenwachstum sehr leistungsfähiger Bestände wird der Bonitätsfächer um eine 0. Ertragsklasse ergänzt. Das Maximalalter wurde für die Alters-Höhenbeziehung wie für alle Kennwerte der neuen Ertragstafel aufgrund einer entsprechenden Datenlage auf 120 Jahre angehoben.

Der Großteil an Höhenbeobachtungen wird durch beide Bonitätsfächer gut abgedeckt. Für die neue Ertragstafel wird im Folgenden der Bonitätsfächer auf der Grundlage der dreiparametrischen Chapman-Richards-Funktion weiter verwendet. Begründet ist dies vor allem durch den stärker asymptotischen Trend bei höheren Altern, der mit der Mehrzahl an Beobachtungen und allgemeinem ertragskundlichem Wissen besser übereinstimmt, sowie der bestmöglichen regionalen Repräsentanz durch die vollständige Datenverwendung.

Diese Asymptoten-Annäherung fällt jedoch im Vergleich zur alten Ertragstafel immer noch weniger streng aus. Außerdem ergibt sich nach der CR3 jetzt ein ab mittleren Altern stärker gestreckter Verlauf der Spitzhöhenentwicklung. Dieser schließt an ein rasantes Jugendwachstum ohne klar erkennbaren Wendepunkt an, was weniger realistisch erscheint. Letzterer Eindruck verstärkt sich bei Hinzuziehung für die Modellparametrisierung nicht genutzter Höhenbeobachtungen aus Verjüngungsversuchen (Mittelwerte aus den relativ höchsten 10 % der Beobachtungen zum jeweiligen Alter). Durch die Sloboda-Funktion wird die Höhenentwicklung sehr junger Roteichenbestände offenbar wirklichkeitsnäher wiedergegeben. Der polymorphe Fächer nach dieser Funktion ist durch zeitlich unterschiedliche Wendepunkte gekennzeichnet. Der schließlich zur Ablehnung führende Nachteil dieses zweiten Mo-

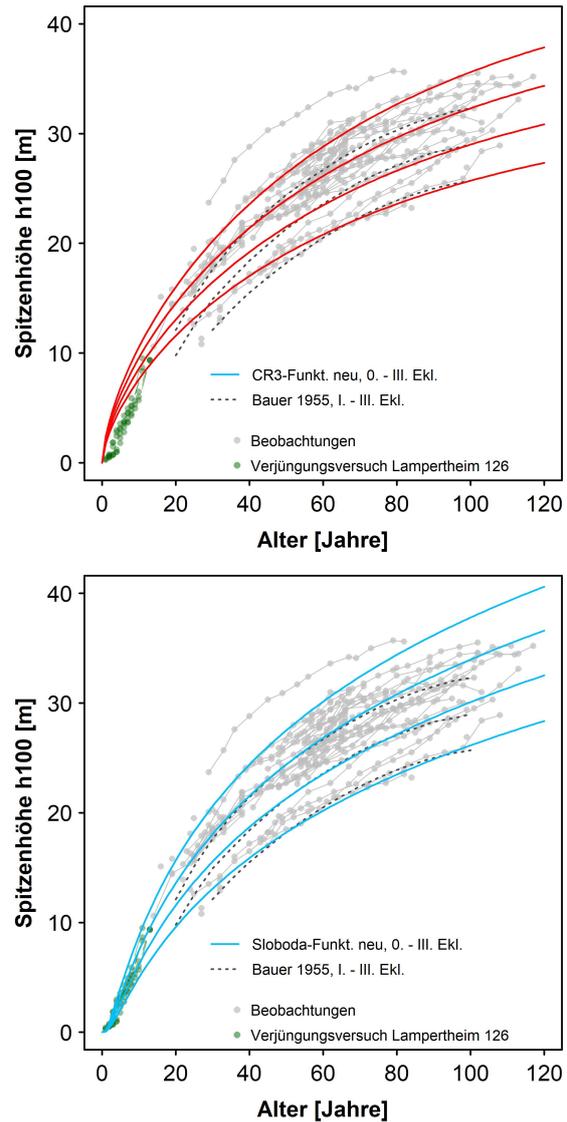


Abbildung 2: Alters-Höhenbeziehung der Roteiche in Nordwestdeutschland mit Anpassung der CR3 (oben) und der Sloboda-Funktion (unten) und daraus abgeleitete Bonitätsfächer jeweils im Vergleich zum Bonitätsfächer von Bauer (1955); dargestellte Verjüngungsdaten nicht in der Parametrisierung verwendet

dells sind die unplausibel starken Höhenzunahmen alter Bestände. Der diesbezügliche Funktionsverlauf entsteht durch den starken Einfluss einiger Beobachtungen zu hohen Altern mit sehr großen Höhenzunahmen. Messfehler können für die fraglichen Beobachtungen nicht ausgeschlossen, aber auch nicht zweifelsfrei bestätigt werden.

Durch die Verwendung als Umrechnungsgrundlage anderer über der Oberhöhe modellierter Ertragstafelkennwerte in altersabhängige Beziehungen erlangt die Entscheidung für eine Alters-

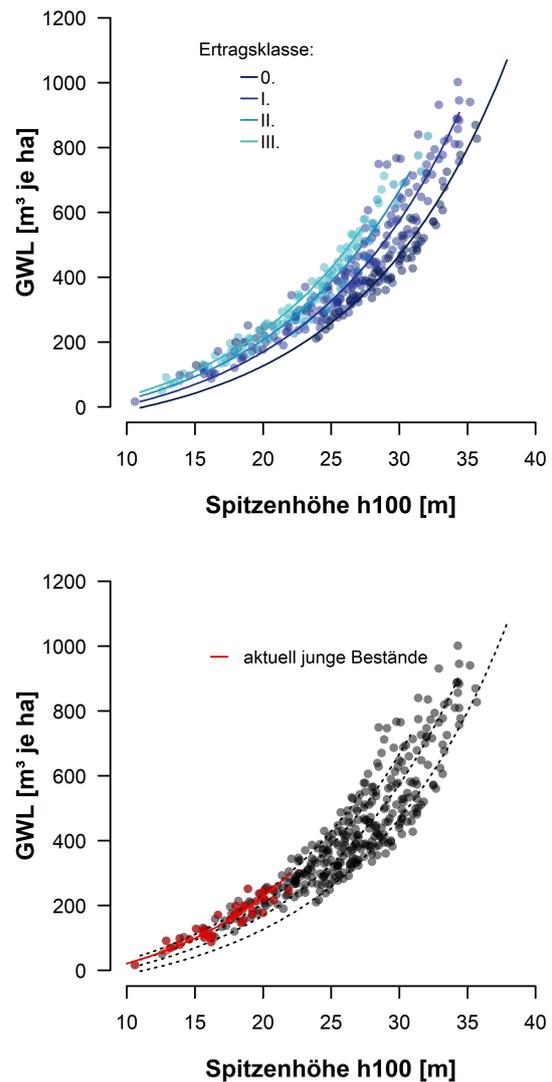
Höhenbeziehung großen Einfluss auf die weitere Ertragstafelkonstruktion.

#### 4.2 GWL in Abhängigkeit der h100 und laufender Volumenzuwachs

Ein an der Gesamtheit verwendbarer Daten parametrisiertes GWL-Modell in Abhängigkeit der h100 erscheint formal korrekt und zunächst plausibel. Neben der Spitzenhöhe ist auch der Einfluss der Ekl auf die GWL signifikant (Abbildung 3, oben).

Allerdings ergibt sich im weiteren Fortschritt der Ertragstafelkonstruktion für im Höhenwachstum sehr leistungsfähige, aktuell junge Bestände ein Problem mit den nach diesem Modell hergeleiteten Gesamtwuchsleistungen. Hier ergeben sich im Rahmen der nach dem Modell berechneten GWL im Zusammenspiel mit den separat hergeleiteten und plausiblen Vorräten des verbleibenden Bestandes keine Vornutzungsmassen zum Zeitpunkt der Erstdurchforstung. Ein Versuch der Problemlösung führt zur Modifizierung der am Gesamtdatensatz hergeleiteten GWL-Funktion. Dafür wird an die Daten der aktuell jungen Roteichenbestände, die aus Probeflächenaufnahmen zur Datenergänzung dieses bisher unterrepräsentierten Altersbereiches stammen, ein separates GWL-Modell angepasst (Abbildung 3, unten). Ein Einfluss der Ekl wird in diesem Modell auch aufgrund der beschränkten Datenbasis nicht gefunden. Dieses separate Modell der aktuell jungen Bestände bildet für die fraglichen, überwiegend der 0. bzw. I. Ertragsklasse angehörenden Probeflächen ein ähnlich hohes Niveau der GWL in Abhängigkeit der h100 ab, wie es sich nach dem Gesamtmodell nur für die III. Ertragsklasse darstellte.

Die Extrapolation eines so hohen Leistungs-niveaus auf das gesamte Bestandesleben erschien jedoch mit Blick auf das gut mit Daten belegte allgemeine GWL-Modell unrealistisch. Deshalb wurde die GWL des allgemeinen, bonitäts-abhängigen Modells für die 0. bis II. Ertragsklasse, bezogen auf den Zeitpunkt der Erstdurchforstung, mit einem GWL-Aufschlag in Höhe der Differenz zwischen dem allgemeinen und dem GWL-Modell der aktuell jungen Bestände versehen. Dieser Zuschlag fällt für die 0. Ertragsklasse mit 60 Vfm je ha zum Zeitpunkt der Erstdurchforstung am höchsten aus und nimmt bis hin zur II. Ertragsklasse ab. Für die III. Ertragsklasse ergab sich kein GWL-Zuschlag gegenüber dem



**Abbildung 3:** GWL-Modell für hochdurchforstete Roteichenbestände über der h100 mit signifikantem Einfluss der Ekl für den Gesamtdatensatz (oben) und separates GWL-Modell auf der Basis aktueller Aufnahmen leistungsfähiger junger Probeflächen bis zum Alter von 32 Jahren ohne Einfluss der Ekl (unten).

allgemeinen Modell. Im weiteren Altersverlauf werden die Zuschläge allmählich abgeschmolzen, und mit zunehmendem Alter nähert sich so die GWL wieder der des allgemeinen Modells für die jeweilige Ekl an. Die Zuschläge in jeder Ekl für die Fünfjahresschritte der Ertragstafel berechnen sich nach folgender Formel:

$$GWL.Zugabe_{t_i} = GWL.Zugabe_{t_0} \cdot \frac{(GWL_{t_i} - GWL_{t_{i-1}})}{GWL_{t_i}} \quad (8)$$

$t_0 \dots$  Zeitpunkt der Erstdurchforstung

$t_i$  weitere Zeitpunkte des Ertragstafelverlaufes in 5-Jahres-Schritten

Die modifizierten GWL-Verläufe in Abhängigkeit des Alters rücken eng zusammen und der Effekt der Ekl verliert sich nahezu vollständig. Die laufenden Volumenzuwächse (IZ) für die Ertragsklassen der neuen Ertragstafel berechnen sich aus den GWL-Differenzen über dem Alter. Als unerwünschter Nebeneffekt der GWL-Modifikation stellt sich eine zeitliche Verschiebung der Kulmination des IZ ein. Ein lokales Maximum wird nun zuerst von der III. Ekl erreicht und von den leistungsfähigeren Ekl erst danach in ihrer umgekehrten Reihenfolge. Da auch die Alters-Höhenbeziehung als Umrechnungsgrundlage für den Altersverlauf der GWL dieses Phänomen beeinflusst, könnte ein polymorpher Bonitätsfächer, wie z. B. nach der Sloboda-Funktion mit nach den Ertragsklassen zeitlich versetzten Wendepunkten des Höhenwachstums, ggf. Abhilfe schaffen. Da die laufenden Volumenzuwächse innerhalb einer Ekl jedoch ohnehin nur vergleichsweise geringen Veränderungen mit dem Alter unterliegen, sind die Kulminationspunkte schwach ausgeprägt, was die Umkehr der zeitlichen Reihenfolge noch tolerierbar erscheinen lässt.

Der als Quotient aus modifizierter GWL und dem Alter berechnete durchschnittliche Gesamtzuwachs (dGZ) der neuen Ertragstafel (Tabelle 2), bleibt für die I. Ertragsklasse auf dem Niveau der Ertragstafel von Bauer (1955). Die II. und besonders die III. Ertragsklasse erbringen ein wenig geringere dGZ als bei Bauer (1955). Sehr leistungsfähig zeigt sich dagegen die neu ausgeschiedene und aktuell v. a. von jüngeren bis mittelalten Beständen nicht selten erreichte 0. Ertragsklasse.

**Tabelle 2: Durchschnittlicher Gesamtzuwachs (dGZ) des Oberstandes nach der neuen Roteichen-Ertragstafel im Vergleich zur Ertragstafel von Bauer (1955)**

Ekl	dGZ [Vfm je ha und Jahr]		
	Bauer 1955	neu 100 J.	neu 120 J.
0.	-	10,6	10,8
I.	8,4	8,3	8,4
II.	6,9	6,1	6,2
III.	5,7	4,6	4,6

Zu berücksichtigen bleibt, dass der in der Ertragstafel vernachlässigte Roteichen-Unterstand

noch eine additive Wuchsleistung erbringt, die nach den Versuchsflächendaten relativ bonitätsunabhängig bei ca. einem Vfm je ha und Jahr liegt.

#### 4.3 Grundflächenhaltung des verbleibenden Bestandes (gVB)

Der Verlauf der gVB ist die zentrale Steuerungsgröße des Behandlungsmodells. Das in der neuen Ertragstafel unterstellte Produktionsmodell zielt durch eine in der Eingriffsstärke von stark zu mäßig gestaffelte Hochdurchforstung auf die möglichst rasche und risikoarme Durchmesserentwicklung von 100 bis 120 Zukunftsbäumen je ha. Die Staffelung der Eingriffsstärke korrespondiert mit dem Wachstumsgang der Roteiche. Das lineare Modell, das die Grundfläche des verbleibenden Bestandes aus den Grundflächen weitgehend der Behandlungsnorm entsprechenden Flächenbeobachtungen herleitet, enthält als erklärende Variable nur die h100 und einen Zufallseffekt der Versuchsparzelle. Die Einbeziehung der Ekl führt weder zu plausiblen Effekten, noch zu einem formal besseren Modell nach dem Kriterium des AIC. Das akzeptierte bonitätsunabhängige Grundflächenmodell erreicht für die festen Effekte ein Pseudo-R<sup>2</sup> von 62 % (mit Zufallseffekten 87 %), was, trotz sorgfältigster Flächenauswahl, auf die große Reststreuung verwendeter Beobachtungen hindeutet.

Umgerechnet auf den altersabhängigen Verlauf zeigt die gVB ein starkes Auffächern zwischen den Ertragsklassen. Die Unterschiede sind in höheren Altern sehr viel größer als die auffallend geringe ertragsklassenabhängige Differenzierung der alten Ertragstafel (Bauer 1955). Dortige Grundflächenhaltungen unterschieden sich zwischen den Ekl im Maximum um 1 m<sup>2</sup> je ha und liegen spätestens ab dem Alter von 45 Jahren für alle drei Ertragsklassen über den Grundflächen der I. Ertragsklasse der neuen Tafel.

#### 4.4 Durchmesser des Grundflächenmittelstamms (dgVB) und Stammzahl des verbleibenden Bestandes (NVB)

Der dg gehört zu den wichtigen ertragsbildenden Kenngrößen von Waldbeständen. Er besitzt einen großen Einfluss auf die Volumenberechnung, insbesondere wenn vereinfachend angenommen wird, dass der Grundflächenmittelstamm in zulässiger Näherung dem Volumenumittelstamm entspricht (Kramer u. Akçaya 1995).

Das Globalmodell für die Schätzung des dgVB in Abhängigkeit der h100 und der Ekl erreicht ein Pseudo-R<sup>2</sup> von 94 % (mit Zufallseffekt 97,7 %). Für den exponentiellen Term der h100 liegt eine Wechselwirkung mit der Ekl vor. Die Schätzungen des linearen Koeffizienten  $I_{Ekl}$  für die vier Ertragsklassen sind hoch signifikant, ebenso der ertragsklassenunabhängige Koeffizient des linearen Modellterms. Die Durchmesser des Grundflächenmittelstammes der neuen Ertragstafel fallen wesentlich größer aus als Bauer (1955).

Die Stammzahl des verbleibenden Bestandes (NVB) ergibt sich aus gVB und dgVB. Während die dgVB der neuen Tafel deutlich höher sind als bei Bauer (1955), sind die zugehörigen NVB bei gleichem Alter nunmehr wesentlich geringer. Sie nehmen von Beginn an stärker ab und unterscheiden sich weniger zwischen den Ekl.

#### 4.5 Weitere Bestandeskennwerte

Der d100 ist vom dgVB und zusätzlich von der Ekl abhängig. Für die I. und die gering mit Beobachtungen belegte II. Ertragsklasse liefert das Modell fast identische Schätzungen des d100, während sich ansonsten eine plausible Abstufung der Ekl ergibt.

Das Modell der hg in Abhängigkeit der h100 zeigt keinen Einfluss der Ekl. Es enthält signifikante Effekte der h100 in linearer Form und als quadratischer Term. Der negative, seinem Betrag nach sehr kleine Koeffizient des quadratischen Terms führt zu einer leichten Degression des ansonsten fast linearen Verlaufs der hg über der h100. Die auf diesem Wege berechnete hg wird als Mittelhöhe des verbleibenden Bestandes in die Ertragstafel aufgenommen und für die Vorratsberechnung des verbleibenden Bestandes verwendet.

Ein zweites hg-Modell basiert auf dem dg. Dieses lineare Modell der Mittelhöhe hg in Abhängigkeit des dg ist durch den signifikanten Zufallseffekt der Versuchsparzelle wiederum ein gemischtes Modell. Es enthält den logarithmisch transformierten dg in Wechselwirkung mit der Ertragsklasse als Faktor. Das Bestimmtheitsmaß des Modells erreicht für die festen Effekte 95 %. Die Modellvorhersagen der logarithmischen hg-Verläufe mit dem dg sind für die Ertragsklassen in plausibler Abfolge geschichtet, jedoch nicht äquidistant.

Dieser Ansatz bietet die Möglichkeit, für den Mitteldurchmesser des ausscheidenden Bestandes (dga) die zugehörige hg zu berechnen, was zusammen mit der entsprechenden Formzahl (Bergel 1974) zum Volumen des Mittelstammes des ausscheidenden Bestandes führt. Neben dem unmittelbaren praktischen Nutzen der durchschnittlichen Stückmasse als Kalkulationshilfe für Durchforstungen lässt sich damit auch die Stammzahl des ausscheidenden Bestandes berechnen. Diese Berechnung bietet eine Kontrollmöglichkeit der zunächst als Differenz der verbleibenden Stammzahl zweier aufeinanderfolgender Zeitpunkte berechneten Stammzahl des ausscheidenden Bestandes.

Der vorher berechnete dga selbst hat einen engen funktionalen Zusammenhang zum dgVB. Weder die Ekl noch ein Zufallseffekt der Versuchsparzelle werden signifikant. Gegenüber einer einfachen linearen Regression über dem Mitteldurchmesser ergibt sich durch den positiven, seinem Betrag nach sehr kleinen Koeffizienten des quadratischen Terms ein leicht progressiver Verlauf des dga über dem dgVB.

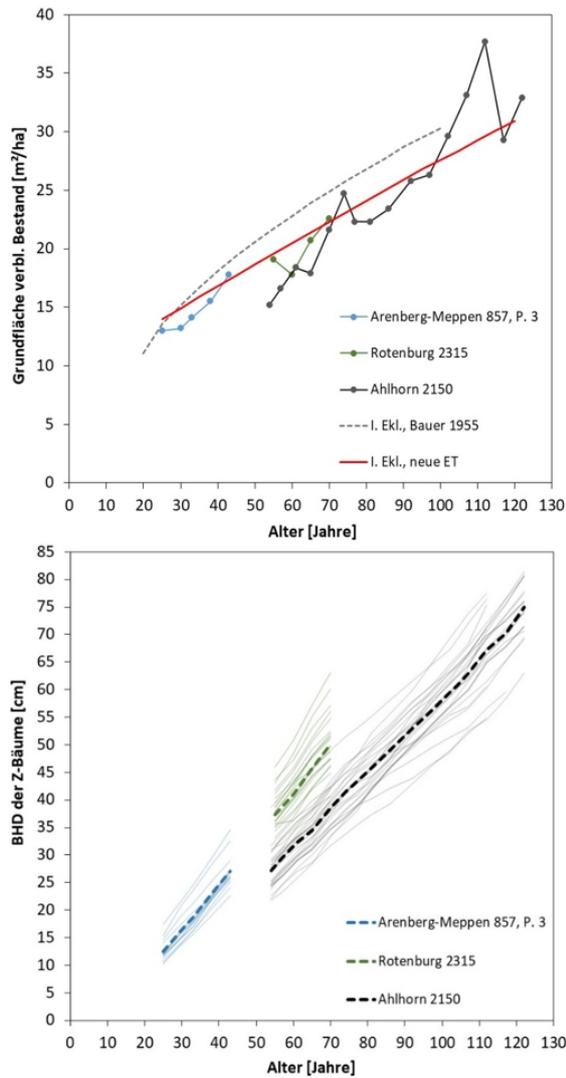
## 5 Diskussion und Schlussfolgerungen

Trotz der im Folgenden diskutierten Verbesserungsmöglichkeiten, die sich v. a. auf die Alters-Höhenbeziehung, das GWL-Modell und die Grundflächenhaltung beziehen, ergibt sich eine in ihren Kennwerten konsistente und grundsätzlich verwendbare neue Roteichen-Ertragstafel für Nordwestdeutschland. Einer stärkeren Durchmesserzunahme im Vergleich zu Bauer (1955), vor allem im ersten Abschnitt der Bestandesentwicklung, stehen geringere Grundflächenhaltungen und schnellere Stammzahlabnahmen gegenüber. Aktuellen waldbaulichen Vorstellungen wie dem frühzeitigen Einstieg in eine zeitlich gestreckte Zielstärkennutzung und der Erhaltung eines vitalen Unterstandes als Element der Vertikalstruktur und der Lichtsteuerung für die natürliche Verjüngung kommt dies entgegen. An der neuen Ertragstafel hervorzuheben ist außerdem die stärkere Leitungsdifferenzierung zwischen den Ekl und damit den unterschiedlichen Anbaustandorten der Roteiche, ein Befund, der durch aktuelle Versuchsflächendaten und praktische Erfahrungen gestützt wird. Nur konsequent ist in diesem Zusammenhang die Einführung einer 0.

Ertragsklasse. Entsprechende Höhenwuchsleistungen von Roteichenbeständen sind gegenwärtig in Nordwestdeutschland, insbesondere auf besser wasser- und nährstoffversorgten Standorten und erst recht bei atlantischer Klimatönung, nicht selten. Bestände der I. Ertragsklasse sind sogar recht verbreitet. Ob durch die neue Ertragstafel allerdings das Ertragsniveau des dGZ in den Ertragsklassen (Oberhöhenbonitäten) richtig abgebildet oder bezogen auf die gegenwärtigen Verhältnisse eher unterschätzt wird, bleibt u. a. aufgrund der beschriebenen Probleme mit dem GWL-Modell etwas unsicher. Die Schwierigkeiten des GWL-Modells beruhen neben dem Einfluss des Verlaufs der verwendeten Alters-Höhenbeziehung, was separat noch kurz diskutiert wird, auf zwischenzeitlich veränderten, überwiegend verbesserten Wuchsbedingungen. Die dafür ursächlichen Umweltveränderungen betreffen selbstverständlich auch die vorliegende Datengrundlage, insbesondere während langer Beobachtungszeitreihen. Die angewendeten einfachen Methoden der Ertragstafelerstellung sind nicht geeignet, eine daraus entstehende Dynamik der Wachstumsgrößen separat abzubilden. Doch selbst wenn dies gewährleistet werden könnte, bleibt fraglich, ob es im Rahmen des bestechend einfachen, jedoch recht starren Konzeptes einer klassischen Ertragstafel der praktischen Anwendung zugänglich gemacht werden könnte. Der gegenwärtige Stand der neuen Roteichen-Ertragstafel muss deshalb als eine Vermittlung zwischen früheren Wuchsbedingungen, denen die heute ältere Bestände tatsächlich noch lange unterlegen haben, und den gegenwärtig verbesserten aufgefasst werden, durch die heute junge Bestände auf gleichen Standorten besser wachsen. Zu welchen künftigen Veränderungen der sich vollziehende Klimawandel in dieser Hinsicht führen wird, kann explizit wiederum nur mithilfe von Space-for-Time-Ansätze auf der Basis möglichst breiter, bereits heute bestehender Standort- und Klimagradienten mit einer anspruchsvollen Methodik wie z. B. bei Schmidt (2020) modelliert werden. Die Ergebnisse entsprechender Modellansätze sind im Rahmen einfacher, klassischer Ertragstafeln nicht fassbar, sondern bedürfen der Integration in deutlich komplexere klima- und standortsensitive Bestandes- und Einzelbaumwachstumsmodelle.

Wie bereits angedeutet, bestehen jedoch auch im Rahmen der einfachen methodischen Ansätze der vorliegenden Ertragstafel und ihrer Einzelmodelle noch Verbesserungsmöglichkeiten. Eine zentrale Bedeutung kommt dabei der Alters-Höhenbeziehung zu, da sie auch als zentrale „Umrechnungsgrundlage“ anderer über die h100 modellierter Kenngrößen in einen altersabhängigen Verlauf fungiert. In diesem Sinne ist die derzeit verwendete CR3-Anpassung sowohl hinsichtlich ihres anamorphen Bonitätsfächers und daraus resultierender Wachstumsverläufe, insbesondere hinsichtlich des Jugendwachstums und der Wendepunkte, als auch formal-mathematisch durch die direkte Anpassung an Zustands-, statt an Zuwachsbeobachtungen nicht unproblematisch. Verbesserungen versprechen Modellbildungen die doch auf dem Richtungsfeld von Zuwachsbeobachtungen einer nochmals gründlich geprüften und ggf. um die Daten anderer Versuchsanstalten erweiterten Datengrundlage basieren und die Eignung verschiedener infrage kommender Zuwachsfunktionen (Kindermann 2016) vergleichen. Zur raschen Gewinnung ergänzender Zuwachsdaten insbesondere in von langfristigen Versuchsflächen unterrepräsentierten Regionen könnten Stammanalysen herangezogen werden

Letztlich bleibt noch die praktisch relevante Frage, ob die Grundflächensteuerung der vorliegenden Ertragstafel im Hinblick auf die Volumen- und Durchmesserleistung das hohe Potenzial der Roteiche im Rahmen der vorgesehenen Behandlungsnorm der gestaffelten Hochdurchforstung bereits voll umfänglich abbildet. Auf die teilweisen Abstriche an der Behandlungskonformität von Versuchsflächen der Datengrundlage ist in diesem Zusammenhang bereits hingewiesen worden. Beispiele einzelner, uneingeschränkt vorbildlich behandelter Versuche deuten die Möglichkeit einer deutlich stärkeren Grundflächenanhebung nach Abschluss der Bestandesausformung in der ersten Phase starker Durchforstungen an, was letztlich auch die Erzielung höherer Gesamtwuchsleistungen ermöglichen würde (Abb. 4, oben). Dies wäre bei konzeptgemäßer früher Erstdurchforstung keinesfalls mit geringeren BHD-Zuwächsen der Z-Bäume verbunden (Abbildung 4, unten).



**Abbildung 4:** Grundflächenhaltung (oben) und BHD-Entwicklung der Z-Bäume, mittlere Entwicklungen fett gestrichelt (unten) von zwei jüngeren und einer älteren entsprechend dem Behandlungskonzept der neuen Ertragstafel vorbildlich behandelte Versuchsflächen in leistungsfähigen Roteichenbeständen. Einschränkung bei Ahlhorn: Verspäteter Durchforstungsbeginn

## 6 Literatur

- Assmann, E. (1956): Natürlicher Bestockungsgrad und Zuwachs. Forstwissenschaftliches Centralblatt 75: 257-265
- Assmann, E. (1961): Waldertragskunde. BLV Verlagsgesellschaft München, 490 S.
- Bates, D.; Mächler, M.; Bolker, B.; Walker, S. (2015): Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. Journal of Statistical Software, 67(1): 1–48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Bauer, F. (1953): Die Roteiche. J. D. Sauerländer's Vlg Frankfurt a. M., 108 S.
- Bauer, F. (1955): Ertragstafel Roteiche. In: Schober (Hrsg.) (1987): Ertragstafeln wichtiger Baumarten. Dritte, neubearb. u. erw. Aufl. (1. Aufl. 1975). J.D. Sauerländer's Vlg. Frankfurt a. M.: 26-28
- Bergel, D. (1974): Massentafeln II: Eiche, Roteiche, Kiefer. Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt Göttingen
- Bindewald, A.; Miocic, S.; Wedler, A.; Bauhus, J. (2021): Forest inventory-based assessments of the invasion risk of *Pseudotsuga menziesii* (mirb. Franco) and *Quercus rubra* L. in Germany. European Journal of Forest Research 140: 883-899. <https://doi.org/10.1007/s10342-021-01373-0>
- BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2014): Der Wald in Deutschland. Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur, 52 S.
- Gadow, K. v. (2003): Waldstruktur und Waldwachstum. Beilage zur Vorlesung im Wintersemester 2003/2004. Universitätsdrucke Göttingen, 241 S.
- Gauer, J.; Aldinger E. (Hrsg.) (2005): Waldökologische Naturräume Deutschlands – Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke – mit Karte 1:1.000.000, Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung, 324 S.
- Johann K. (1993): DESER-Norm 1993. Normen der Sektion Ertragskunde im Deutschen Verband Forstlicher Forschungsanstalten zur Aufbereitung von waldwachstumskundlichen Dauerversuchen. DVFFA, Sektion Ertragskunde, Tagungsbericht: 96-104
- Kindermann, G. (2016): Evaluation of growth functions for tree height modelling. Austrian journal of forest science 133(4): 353-376)
- Klädtker, J. (2016): Zum Wachstum eingeführter Baumarten in Baden-Württemberg. Allg. Forst- u. Jagd-Ztg. 187 (5/6), 81-93
- Kramer, H. (1988): Waldwachstumslehre. Paul Parey Verlag Hamburg u. Berlin, 374 S.
- Kramer, H.; Akkaya, A. (1995): Leitfaden zur Waldmesslehre. JD Sauerländer's Verlag Frankfurt a. M., 266 S.
- Nagel, J. (1994): Ein Einzelbaumwachstumsmodell für Roteichenbestände. Forst u. Holz 49: 69-75
- Nagel, R.-V. (2015): Roteiche (*Quercus rubra* L.). In: Vor, T.; Spellmann, H.; Bolte, A.; Ammer, C. (Hrsg.) (2015): Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten: Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung. Universitätsverlag Göttingen: 220-267 (296 S.)
- Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt (2005): Aufnahmeanweisung für ertragskundliche Versuchsflächen. unveröffentlicht
- NMLELV - Nds. Ministerium für den ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft u. Verbraucherschutz (Hrsg.) (2004): Langfristige ökologische Waldentwicklung: Richtlinie zur Baumartenwahl. Schriftenreihe Waldentwicklung in Niedersachsen, Bd. 54. Hannover, 144 S.

- Otto, H.-J. (1993): Fremdländische Baumarten in der Waldbauplanung. Forst u. Holz 48(16): 454-456
- Pretzsch, H. (2002): Grundlagen der Waldwachstumsforschung. Blackwell Verlag Berlin u. Wien, 414 S.
- R Core Team (2019): R: A Language and Environment for Statistical Computing (Version 3.6.1). <https://www.R-project.org/>
- Schmidt, M. (2020): Standortsensitive und kalibrierbare Bonitätsfächer: Wachstumspotenziale wichtiger Baumarten unter Klimawandel. Allgemeine Forst- u. Jagdztg. 190(5/6): 136–160
- Schober, R. (Hrsg.) (1987): Ertragstafeln wichtiger Baumarten. Dritte, neubearb. u. erw. Aufl. (1. Aufl. 1975). J.D. Sauerländer's Vlg. Frankfurt a. M., 166 S.
- Sloboda, B. (1971): Zur Darstellung von Wachstumsprozessen mit Hilfe von Differentialgleichungen erster Ordnung. Mitt. Baden-Württemb. FVA, Freiburg, Heft 32
- Spellmann, H. (1994): Ertragskundliche Aspekte des Fremdländeranbaus. Allg. Forst- u. Jagdztg. 165(2): 27-34
- Staupendahl, K. (1999): Modelling thinnings based on the ratio of relative removal rates. In: Pukkala, T.; Eerikäinen, K. (Hrsg.). Growth and yield modelling of tree plantations in South and East Africa - Proceedings of the meeting in Mombassa, Kenya, 12.-15. Oct. 1999. The Univ. of Joensuu, Faculty of Forestry Res. Notes 97: 183-194
- Vor., T.; Spellmann, H.; Bolte, A.; Ammer, C. (Hrsg.) (2015): Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten. Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung. Reihe Göttinger Forstwissenschaften, Bd. 7. Universitätsverlag Göttingen, 296 S.
- Wolff, B.; Hölzer, W.; Frömdling, D.; Bonk, S. (1998): Datenaufbereitung für Modellrechnungen aus der Bundeswaldinventur (BWI) und dem Datenspeicher Waldfonds (DSW). Arbeitsbericht Institut für Forstökologie und Walderfassung der BFH 98(3). <https://www.pik-potsdam.de/to-pik/t6scs/safe/home/waldstudie/tp6.pdf>

# Wachstumsmodelle der heimischen Eichenarten (*Quercus robur* L. und *Q. petraea* L.) in Abhängigkeit von Standortsfeuchte und Mischung

Anna Wöhlbrandt<sup>1</sup>, Maria Pegel<sup>1</sup>, Ute Bachmann-Gigl<sup>2</sup>, Eric A. Thurm<sup>1</sup>

## Abstract

Stiel- und Trauben-Eiche (*Quercus robur* L. und *Q. petraea* L.) gehören zu den wichtigsten Wirtschaftsbaumarten in Deutschland. Beide Arten allerdings eine große morphologische Variabilität auf und hybridisieren in seltenen Fällen auch, sodass beide Spezies in Studien häufig zusammengefasst werden. In dieser Arbeit wurde untersucht, ob die genannten Eichenspezies anhand von Standortsfeuchte und Mischbaumarten unterschieden werden können und inwiefern diese Trennung vorteilhaft für die Vorhersage des Oberhöhenwachstums ist. Obwohl eine Trennung der Eichenarten über ein standortgetriebenes Modell möglich war, führte dies anschließend nicht zu einer Verbesserung der Wachstumsprognose. Durch die Verwendung anderer Zielgrößen (z. B. Grundflächen- oder Volumenzuwachs) kann womöglich das Wachstum beider Eichenarten besser voneinander differenziert werden.

Keywords: Stiel-Eiche, Trauben-Eiche, Artbestimmung, Standort, Wachstumsmodell

## 1 Einleitung

Stiel-Eichen (*Quercus robur* L., nachfolgend SEI) und Trauben-Eichen (*Quercus petraea* L., TEI) sind zwei europäische Baumarten, deren Verbreitungsgebiete sich in Zentraleuropa weitgehend überschneiden, die Arten kommen also sympatrisch vor (Eaton et al. 2016). Sie gleichen sich vielen morphologischen Aspekten, wie z. B. dem Habitus, Kronenform, Holzanatomie und der allgemeinen Blattform (Aas 2004). Als Unterscheidungsmerkmal gelten die Stiellänge, Buchtenerven und Behaarung der Blätter sowie die Stiellänge des Fruchtstandes. Beide Arten weisen allerdings auch eine große Variabilität dieser Merkmale auf, sowohl innerhalb eines Individuums als auch zwischen Individuen einer Art (Aas 2014).

Diese teilweise Übereinstimmung und Durchmischung der Merkmale führte zur Diskussion des Artstatus, ob SEI und TEI als getrennte Arten

(Aas 2014) oder eine Art mit jeweils zwei Subspezies (Kleinschmit 1995) anzusehen sind. Mit neueren genetischen Untersuchungen steht fest, dass es sich um getrennte Arten handelt (Hertel 2000; Neophytou 2014). Sie können aber dennoch hybridisieren (Neophytou et al. 2014; Gerber et al. 2014). Hybriden kommen auch in der Natur vor, sind aber aufgrund von z. B. unterschiedlichen Blütezeitpunkten selten (Aas 2014).

Eine eindeutige Bestimmung der Arten im Feld ist also anhand rein morphologischer Merkmale nicht immer möglich. Daher wird häufig der Standort als finales Unterscheidungsmerkmal herangezogen. SEI bevorzugen tonreiche, dichtgelagerte Böden mit nahe anstehendem Grund- oder Stauwasser (Auenstandorte) und wachsen daher häufig nahe Flussläufen oder in Senken. Sie verträgt periodische Überflutungen. Die TEI reagiert hingegen empfindlich auf stagnierende Nässe und zieht daher trockene bis frische, flach- bis mittelgründige Stein- oder Lehmböden vor. Meist kann sie an Hängen oder auf Kuppen vorgefunden werden (Aas 2014; Eaton et al. 2016).

Im folgendem wollen wir uns unter der Annahme, dass SEI und TEI gelegentlich falsch bestimmt werden, damit beschäftigen, ob 1) in Bundeswaldinventurdaten die Trennung der beiden Eichenspezies anhand der Artengemeinschaft möglich ist und 2), ob diese neue Aufteilung dann zu einer besseren Prognose des Wachstums führt.

---

<sup>1</sup> Anna Wöhlbrandt: SG Waldbau und Waldwachstum, Forstl. Versuchswesen, BT FVI, Landesforstanstalt Mecklenburg-Vorpommern Schwerin, Deutschland  
anna.woehlbrandt@lfoa-mv.de

<sup>2</sup> Ute Bachmann-Gigl: Abt. Boden und Klima Bayrische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) Freising, Deutschland

## 2 Methodik

Datengrundlage unserer Untersuchung ist die Bundeswaldinventur 3 (BWI) (Thünen-Institut für Waldökosysteme 2012). Sie ist ein deutschlandweites Inventurverfahren mit einem 4 x 4 km Netz (in einigen Regionen mit 2 x 2 km Verdichtung), das alle 10 Jahre durchgeführt wird. An den Schnittpunkten des Messnetzes (Inventurtrakte) befinden sich jeweils vier Traktecken im Quadrat von 150 Metern. An diesen erfolgen die Aufnahmen mittels konzentrischer Probekreise. Auf den Probekreisen werden, sofern sie sich in einem Waldgebiet der Bundesrepublik befinden, Parameter wie Baumart, Durchmesser, Alter und Höhe erfasst. Von den insgesamt 54.593 Traktecken haben wir 12.646 Traktecken mit SEI und TEI identifiziert.

Um die die beiden Eichenspezies anhand der Artengemeinschaft zu trennen, haben wir den Mischbaumarten auf allen Traktecken mit Eichen zwei Feuchtigkeitsindizes zugeordnet:

- (1) Der *flooding tolerance*-Index (kurz FI) aus der Metaanalyse von Niinemets & Valladares (2006) basiert auf den Eigenschaften der heimischen Baumarten, unter anderem auf der Berücksichtigung morphologischer Merkmale nach Glenz et al. (2006). Er weist jeder Baumart einen Wert auf einer fünfstufigen Skala zu. Sie reicht von dem Überstehen langanhaltender Staunässe für mehr als ein Jahr (Stufe 5), über das Ertragen von Staunässe innerhalb der Vegetationsperiode (Stufe 4) bzw. eines Monats (Stufe 3) über wenige Wochen (Stufe 2) bis nicht mehr als wenige Tage (Stufe 1) innerhalb der Vegetationsperiode.
- (2) Der modifizierte SAGA *wetness*-Index (kurz SAGA) nach Plettenbacher ist ein dimensionsloser, topographischer Feuchtigkeitsindex, der das Wasserpotential auf Basis der Geländehöhe berechnet (Conrad et al. 2015; Wimmer & Plettenbacher 2022). Grundlage unserer Berechnung ist ein europäisches digitales Geländemodell (*digital elevation model*, DEM) (Tomislav 2019) über das die Geländeneigung (*catchment slope*) und das Wassereinzugsgebiet (*modified catchment area*) abgeleitet wird (Abbildung 1). Mit zunehmendem Index steigt das Feuchtigkeitspotentials des Standortes. Auf den Traktecken der Eichen liegt der Wertebereich zwischen 90 und 218.

SEI-Traktecken erreichen danach mit einem FI von 1,8 ( $\pm$  0,5) einen signifikant höheren Wert als TEI-Traktecken mit 1,4 ( $\pm$  0,3) (Wilcoxon-Rangsummentest) (Abbildung 2, links). Zudem liegen

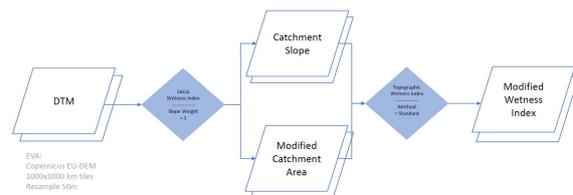


Abbildung 1: Fließdiagramm zur Berechnung des Feuchtigkeitsindex "SAGA" nach Plettenbacher (Wimmer & Plettenbacher 2022). Eingangsgröße ist das digitale Geländemodell (DTM) in 50 m Rasterweite, mit Hilfe derer die Geländeneigung (slope) und das modifizierte Wassereinzugsgebiet (modified catchment area) berechnet werden. In Kombination ergeben diese dann den modifizierten SAGA.

TEI-Traktecken durchschnittlich etwa 19 Indexpunkten unter dem SAGA der SEI (Abbildung 2, rechts). Traktecken mit beiden Eichenarten befinden sich bei beiden Indizes zwischen den Index-Werten von SEI und TEI (Abbildung 2).

Für die Neuklassifizierung der Eichenarten haben wir einen Schwellenwert bestimmt, der angibt ab wann ein Baum in Abhängigkeit von FI oder SAGA entweder als SEI oder als TEI gilt. Mit beiden Indizes wurde jeweils ein binomiales Modell erstellt und anschließend eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Die Berechnung des Schwellenwertes erfolgte mit dem *pROC*-package (Robin et al. 2023) über den Abstand zwischen ROC-Kurve und diagonaler Linie nach Youden (1950). Bei beiden Indizes ändern Werte unter dem Schwellenwert (trocken) die Eichenart zu TEI und Werte darüber (feucht) zu SEI (Abbildung 3).

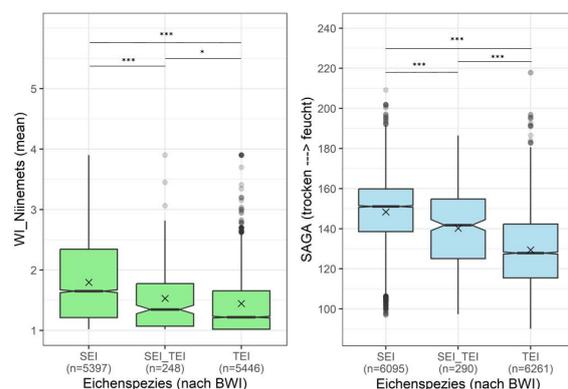


Abbildung 2: Boxplots der für die Traktecken berechneten beiden Feuchtigkeitsindizes *flooding tolerance*-Index (links) und SAGA-Index (rechts), getrennt nach den jeweils vorort angesprochenen Baumarten Stiel-Eiche (*Quercus robur*, SEI) und Trauben-Eiche (*Quercus petraea*, TEI) sowie Traktecken an denen beide Arten angesprochen wurden (SEI, TEI).

**Tabelle 1: Parameter für die nichtlineare Quantilsregression (nlrq-Funktion, package quantreg) (Koenker 2023) zur Erstellung der Oberhöhenbonitätskurven (Site index-Kurven) von Stiel-Eiche (*Quercus robur* L.) und Trauben-Eiche (*Quercus petraea* L.).**

Art	Startparameter				Koeffizienten				Altersgrenzen	
	k	p	a <sub>0,05</sub>	k <sub>0,05</sub>	p <sub>0,05</sub>	a <sub>0,95</sub>	k <sub>0,95</sub>	p <sub>0,95</sub>	a <sub>min</sub>	a <sub>max</sub>
Stiel-Eiche	0,012	0,652	25,407	0,011	0,740	38,761	0,014	0,621	0,000	200,000
Trauben-Eiche	0,005	0,700	33,700	0,005	0,700	40,367	0,012	0,623	0,000	200,000

Zur Prüfung, ob eine Neuklassifizierung der Eichen eine bessere Prognose des Wachstums ermöglicht, vergleichen wir nachfolgend Bonitätsfächer nach BWI-Artklassifizierung mit Bonitätsfächern der Artklassifizierung über Standortsfeuchte und Mischbaumarten. Aus dem Datensatz wurden dafür 20 Prozent der höchsten Bäume pro Traktecke selektiert. Sie bilden die

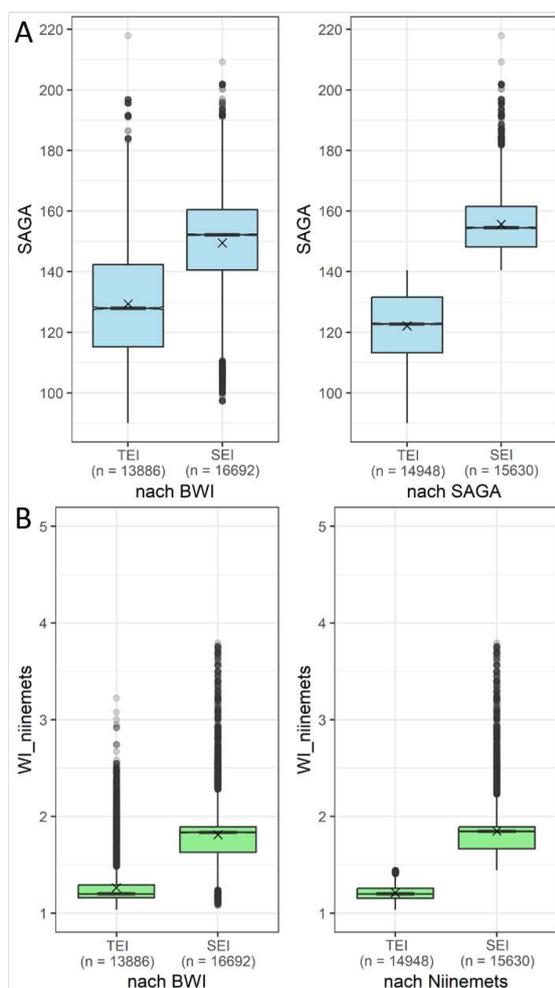
Datengrundlage um die Oberhöhenbonitätskurven (Site index-Kurven) zu erstellen. Bäume die älter als 200 Jahre waren, wurden entfernt. Die Anpassung der Kurven erfolgte durch eine nichtlineare Quantilsregression (nlrq, package quantreg) (Koenker 2023) nach dem Algorithmus von Koenker & Park (1996) angepasst mit der Wachstumsfunktion nach Chapman Richards (Richards 1959). Als Parameter dienten die Werte aus Tabelle 1. Um die Grenzen des gesamten Höhenfächers abzubilden haben wir das 5- sowie 95-Perzentquantil gewählt.

Beide Bonitätsfächer haben wir daraufhin mit den gefilterten BWI-Daten und Ertragstabellen nach Röhe et al. (2020) für die SEI und der nach Albert et al. (2021) für die TEI verglichen. Letztere ist eine für beide Baumarten entwickelte Tafel und wurde in Ermangelung einer besseren Alternative gewählt.

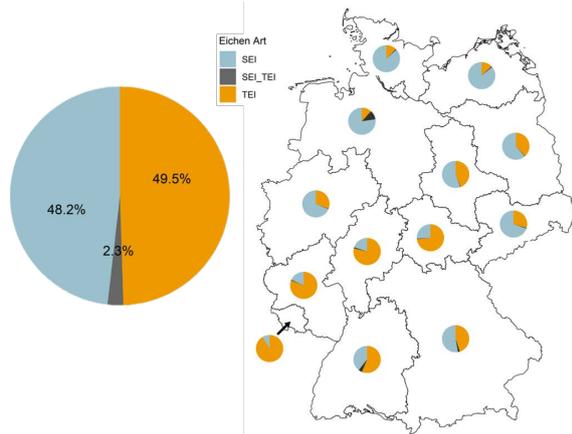
Mit den zwei neuen Artklassifizierungen, über den FI sowie den SAGA, wurden daraufhin erneut die Bonitätsfächer mit den gleichen Parametern erstellt (Tabelle 1). Die gesamte Auswertung erfolgte über die frei verfügbare Statistik-Software R (R Core Team 2023, Version 4.2.3) in Verbindung mit der Entwicklungsumgebung R-Studio (R Studio Team 2023).

### 3 Ergebnisse

Die Auswertung der BWI-Daten ergab, dass beide Eichenarten innerhalb Deutschlands (gemessen an der Anzahl der Traktecken) gleich häufig vertreten sind. TEI überwiegen in der Fläche allerdings im Harz und Südwesten, wohingegen SEI vorwiegend im Norden und Südosten Deutschlands zu finden sind. Traktecken mit beiden Spezies treten selten und vorrangig in Niedersachsen und Baden-Württemberg auf (Abbildung 4). Primäre Mischbaumarten beider Spezies sind Rot-Buchen (*Fagus sylvatica* L.), Wald-Kiefern (*Pinus sylvestris* L.) und Fichten (*Picea abies* (L.) H.Karst.). Allerdings bilden TEI anteilig häufiger



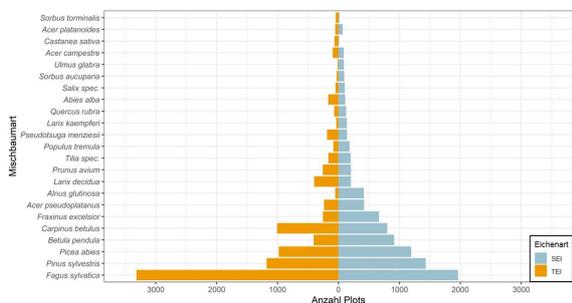
**Abbildung 3: Änderung der Baumart (Stiel-Eiche (*Quercus robur*, SEI) und Trauben-Eiche (*Quercus petraea*, TEI) durch Neuklassifizierung über Mischbaumarten (FI) (A) und Feuchtigkeit (SAGA) (B) jeweils im Vergleich mit der Baumartenbestimmung der Bundeswaldinventur 3 (BWI3).**



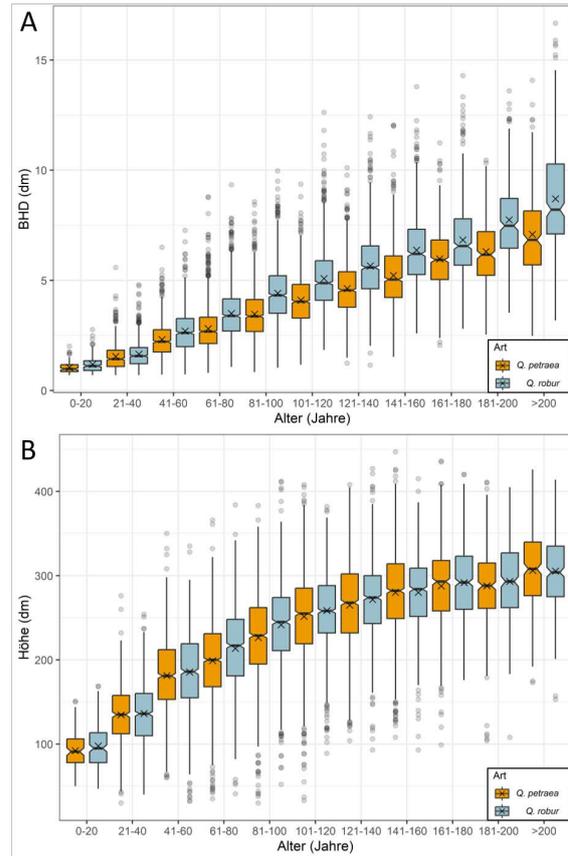
**Abbildung 4:** Verteilung der Stiel-Eiche (*Quercus robur*, blau), Trauben-Eiche (*Q. petraea*, orange) und Mischung (schwarz) auf Aufnahmepunkten der Bundeswaldinventur 3 (BWI3) in Deutschland für Gesamtdeutschland (links) und anteilig je Bundesland (rechts).

Mischbestände mit Buchen (53% vs. 32%), Hainbuchen (16% vs. 13%) und europäische Lärche (*Larix decidua* L.) (6% vs. 3%) als die SEI. Letztere ist stärker vergesellschaftet mit Schwarz-Erlen (*Alnus glutinosa* L.) (7% vs. 1%), Eschen (*Fraxinus excelsior* L.) (11% vs. 4%) und Sand-Birken (*Betula pendula* L.) (15% vs. 7%) (Abbildung 5).

Unsere standortsunabhängige Auswertung zeigt, dass in der Altersklasse 0 - 20 und von Altersklasse 41 - 60 bis 181 - 200 die SEI eher weniger als einen Meter höher sind als die TEI. Zwischen den Jahren 21 bis 40 ist die Höhe vergleichbar und in der höchsten betrachteten Altersklasse (>200 Jahre) erreichen die TEI tendenziell größere Höhen (Abbildung 6A). SEI verfügen über durchschnittlich höhere Brusthöhendurchmesser (kurz BHD) als TEI. Mit zunehmendem Alter besteht ein Trend zu stärkerer Differenzierung



**Abbildung 5:** Anzahl der Traktecken (BWI3) auf denen Stiel-Eiche (*Quercus robur*, blau,  $n = 6093$ ) oder Trauben-Eiche (*Quercus petraea*, orange,  $n = 6258$ ) zusammen mit mindestens einer Mischbaumart vorkommt (Mehrfachnennungen möglich, da auf einer Traktecke bis zu sechs Arten vorhanden sein können).



**Abbildung 6:** Vergleich der Oberhöhen in Dezimetern (A) und Brusthöhendurchmesser (BHD) in Dezimetern (B) für Stiel-Eiche (*Quercus robur*, blau) und Trauben-Eiche (*Quercus petraea*, orange) über die Altersklassen von 0-20 bis >200 Jahre.

des BHDs zwischen SEI und TEI. So liegt die Differenz der Mittelwerte in der Altersklasse 41 – 60 bei 3,4 cm, in der Altersklasse 181 – 200 dagegen bei 13,4 cm (Abbildung 6B).

Bis zum Alter von 100 Jahren erreicht die SEI im Vergleich der Ertragstafeln von Albert et al. (2021) und Röhe et al. (2020) geringfügig höhere Werte. Ab dem Alter 100 übersteigt das Wachstum der TEI das der SEI (siehe Ekl. II, Abbildung 7).

Auch die von uns erstellten Wachstumsfächer zeigen bei SEI einen steileren Höhenverlauf und früheren Kulminationspunkt. So liegt der SI im Alter 100 des 50-Prozent-Quantils im Falle der SEI bei 25,9 m, TEI erreicht 24,7 m. Die Höhen der TEI streuen dabei ins Positive wie ins Negative stärker als die SEI (vgl. Abbildung 8A und 8B).

Um festzustellen, ob sich die Bonitätsfächer nach der Neuklassifizierung der Eichenarten anhand von Standortsfeuchte und Mischbaumarten verändern, vergleichen wir diese. Die mit den

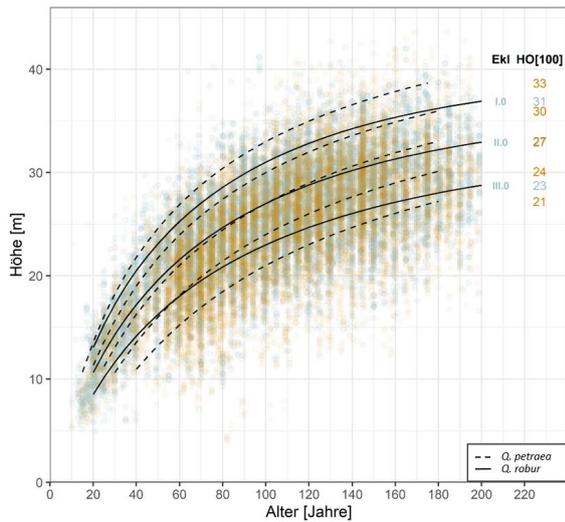


Abbildung 7: Oberhöhe (in Metern) von dominanten Stiel-Eichen (*Quercus robur*, blau) mit Ertragstafelkurve von Röhe et al., (2019, durchgezogen) und Trauben-Eichen (*Quercus petraea*, orange) mit Ertragstafelkurven von Albert et al. (2021, gestrichelt).

neuklassifizierten Baumarten erstellten Wachstumsfächer zeigen nahezu gleiche Kurvenverläufe (Abbildung 9). Einzige Ausnahme bildet die mittels SAGA Neubestimmte TEI. Dort steigt die Kurve bis zum Alter von etwa 140 Jahren stärker an (Abbildung 9B).

#### 4 Diskussion

Es ist immer wieder zu beobachten, dass die Bestimmung der SEI und TEI im Bestand zu Diskussionen führt. In unserer Studie wollten wir versuchen, ob über die Standortsfeuchte oder die Mischbaumarten die Zuweisung der Eichenarten eindeutiger funktioniert und anschließend testen, ob diese neue Klassifizierung stärker differenzierte Ergebnisse der Oberhöhenbonitätsmodelle ergibt.

In Deutschland sind SEI und TEI gemessen an der Trakteckenanzahl gleichverteilt, TEI wächst allerdings vermehrt im Südwesten, SEI eher im Nordosten (Abbildung 4). Neben den geographischen Schwerpunkten in der Verbreitung indizieren Unterschiede bei den Mischbaumarten, dass die Besetzung der Standorte durch SEI oder TEI maßgeblich von der Standortsfeuchte abhängig ist. SEI ist verglichen mit der TEI häufiger vergesellschaftet mit Schwarz-Erlen (FI 3,9) und Eschen (FI 2,7), die beide tolerant gegenüber Staunässe und zeitweiliger Überflutung sind (Ninemets & Valladares 2006). TEI kommen hingegen häufig gemischt mit Buchen vor, die Staunässe und Überschwemmungen schlechter

ertragen (FI 1,0), was auf eine Bevorzugung der TEI von trockeneren Standorten hindeutet (Abbildung 5).

Im Wuchsverhalten bestehen weniger Unterschiede. Beide Eichenarten sind annähernd gleich hoch (Abbildung 6A). Allerdings weisen SEI tendenziell höhere BHDs auf als TEI (Abbildung 6B). Aus der Literatur ist unter anderem bekannt, dass TEI durchgehendere Stämme und regelmäßiger Kronen bilden (Aas 2014). Ertragstafeln und Bonitätsfächer beziehen sich auf hingegen immer auf die Höhe nicht auf die Dimension. Unsere weiteren Auswertungen berücksichtigen somit nicht die Unterschiede im Grundflächen- oder Volumenzuwachs.

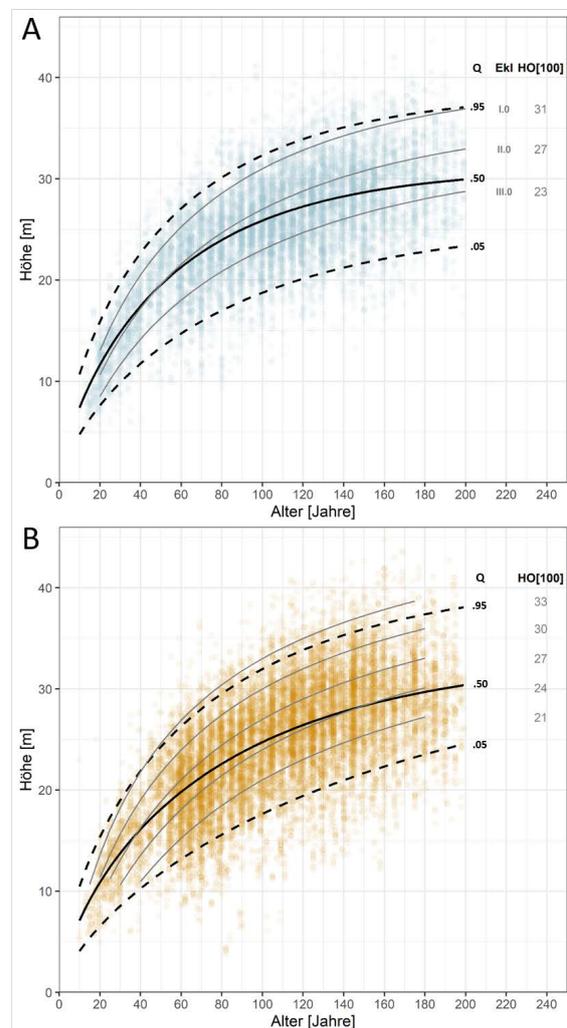
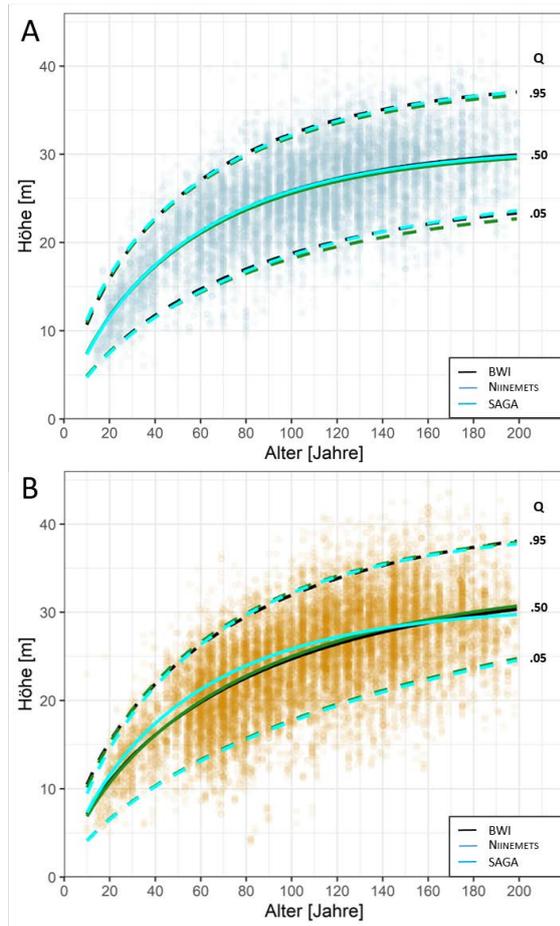


Abbildung 8: Deutschlandweiter relativer Site index (.95, .50 und .05-Quantilsgrenzen) von dominanten Stiel-Eichen (*Quercus robur*, blau) mit eingezeichneter Ertragstafelkurve (grau) nach Röhe et al. (2019) (A) bzw. von dominanten Trauben-Eichen (*Quercus petraea*, orange) mit eingezeichneter Ertragstafelkurve (grau) nach Albert et al. (2021) (B)

Entsprechend ähneln sich die Verläufe der Ertragstafelkurven von SEI und TEI (Abbildung 7). Da uns keine reine TEI-Ertragstafel bekannt war,



**Abbildung 9:** Site index-Kurven (.95, .50 und .05 Quantilsgrenzen) für die drei Baumartenklassifizierungen: nach der BWI (schwarz), dem FI (grün) und dem SAGA (blau) vor den Aufnahmepunkten der Bundeswaldinventur (BWI3) für Stiel-Eiche (*Quercus robur*, blau) (A) und Trauben-Eiche (*Quercus petraea*, orange) (B).

mussten wir auf eine gemischte TEI-SEI-Tafel zurückgreifen, was den Vergleich von SEI- und TEI-Wachstum erschwert. Die Vergleichbarkeit der Kurvenverläufe könnte also auf einem geringen interspezifischen Unterschied, die gemischte Tafel oder auch auf die ungleiche Klasseneinteilung der Ertragstafeln zurückzuführen sein. Letzterer Punkt wird allerdings durch die Ertragsklasse 2 konterkariert, da die Oberhöhenbonität im Alter 100 beider Tafeln 27 m beträgt und SEI bis zum Alter von 100 Jahren einen steileren Wachstumsverlauf zeigt. Über 100 Jahren ist das Wachstum der TEI stärker. Dennoch sind die Differenzen wie bereits erwähnt marginal (Abbildung 7).

Die von uns erstellten Site index-Kurven umfassen den Ertragstafelfächer der SEI (Abbildung 8A). Bei der TEI liegen die Ertragstafelkurven im

oberen Bereich unseres Fächers. Bis auf die höchste Bonität (H0100 = 33 m) sind jedoch alle Bonitäten der Ertragstafelkurven abgebildet (Abbildung 8B). Auch hier könnten die Unterschiede auf die Verwendung einer gemischten Tafel (SEI und TEI) zurückzuführen sein, denn im Alter 100 Jahre ist die SEI knapp einen Meter höher als die TEI, was sich mit dem stärkeren Anstieg des Wachstums von SEI in der Ertragstafel deckt (vgl. Abbildung 7 und 8).

Nach der Neuklassifizierung über FI und SAGA ändert sich der Wachstumsverlauf nur minimal (Abbildung 9). Lediglich die Neubestimmung der TEI über den SAGA ergibt eine leichte Veränderung, die sich vermutlich auf einen vermehrten Anteil der SEI (Klassifizierung nach BWI) in der TEI (Klassifizierung nach SAGA) zurückführen lässt. Generell sind die Unterschiede jedoch sehr gering. In Bezug auf die Neuklassifizierung der Arten stellt sich noch die Frage, inwieweit die Artbestimmung bereits in der Fläche über Standort und Mischung erfolgt sobald die Zuordnung über morphologische Merkmale uneindeutig ist und somit die Klassifizierung der BWI bereits über standörtliche Faktoren mitbestimmt wurde.

#### 4.1 Fazit

Die Trennung der beiden Eichenarten, sowohl nach Ansprache der Aufnahmeteams in der BWI, als auch nach unserem Klassifizierungsmerkmalen (FI und SAGA), haben nicht zu einer deutlich unterschiedlichen Prognose des Oberhöhenbonitätsfächers geführt. Das bedeutet, es spricht nichts gegen eine Bonitierung von heimischen Eichen mit nur einem Bonitierungs-fächer (nach Oberhöhe).

Dennoch deuten die eingangs erwähnten BHD-Entwicklungen darauf hin, dass sich beide Arten in weiteren waldwachstumskundlichen Größen unterscheiden könnten. Die Nutzung einer gemeinsamen Ertragstafel können wir aus unseren Daten derzeit noch nicht ableiten. Weitere Untersuchungen sollten daher Kenngrößen wie Volumenzuwachs, Gesamtwuchsleistung und Bestandesdichte (*Stand density index*) beider Arten gegenüberstellen um eine Nutzung von artübergreifenden Tafeln zu rechtfertigen. Unsere Auswertungen haben gezeigt, dass für solch einen Vergleich standortsgetriebene (SAGA) und konkurrenzgetriebene (FI) Modelle wichtig sind, weil beide Arten sich hierin wesentlich unterscheiden.

## 5 Literaturverzeichnis

- Aas, G. (2004): *Quercus robur*. In: Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie, 1-14.
- Aas, G. (2014): Traubeneiche (*Quercus petraea*): Systematik, Morphologie und Ökologie. In: LWF Wissen. Bd. 75. - S. 6-13.
- Albert, M.; Nagel, J.; Schmidt, M.; Nagel, R-V; Spellmann, H. (2021): Eine neue Generation von Ertragstafeln für Eiche, Buche, Fichte, Douglasie und Kiefer [Datensatz]. Version 1.1. Ertragstafelwerk. Online verfügbar unter <https://www.nw-fva.de/unterstuetzen/waldpflege-und-nutzung/neue-ertragstafeln>, zuletzt geprüft am 21.08.2023.
- Caudullo, G.; Welk, E.; San Miguel Ayanz, J. (2017): Chorological maps for the main European woody species. Data in brief 12, 662 666
- Conrad, O., Bechtel, B., Bock, M., Dietrich, H., Fischer, E., Gerlitz, L., Wehberg, J., Wichmann, V., Böhner, J. (2015): System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4, Geosci. Model Dev., 8, 1991-2007, doi:10.5194/gmd-8-1991-2015.
- Eaton, E. G. S. D. J.; Caudullo, G.; Oliveira, S.; De Rigo, D. (2016). *Quercus robur* and *Quercus petraea* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: European Atlas of Forest Tree Species. Publi.: Public Office of the European Union, Luxembourg, 162-3.
- Gerber, S.; Chadœuf J.; Gugerli F.; Lascoux M.; Buitveld J.; et al. (2014) High Rates of Gene Flow by Pollen and Seed in Oak Populations across Europe. In: PLOS ONE 9(1): e85130.
- Glenz, C.; Schlaepfer, R.; Iorgulescu, I.; Kienast, F. (2006): Flooding tolerance of Central European tree and shrub species. In: Forest Ecology and Management 235 (1-3), S. 1–13. DOI: 10.1016/j.foreco.2006.05.065.
- Hengl, Tomislav (2019): Digital Terrain Model in dm. Open Environmental Data Cube Europe. Online verfügbar unter [https://ecodatacube.eu/?base=OpenStreetMap%20\(grayscale\)&layer=Digital%20Terrain%20Model%20in%20dm&zoom=5.8&eye=5000000&center=45.8517,10.7571&opacity=45](https://ecodatacube.eu/?base=OpenStreetMap%20(grayscale)&layer=Digital%20Terrain%20Model%20in%20dm&zoom=5.8&eye=5000000&center=45.8517,10.7571&opacity=45), zuletzt geprüft am 30.11.2023.
- Hertel, H.; Degen, B. (2000): Unterscheidung von Stiel- und Traubeneichen (*Quercus robur* L. und *Q. petraea* [Mattuschka] Liebl.) mit Hilfe von genetischen und morphologischen Merkmalen. In: Forest Snow and Landscape Research, Birmensdorf, 75(1), 2.
- Kleinschmit, J. R.; Bacilieri, R.; Kremer, A.; Roloff, A. (1995): Comparison of morphological and genetic traits of pedunculate oak (*Q. robur* L.) and sessile oak (*Q. petraea* (Matt.) Liebl.). In: *Silvae Genetica*, 44(5), 256-268.
- Koenker, Roger (2023): r-package: quantreg. Quantile Regression. Version 5.94. Online verfügbar unter <https://cran.r-project.org/package=quantreg>, zuletzt geprüft am 21.08.2023.
- Koenker, Roger; Park, Beum J. (1996): An interior point algorithm for nonlinear quantile regression. In: *Journal of Econometrics* 71 (1), S. 265–283. DOI: 10.1016/0304-4076(96)84507-6.
- Neophytou, C. (2014): Bayesian clustering analyses for genetic assignment and study of hybridization in oaks: effects of asymmetric phylogenies and asymmetric sampling schemes. In: *Tree Genetics & Genomes* 10, 273–285
- Neophytou, C.; Fussi, B.; Konnert, M.; Luckas, M. (2014): Traubeneiche und Stieleiche – Zwei ungleiche Schwestern. In: LWF Wissen. Bd. 75. - S. 14-20.
- Niinimets, Ülo; Valladares, Fernando (2006): Tolerance to shade, drought, and waterlogging of temperatenorthern hemisphere trees and shrubs. In: *Ecological Monographs* (76(4)), S. 521–547. Online verfügbar unter [https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/0012-9615\(2006\)076\[0521:TTSDAW\]2.0.CO;2](https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/0012-9615(2006)076[0521:TTSDAW]2.0.CO;2).
- Wimmer, N. & Plettenbacher, T. (2022): Projektbericht „Monitoring der Naturwälder Bayerns (MonNWF)“. Neuberechnung topografisch/topologischer Geoparameter für Bayern in 10x10m Auflösung nach T. Plettenbacher. LWF, Freising. Unveröffentlicht. 166 S.
- R Core Team (2023): R: A language and environment for statistical computing. A Foundation for Statistical Computing. Version 4.2.3 (2023-03-15 ucrt). Vienna, Austria. Online verfügbar unter <https://www.R-project.org/>, zuletzt geprüft am 21.08.2023.
- R Studio Team (2023): RStudio. Integrated Development Environment for R. Version 2023.3.0.386. Online verfügbar unter <https://posit.co/download/rstudio-desktop/>, zuletzt geprüft am 2023/31/11.
- Richards, F. J. (1959): A Flexible Growth Function for Empirical Use. In: *Journ. of Experimental Botany* 10 (29), S. 290–300.
- Robin, Xavier; Turck, Natacha; Hainard, Alexandre; Tiberti, Natalia; Lisacek, Frédérique; Sanchez, Jean-Charles; Müller, Markus (2023): r-package: pROC. Display and Analyze ROC Curves. Version 1.18.2. Online verfügbar unter <https://cran.r-project.org/package=pROC>, zuletzt geprüft am 21.08.2023.
- Röhe, Peter; Lockow, Karl-Willi; Noack, Matthias (2020): Ertragstafel für die Stieleiche. (*Quercus robur* L.). 1. Aufl.: NWM-Verlag.
- Thünen-Institut für Waldökosysteme (2012): Dritte Bundeswaldinventur. online. Online verfügbar unter <https://bwi.info/Download/de/>, zuletzt geprüft am 2023/11/31.
- Youden, W. J. (1950): Index for rating diagnostic tests. In: *Cancer* 3 (1), S. 32–35. DOI: 10.1002/1097-0142(1950)3:1<32::AID-CNCR2820030106>3.0.CO;2-3.

# Conception of a scenario funnel for simulating climate- and site-sensitive forest development by the example of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in Lower Saxony

Hergen Christian Knocke<sup>1,2,3</sup>, Jan Hansen<sup>1</sup>, Ralf-Volker Nagel<sup>1,3</sup>, Matthias Albert<sup>1,3</sup>

## Abstract

In response to contemporary challenges in German forestry, this study predicts the deeply uncertain future development of Scots pine in Lower Saxony. Focusing on climate- and site-sensitive growth simulations, this research introduces a deterministic scenario funnel approach. As a start, we provide a historical context of site-productivity modeling and forest development types. Hereupon, simulation settings are aligned by cultivation area and harvest time. By integrating climate, site and pruning data into simulations, on National Forest Inventory plots, we predict forest composition until 2062 and distinguish silvicultural and climate variability as dimensions over time. The findings quantify the human impacts (silviculture/ climate change) on pine abundance, foretelling the inertia of adaption efforts for forest restoration.

Keywords: *Pinus sylvestris*, forest development types, uncertainty, simulation, pruning

## 1 Challenges and information needs

It is of increasing concern that forest health is deteriorating as climate change affects the landscape (BMEL 2023). Statements on future forest composition, therefore, depend on anticipating change in the face of deep uncertainty. Even when climate- and site-sensitive growth simulators are coupled with the newest business-as-usual (BAU) silvicultural concepts (Borrass et al. 2017, NLF 2021) to predict forest development, our knowledge is limited. One possible way to deal with 'unknown unknowns' is to use deterministic scenario funnels (Kosow & Gaßner 2008, Marchau et al. 2019).

Scots pine exemplifies this deep uncertainty. It is the most abundant tree species among North German forests and exhibits contradictory behavior: On the one hand, *de jure* silvicultural

guidelines promote its cultivation even on very adverse sites (Böckmann et al. 2019). Hereby, expert-based assignments assume a high adaptability of *P. sylvestris* in times of climate change, based on its broad genetics and distribution range (Huston Durrant et al. 2016, Leuschner & Ellenberg 2017, Brichta et al. 2023). On the other hand, *de facto* the current cultivation area is decreasing due to the comparably low growth potential (Beinhofer & Knoke 2010, BMEL 2015), weak shade-tolerance (Wagner & Huth 2010) and comparably long rotation periods (Fischer & Mölder 2017). Moreover, model-based studies imply unseen challenges under persistently more arid and extreme climate (Bose et al. 2020, Rehschuh & Rühr 2021, Haberstroh et al. 2022).

Stakeholders involved in forest development, particularly nature conservation and national economy, need information on *P. sylvestris* abundance. It is home to many specialized taxa (Heinrichs et al. 2020, Brandl et al. 2020) and markedly contributes to value added in the forestry and timber cluster (BMEL 2016, Leuschner et al. 2022).

Besides natural hazards, i.e. mortality risks, exact statements on forest development are hampered by the broad scope of decision making and in terms of climate model selection and forest management practices. To facilitate forest policy impact assessment, this proceeding aims to

- (1) identify main influences of forest development by harvest time and cultivation area,

---

<sup>1</sup> Northwest German Forest Research Institute, Department of Forest Growth, Göttingen, Germany, hergen.knocke@nw-fva.de

<sup>2</sup> Ministry for Climate Protection, Agriculture, Rural Areas and the Environment Mecklenburg-West Pomerania, Department of Climate Protection, Nature Conservation and Forests, Schwerin, Germany, h.knocke@lm.mv-regierung.de

<sup>3</sup> Georg-August-University of Göttingen, Faculty of Forest Sciences and Forest Ecology, Göttingen, Germany

- (2) conceptualize a scenario funnel by the outermost feasible BAU scenarios, and
- (3) provide exemplary results for Lower Saxony.

## 2 Material and methods

This paper assesses current BAU silvicultural strategies and implements them in simulation software. Analyses were conducted using R version 4.3.1 (R Core Team 2022) and the package *sf* (Pebesma 2018).

In general, the forest development is influenced by the cultivation area and harvest time. Using the example of Scots pine, we span a three-dimensional scenario funnel over time, silvicultural management scenarios and climate model variability, in order to predict prospective pine's shares. For this reason, contrasting climatic and silvicultural scenarios are simulated for 50 years using the single-tree growth simulation software *WaldPlaner* (Hansen & Nagel 2014).

To be climate- and site-sensitive, in addition to dendrometric data, simulations rely on adapted soil water properties, site indexes (SI) and tree selection information. Therefore, simulation software is coupled with the *baklawa*-algorithm (Hamkens et al. 2022) and the *cssi*-package developed by the NW-FVA (Schick et al. 2023).

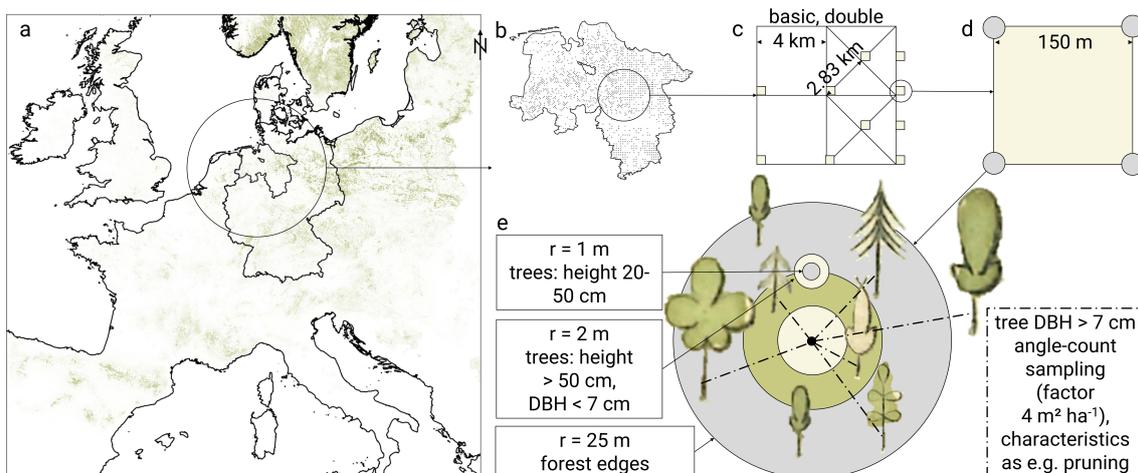
### 2.1 Study region and dendrometric data

This paper focuses on the German federal state of Lower Saxony (NI). Forest development on

site-mapped permanent plots from the third German National Forest Inventory (NFI) is simulated from 2012 until 2062. The site amplitude ranges from lowlands to hill country (between -3 m and 971 m a.s.l.) and span a wide range of soil moisture (SML) and soil nutrient level (SNL). Precipitation ranged from 561 to 1,593 mm a<sup>-1</sup> and mean annual temperatures ranged between 6.5 and 10.4 °C in the period 1991-2020 (DWD 2022). Pine has its current natural distribution focus in the North German lowlands.

The German NFI is conducted as a permanent stratified one-phase systematic cluster sampling where the strata possess different sampling densities. The sample plot (cluster, tract) holds four subplots (corners) and when located in the forest, a field survey is carried out. Riedel et al. (2017) and Kleinn et al. (2020) give further information on NFI scope, design and analysis. In total, 3,520 subplots on 1,443 tracts were considered for simulations based on site mapping which is equivalent to 93.5 % of the forest cover.

Site information on public and privately owned forests were both available. To increase the site mapping rate from 63,8 to 93,5 %, preliminary modelling results (Schirrmeister et al. 2023), as described by Köhler et al. (2016), contributed to the study. Accordingly, missing available water capacity (AWC) values were estimated following Overbeck et al. (2011) by means of the pedo-transfer function by BGR (2005).



**Figure 1:** a Current Scots pine distribution (green; de Rigo et al. 2016) in Europe, Germany and NI. b Study area with differing intensities (strata) and c basic/ double sampling design. d Clustered plot design and e concentric subplot circles of radii  $r$  with relevance for our work. Figure based on Guimpel (1819) and BMEL (2015), borders by © Geo-Basis-DE/BKG (2022) & EEA (2018)

The dendrometric data was spatially joined with forest planning records we received from the NI State Forest Administration for state owned land (see 2.3.1). Furthermore, some strict conservation stands were detected (Steinacker et al. 2023).

## 2.2 Influences on cultivation area

### 2.2.1 Site dynamics and changing SI

We account for climatic changes that cause shifting site-characteristics and a variation in the SI.

The biggest difference within the representative concentration pathway (RCP) 8.5 of climate projections lies between statistical and dynamic downscaling of climate data. Thus, from the CMIP5-generation out of the ReKliEs-De ensemble (Hübener et al. 2017) we selected the 'Hadley Centre Global Environment Model' (HadGEM2) and its statistical regional 'Wetterlagenbasierte Regionalisierungs-methode' (WettReg13). This was chosen to represent the most extreme climate projection (Kreienkamp et al. 2013). Contrary to this, the global 'European Centre Earth System' model (EC-EARTH12) and its dynamical 'Regional Atmospheric Climate Model' (RACMO) are considered as a moderate projection in RCP8.5 (Hazeleger et al. 2012).

Consequently, climate change is one dimension contributing to the uncertainty of future forest development.

While SNL (cf. Fig. 5d) is held constant over time, soil water properties must be aligned when the climate becomes more arid. The climatic water balance (CWB) was considered a suitable variable to make site changes dynamic. Following the FAO-standard, it is calculated for a grass cover following the Penman-Monteith formula (1948, 1965, Allen et al. 1998, Suttmöller et al. 2021). The CWB is determined as a 30-year average for the growing season. This is dynamically calculated, i.e. the length of growing season also varies depending on the respective climate (Menzel & Fabian 1999, Nuske 2022). The CWB-magnitude is visualized in Figure 5a-c.

For tree spp. selection (see 2.2.2), CWB is then considered to be the site water balance (SWB; Grier & Running 1977), which is the sum of CWB and AWC (effective root zone of 1 m). Bogs,

swamps and other azonal sites we globally considered to be  $300 \text{ mm m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  CWB.

With site changes, productivity changes, too. Historically, the site-dependent performance of tree spp. was spotlighted by Pfeil (1860), who first referred to this relationship, albeit in name only (Hasel 1982, Bartsch et al. 2020). However, site-productivity-relationships were not described until the 1960's (Pretzsch & Preuhsler 2013). Even though indirect site indexing is widely used (e.g. Wiedemann 1943), as early as 1845, Heyer appealed a direct determination of yield capacity that uses site characteristics such as water and nutrient supply as well as climate. This study complies with this call: Site mapping was used in order to derive site-sensitive estimations of the height (SI).

The SI is one major predictor in the *WaldPlaner's* height increment function. It is predicted using site, climate, N-deposition and geographic location data using the generalized additive model of Schmidt (2020). To run the model by means of the *cssi*-package (Schick et al. 2023), soil moisture level (SML) and SNL were also considered. The climate variables 'temperature sum in the growing season' and 'precipitation sum in the growing season' were dynamically averaged over the stands' lifespan and the respective projection period. The length of growing season also varies depending on the respective climate (see above). The N-deposition is based on the results of Schaap et al. (2018) and is also averaged. Hence, for each simulation step, the respective SI is updated for each subplot, layer and species.

### 2.2.2 Forest Development Types

For some time, there have been calls to make tree spp. selection more dynamic, in order to account for changing environmental factors (Reif et al. 2010, Spathelf et al. 2016, Albert et al. 2017, Riek et al. 2020). Silviculture in NI today manages tree spp. as admixtures. Within growth districts, the selection is executed by SWB, SNL, and the Forest Development Type (FDT) (Böckmann et al. 2019). The latter operationalizes long-term targets for a controlled forest evolution and gives a quantitative mechanism in order to achieve a site-specific composition and structure of mixed stands (Larsen & Nielsen 2007).

FDT precursors were invented by Abetz (1935; BrLFA 1931) and launched in the Harz mountains

(Hildebrand 1935) with whole northern Germany following soon after (RFA & PrLFA 1938, Borchers 1949, Wagenknecht 1955). From the beginning the feedback has been that the silviculture and the sites potential should not be narrowed by too few or too precise FDT, nor should prescriptions be broadened in such a way that silvicultural treatment is no-longer given (Hartmann 1937, Ehwald 1949). Nowadays FDT can be found worldwide (Larsen & Nielsen 2007, Mason et al. 2018) and are continuously being developed in order to adapt woodlands towards climate change (Schröder et al. 2023).

Depending on the current situation (e.g. suited/unsuited stocking or clearing), different FDTs can be realized on comparable sites to benefit from natural processes. There is, therefore, an open-ended component in FDT application. In mature forests, from a regional (growth districts) set of recommended FDTs, a site-specific subset can be selected for standwise forest planning – a bottom-up approach. Hereby, one FDT per stand is selected. In addition, global targets for species-share are set by the NI State Forest Administration, in a top-down approach (Böckmann et al. 2019). However, despite contingency planning for unforeseen events, globally targeted species shares are unlikely to be achieved exactly. Also, according to Lawrence (2017), there is uncertainty in FDT realization by the local practitioner. It is inherent in the system that, in the decadal forestry planning, a range of variation or uncertainty in realization possibilities arises in the future tree spp. composition.

Within this study, for NI 195 different FDT were considered (Böckmann et al. 2019) and assigned by the *baklawa*-algorithm (Hamkens et al. 2022). Here, tree spp. admixture is given as a spanned stocking target (min.-max. ratio) relative to its stand basal area (BA). Within an FDT with  $n$  spp., for the *WaldPlaner* input we calculated the ratio  $r$  relating to the stocking target of a species  $i$  as:

$$r_i = \frac{r_{i(\max)}}{\sum_{i=1}^n r_{i(\max)}} \quad (1)$$

Hence, every FDT was standardized as 100 % spp. share.

## 2.3 Influences on cutting time

### 2.3.1 Target diameter: Pruning status

Pruning aims to produce high value timber, for which reason the target diameter for harvesting was raised from 45 cm diameter at breast height (DBH) to 55 cm for pine (Ikonen et al. 2009, Böckmann et al. 2019). Hence, on the stand level, the occurrence of A-grade timber increases from ca. 2 % up to 9 % (Offer & Staupendahl 2009). In Germany, pruning was carried out in four waves with peaks around the years 1790, 1870, 1930 (Mayer-Wegelin 1936) and 1990, and recorded in the forest planning but not necessarily by the NFI's.

Due to the confidentiality of both inventory (Päivinen et al. 2023) and planning data, for simulations, the initial spatial join of these two datasets was conducted by the Federal Thünen-Institute of Forest Ecosystems. Since forest planning information are not always spatially explicit (Böckmann et al. 2000), we linked stand records which list past pruning to the subplot location, supplementing the NFI survey of pruning. We accepted matches, if there was  $\leq 20$  % difference in stand age of the planning and inventory data. Only overstory trees  $\leq 3$ rd Kraft's class (1884) are considered as pruned growing stock (Bossel et al. 1934).

### 2.3.2 Treatment: Thinning regime

Thinning influences the diameter development and hence the harvest time (del Río et al. 2017, Aldea et al. 2023). Since the silvicultural prescriptions operationalize the intensity by stocking degrees ( $S^\circ$ ) for a given top height, yield tables become relevant. In NI, for Scots pine, the yield tables from Wiedemann (1943) are obligatory. German forestry traditionally executes age-dependent thinning 'early, often and moderately' (Heyer 1854). Today, starting at 12 m stand top height, the target BA in NI should not be below  $S^\circ$  of 0.7 and from 18 m on not below  $S^\circ$  of 0.8 (NLF 2021).

We implemented target BA for pine in the *WaldPlaner* simulation software. As practitioners use yield tables and not theoretical maximum densities (Assmann 1970, Spellmann et al. 1999), we thus improved the software by functionalizing these tables: A nonlinear model derived from Levenberg-Marquardt (1944, 1963) was used, which was computed using the

minpack.lm-algorithm (Elzhov et al. 2023). The Chapman-Richards equation (1961, 1959) was preferred to the Hossfeld-IV formula for fitting and applied with parameters  $a_1 - c_2$  dependent on stand age  $t$  and SI:

$$BA = a_1 - a_2 SI \left( 1 - e^{(b_1 e^{(b_2 SI)})t} \right)^{(c_1 e^{(c_2 SI)})} \quad (2)$$

Estimates express the target BA in  $m^2 ha^{-1}$  as prescribed by means of the yield tables (NLF 2021).

Next to the thinning, simulations of a harvest regime comprise harvesting of different intensities depending on the succeeding stand.

### 2.3.3 Treatment: Following stand

For harvesting of Scots pine, shelterwood/ seed tree systems (Wagner et al. 2010) were simulated as a common denominator of silvicultural systems between forms of ownership.

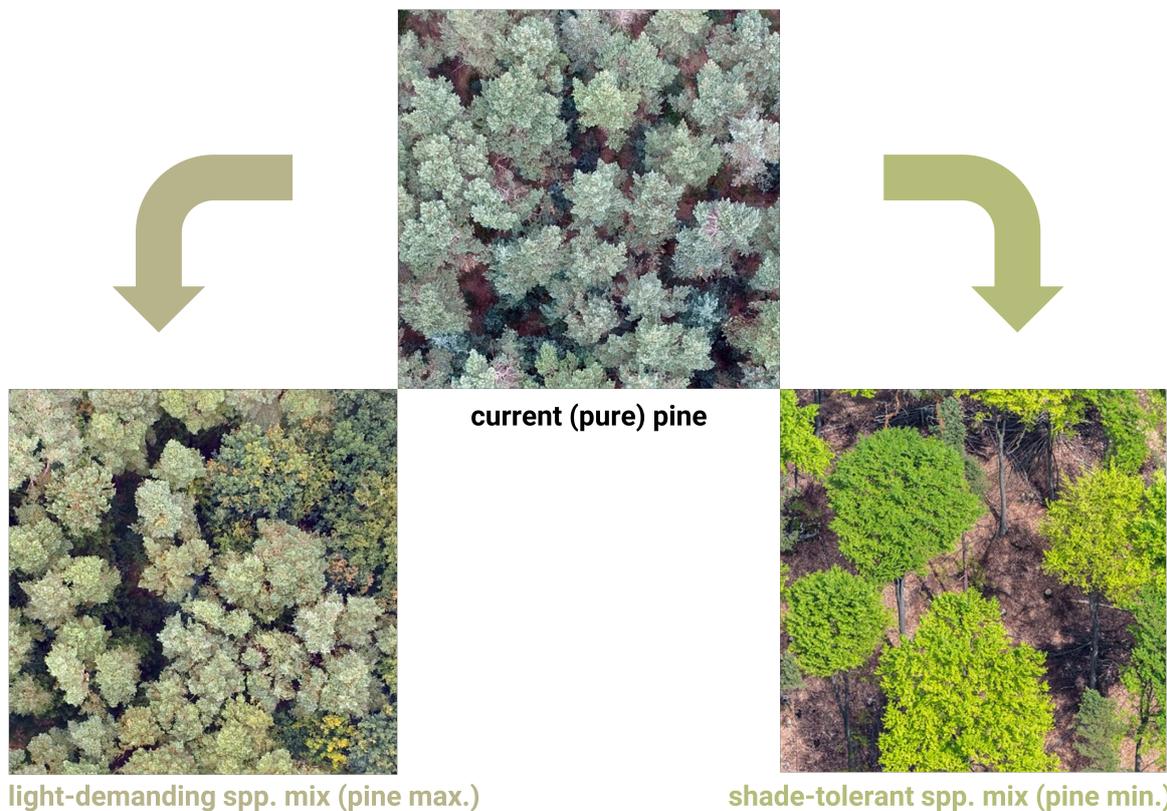
German forestry nowadays aims to achieve mixed stands (Bolte et al. 2009, Mason et al. 2018). Besides climate change, uncertainty in forest development results from scope in deci-

sion making. Thus, through stand treatment, forest planning influences another dimension of the scenario funnel we conceptualize. As scenarios, two silvicultural variants are contrasted, in which today's forest stands are either regenerated with light-demanding or shade-tolerant taxa. In the simulations, pine is maximized or minimized on every NFI plot (Fig. 2).

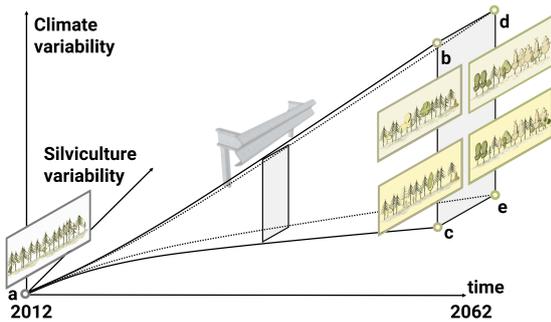
This is executed by different stand maturity definitions (percentage BA above target DBH when final harvest starts), periods and cycles of operations as well as maximum densities of the overstory (Tab. 1).

**Table 1: Prescribed BAU-harvest regime of Scots pine in the WaldPlaner per silvicultural variant**

critierion	pine max.	pine min.
maturity[%]	50	25
period [a]	20	40
cycle [a]	5	5
maximum density	0.3, 0.25, 0.15, 0.1, 0.05	0.5, 0.45, 0.4, 0.35, 0.3, 0.25, 0.19, 0.12, 0.05



**Figure 2: BAU-harvest regime of different succeeding stand types, as considered in simulations, span a two-dimensional uncertainty space. Images by NW-FVA (2023) & © Leidorf (2018).**



**Figure 3:** Starting point of simulations and scenario funnel with spanned uncertainty space. *a* Current forest stands as per NFI. *b-e* Equally likely scenarios with FDT guard rails prescribed under different climate for the period 2071-2100, with silvicultural management maximizing (*b-c*) or minimizing (*d-e*) pine shares. Note that FDT's species share must not be reached within a time window. Figure based on Guimpel (1819) and © pngegg (2023).

## 2.4 Scenario funnel and settings

In summary, future forest development of Scots pine is primarily influenced by cultivation area and harvest time. For simulations however, we distinguish climate and silviculture variability over time as dimensions. Thus, within the RCP 8.5 strand, we either promote or reduce the percentage of pine by applying the FDT that possess the highest or lowest ratio of this species and thus function as boundaries (guard rails).

First of all, the dendrometric data of each subplot is used to generate model forest stands with a uniform size of 0.2 ha. Hence, each tree is represented e.g. by its height, DBH and species. The simulations were executed for a period of 50 years from 2012-2062 and computed in steps of 5 years.

For thinning and final harvest during the simulation, the species share of the current stand was used to gradually work towards the particular FDT definition and finally replaced by a new stand with the species share of the particular FDT. The new forest stand is then simulated accordingly.

On sites in conservation areas, no thinning or final harvest is simulated and forest growth is bound only by regionally different maximum density functions and yield levels (Döbbeler & Spellmann 2002).

## 3 Results

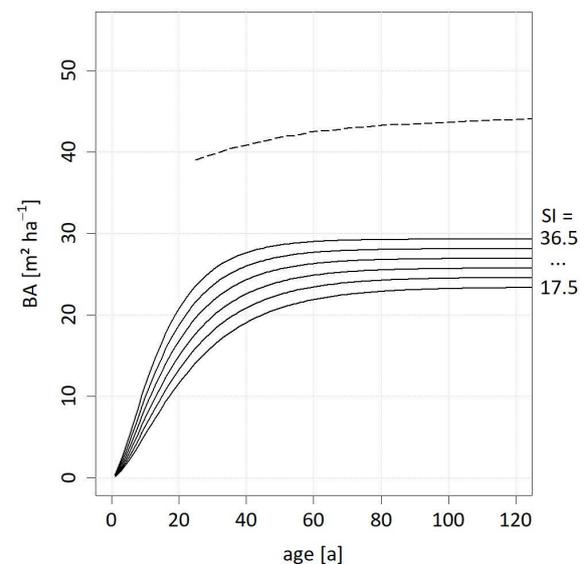
### 3.1 Thinning regime

Essential for the prediction of a realistic forest development is the derivation of target BAs as shown in Figure 4. A difference of only approx.  $5 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  between the SI's is depicted. According to the BAU silviculture guidelines the BA does not increase after the age of 60. The patterns of the curves fits to the yield level as expressed by the maximum density and marks a difference of about  $15 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  over 100 years. The target BA of  $\text{SI}=36.5 \text{ m}$ , which is  $29.28 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  at age 100, only accounts for approx. 67 % of the maximum BA.

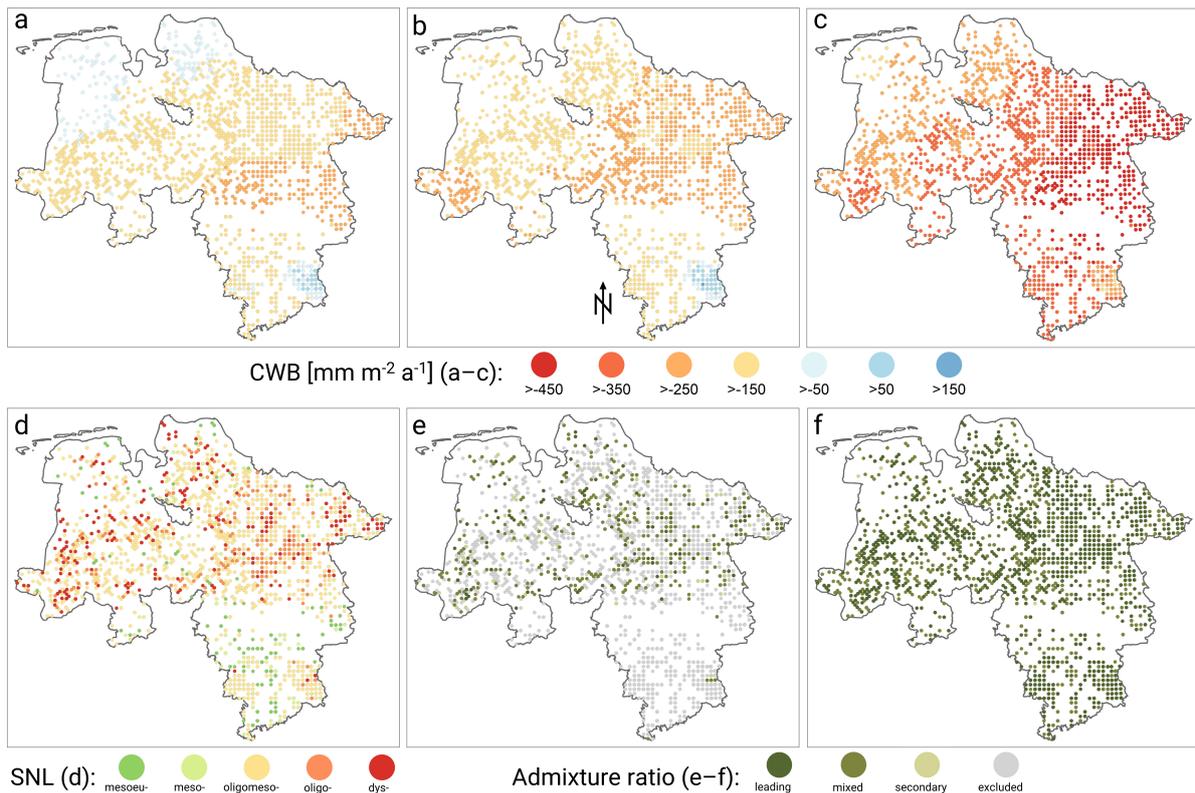
### 3.2 Guard rails of pine shares

Figure 5 depicts the variation of different FDT that can be seen as guard rails of future pine share in NI. Since FDT canalize every silvicultural operation towards a targeted admixture, they are central to this process.

In moderate climate and when minimizing pine (scenario d, Fig. 5e) only very poor sites (cp. Fig. 5d) are planned for pine cultivation (Emsland and Lüneburg Heath). However, under extreme climate and when maximizing pine through silvicultural management, it can be utilized on almost every site as a leading tree spp. (scenario c, Fig. 5f), even in the Harz mountains.



**Figure 4:** SI-dependent target BA of *P. sylvestris* (solid lines) in NI after BAU silviculture guideline referring to the yield tables of Wiedemann (1943; residual SE 38.6 %) and maximum density (dashed lines; Döbbeler & Spellmann 2002) for top heights of greatest pictured SI.



**Figure 5:** a-c Decreasing mean CWB-class per tract over time and climate model. a With recent climate data (1991-2020), b using RCP8.5 EC-EARTH12 from 2071-2100 (moderate) and c using RCP8.5 hadGEM2 from 2071-2100 (extreme). d constant SNL per plot is reported as fitted value, i.e. the most plausible score, resulting from an estimated cumulative logit model (Fahrmeir et al. 2013) including plot number as random intercept component. This modeling step avoids manipulations, such as empirical mean calculation, that are not suitable for the ordinal scale of the SNL outcome. e-f guard rails of pine share within FDT classified as a leading ( $\geq 50\%$  BA), mixed ( $\geq 10\%$  BA), secondary ( $< 10\%$  BA) or excluded ( $0\%$  BA) tree species. Means per tract between scenario d (min. pine moderate climate) and c (max. pine extreme climate) are shown. Note that space between points (tracts) does not state forest cover but sampling density.

### 3.3 Predictions

The estimated cultivation area for Scots pine in NI is shown in Figure 6. Overall, in simulations to 2062, Scots pine's extent is decreasing in every scenario from 0.3 million hectares (m. ha) in 2012 (scenario a): The greatest reduction in extent is to 0.191 m. ha (scenario d), while the smallest until 0.261 m. ha (scenario c). Accordingly, the absolute uncertainty range is about 70,000 ha. Pine's share comprises 29.5 % in 2012 and develops towards maximum 24.9 % (scenario c) and minimum 18.3 % (scenario d), meaning a relative uncertainty of 6.6 % for site mapped forest cover in NI.

The current stocking in NI reveals an unequal age class distribution (Fig. 6, column a). This inequality is not adjusted in any scenario up to 2062 (b-e). If certain age classes are examined in isolation, pine's share in scenarios b-c accumulates in

comparison to scenarios d-e for age classes under age 60. Pine over this age accumulates significantly.

Other tree spp. were simulated for validation. Thus, in pine-minimizing scenarios (d-e) under the age of 60, Norway spruce increases, whereas shade-tolerant *Abies* spp. are subsumed. The impression of almost non-existent pine share in ages  $\leq 20$  is complemented by an indentation in age class 41-60. In comparison to 2012, in 2062 other deciduous trees with long life expectancy (ODL, such as *Fraxinus* spp.) and other deciduous trees with short life expectancy (ODS, such as *Betula* spp.) will have decreased in new established stands of age  $< 50$ .

While pruned growing stock accounts for approx. 1 % (0.9 m. m<sup>3</sup>) of pine's total stocking in 2012, according to NFI, this study reveals an increase towards 5.3 % (4.5 m. m<sup>3</sup>) when data from forest planning records are also considered.

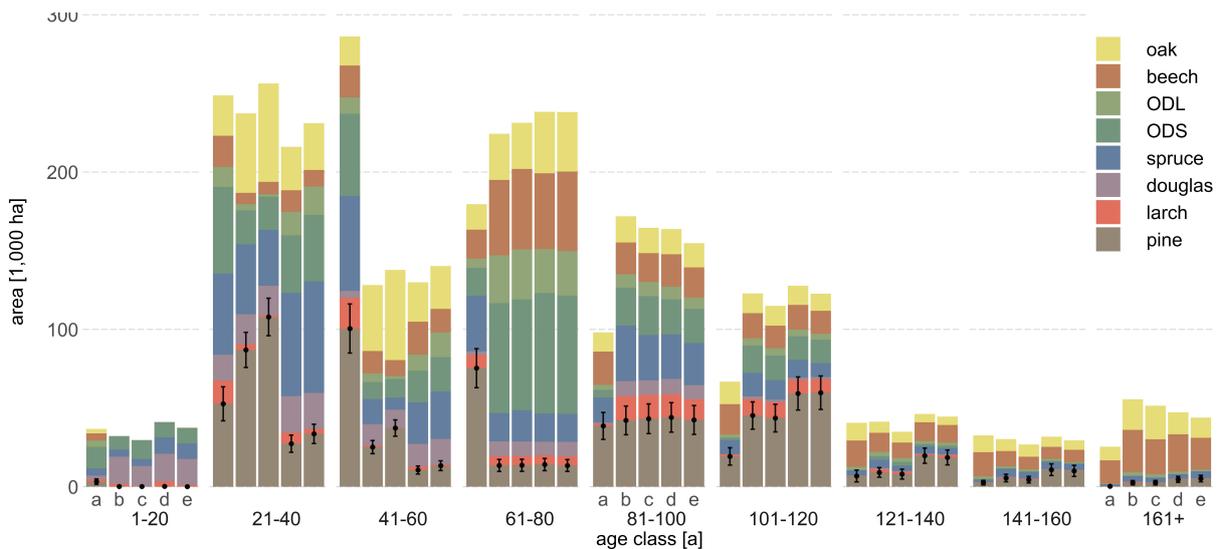


Figure 6: Estimated area of tree spp. groups depending on the age class. According to BMEL (2015) compact wood in 2012 (a) and the scenarios (b-e) in 2062 (assigning other pine than *P. sylvestris* to larch) are shown. Error bars for pine depict  $\pm CI_{95}$ . Colors based on PrMLDF (1912).

#### 4 Discussion and conclusions

This proceeding accounts for site changes using the CWB in order to select tree spp. dynamically. As the current pine forest health status and other studies show, also temperature maxima (Brandl et al. 2020, Haberstroh et al. 2022) or an indicator adapted to the regular evaporation regime, such as SPEI (Vicente-Serrano et al. 2010), should also be considered throughout the future. As early as 1845, Heyer mentioned the need for such indicators.

The changes to SI modelled using such indicators contribute to a more detailed simulation approach and contain varying trends for pine (Albert et al. 2018). The *WaldPlaner* software was intensively validated (Vospornik et al. 2015, Sprauer & Nagel 2015) and also considers over- or underyielding. However, error propagation could not be quantified, while the deep uncertainty could not be reduced: Major influences, such as politics or biotic and abiotic risk factors (Albert et al. 2015, Lawrence 2017) could not be assessed. Nevertheless, this work contributes to quantifying the silvicultural and climate component on uncertainties in forest development.

We briefly summarize the origin and relevance of FDT as they are key for driving forest development. From our point of view, however, the silvicultural freedom or variability in stand management is seen as uncertainty, since the scope (leeway) in decision making accounts for about 70 k. ha or 6.6 %.

Pruning was only captured conservatively in the NFI data in certain (present) cases. However, planning data captures pruning properly, even if compartments are not always spatially explicit. Therefore, stand age is recorded accurately by rolling cultivation age forward. In contrast, the NFI field survey did not necessarily include owner's data and age, which are less exact in old stands. We conclude, that pruning records are plausible if age or location matches with inventory data.

The present work reveals that there were four pruning waves in Germany and fivefold higher pruned stocks for *P. sylvestris* than previously estimated in NI. Pruned timber of Scots pine (A-grade timber) is currently sold for about double the price of unpruned timber (Kubatta-Große 2023, LWK 2023). The extra pruned timber amounts to 3.7 m. m<sup>3</sup>. This is still a conservative estimate of pruned growing stock, since data from private forest could not be investigated and data matches might therefore be more abundant. Moreover, this implies substantively longer rotations.

By enhancing the *WaldPlaner* with new thinning regimes that are oriented to the yield tables actually used and not theoretical maximum densities, this work depicts reality and BAU silviculture more accurately. While the Chapman-Richards equation shows an overall continuous fit, an adjusted Hossfeld-function did not convince. Our model only considers input values up to stand age of 110, due to partly decreasing BAs after

this age, which matches with the time frame in which thinning of Scots pine is usually carried out (Fischer & Mölder 2017).

The critical stocking density, that comprises 0.8-0.9 for Scots pine (Assmann 1970), is clearly undercut in NI. However, single tree stability, vitality and diameter growth are promoted by this operational concept (Döbbeler & Spellmann 2002, del Río et al. 2017).

Our work indicates, that the area of Scots pine in cultivation will decrease, even if it is promoted by silvicultural management. This matches other results (Spellmann et al. 2015, Würdehoff et al. 2017). Furthermore, the indentation in the age class 41-60, which is actually an initial model artifact, coincidentally reflects the actual calamities. Admittedly, the increasing area in age classes > 81 years contributes to pine's biodiversity (Turmukhametova et al. 2020) but also challenges the economy, with large dimensioned timber (Schrade 2002, Knocke et al. 2023) and weakens forest health (Przybylski et al. 2021).

Our work documents the inertia of forest development. We call for more effort in site mapping and assessment on impacts of forest policy. To enhance the information flow between stakeholders and facilitate forest restoration, predictions must be developed further and include current stocking peculiarities with more accuracy, encompassing, above all, their mortality risk.

## 5 Acknowledgements

We thank Mr. Robert Larkin for language support. For providing the data, we thank the State Forest Administrations of NI, the Federal Forest Administration, and the Thünen Institute of Forest Ecosystems. For calculations of site data and providing code thanks are given to Dr. Holger Sennhenn-Reulen, Mr. Ferdinand Schirrmeister, Mr. Martin Buresch, Mr. Johannes Suttmöller, and Dr. Kai Staupendahl.

We are also grateful for funding from the Forest Climate Fund under the joint responsibility of the Federal Ministry of Food and Agriculture and the Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Nuclear Safety and Consumer Protection (grant # 2220WK01B3).

## 6 References

- Abetz, K. (1935): Zur Frage der Bildung von Betriebsklassen. *Forstarchiv* 11(13): 210–226
- Albert, M.; Hansen, J.; Nagel, J.; Schmidt, M.; Spellmann, H. (2015): Assessing risks and uncertainties in forest dynamics under different management scenarios and climate change. *Forest Ecosystems* 2(1): 14. <https://doi.org/10.1186/s40663-015-0036-5>
- Albert, M.; Nagel, R.-V.; Nuske, R.; Suttmöller, J.; Spellmann, H. (2017): Tree Species Selection in the Face of Drought Risk - Uncertainty in Forest Planning. *Forests* 8(10): 363. <https://doi.org/10.3390/f8100363>
- 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. *Forest Ecosystems* 5(1): 33. <https://doi.org/10.1186/s40663-018-0152-0>
- Aldea, J.; del Río, M.; Cattaneo, N.; Riofrío, J.; Ordóñez, C.; Uzquiano, S.; Bravo, F. (2023): Short-term effect of thinning on inter- and intra-annual radial increment in Mediterranean Scots pine-oak mixed forests. *Forest Ecology and Management* 549: 121462. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121462>
- Allen, R. G.; Pereira, L. S.; Raes, D.; Smith, M. (1998): Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements. Irrigation and drainage paper 56. FAO, 300 S.
- Assmann, E. (1970): *The Principles of Forest Yield Study: Studies in the Organic Production, Structure, Increment and Yield of Forest Stands*. Pergamon Press, 521 S.
- Bartsch, N.; Lüpke, B. von; Röhrig, E. (2020): *Waldbau auf ökologischer Grundlage*. 8. Aufl. UTB Forstwissenschaften, Agrarwissenschaften, Ökologie, Biologie 8310. Ulmer, 676 S.
- Beinhofer, B.; Knoke, T. (2010): Finanziell vorteilhafte Douglasienanteile im Baumartenportfolio. *Forstarchiv* 81(6): 255–265. <https://doi.org/10.4432/0300-4112-81-255>
- BGR (Hrsg.) (2005): *Bodenkundliche Kartieranleitung (KA5)*. 5. Aufl. Schweizerbart, 438 S.
- BMEL (Hrsg.) (2015): *The Forests in Germany. Selected Results of the Third National Forest Inventory*. Federal Ministry of Food and Agriculture, 52 S.
- BMEL (Hrsg.) (2016): *Wald und Rohholzpotenzial der nächsten 40 Jahre. Ausgewählte Ergebnisse der Waldentwicklungs- und Holzaufkommensmodellierung 2013 bis 2052*. Bonifatius, 64 S.
- BMEL (Hrsg.) (2023): *Ergebnisse der Waldzustandserhebung 2022*. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, 79 S.
- Böckmann, T.; Dröge, H.-H.; Thiel, B.; Hüsing, F. (2000): *Konzept für die Betriebskarte mit Strukturelementen - Beispiel aus der Niedersächsischen*

- Landesforstverwaltung. Forst und Holz 55(5): 145–148
- 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* 61: 1-170
- 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: 473–482. <https://doi.org/10.1080/02827580903418224>
- Borchers, K. (1949): Grundsätze und Richtlinien für die Wirtschafts- und Betriebsführung in den Forsten des Niedersächsischen Verwaltungsbezirks Braunschweig. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 68(6): 321–342
- Borrass, L.; Kleinschmit, D.; Winkel, G. (2017): The “German model” of integrative multifunctional forest management - Analysing the emergence and political evolution of a forest management concept. *Forest Policy and Economics* 77: 16–23. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2016.06.028>
- Bose, A. K.; Gessler, A.; Bolte, A.; Bottero, A.; Buras, A.; Cailleret, M.; Camarero, J. J.; Haeni, M.; Hereş, A.; Hevia, A.; Lévesque, M.; Linares, J. C.; Martínez-Vilalta, J.; Matías, L.; Menzel, A.; Sánchez-Salguero, R.; Saurer, M.; Vennetier, M.; Ziche, D.; Rigling, A. (2020): Growth and resilience responses of Scots pine to extreme droughts across Europe depend on predrought growth conditions. *Global Change Biology* 26(8): 4521–4537. <https://doi.org/10.1111/gcb.15153>
- Bossel, H.; Hilf, H. H.; Olberg, A. (1934): Das Aesten der Kiefer. I. Grundsätzliches zur Auswahl der Bestände und Stämme. *Iffa-Merkblatt* 41. Krusche, 15 S.
- Brandl, S.; Paul, C.; Knoke, T.; Falk, W. (2020): The influence of climate and management on survival probability for Germany’s most important tree species. *Forest Ecology and Management* 458: 117652. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117652>
- Brichta, J.; Vacek, S.; Vacek, Z.; Cukor, J.; Mikeska, M.; Bílek, L.; Šimůnek, V.; Gallo, J.; Brabec, P. (2023): Importance and potential of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in 21st century. *Central European Forestry Journal* 69(1): 3–20. <https://doi.org/10.2478/forj-2022-0020>
- BrLFA (Hrsg.) (1931): Dienstanweisung über Forsteinrichtung in den Staats- und unter staatlicher Forstaufsicht stehenden Forsten des Freistaates Braunschweig - FED Nr. 4113 v. 01. 06. 1931. Braunschweigisches Landesforstamt. *Amtsblatt des braunschweigischen Landesforstamtes* 9(425): 91–190
- Chapman, D. G. (1961): Statistical Problems in Dynamics of exploited Fisheries Populations. *Proceedings of the IV Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability: Contributions to Biology and Problems of Medicine* 4(4): 153–168
- de Rigo, D.; Caudullo, G.; San Miguel-Ayanz, J. (2016): Distribution map of *Pinus sylvestris* (2006, FISE, C-SMFAV0-3-2). Joint Research Centre. European Commission
- del Río, M.; Bravo-Oviedo, A.; Pretzsch, H.; Löf, M.; Ruiz-Peinado, R. (2017): A review of thinning effects on Scots pine stands: From growth and yield to new challenges under global change. *Forest Systems* 26(2): eR03S. <https://doi.org/10.5424/fs/2017262-11325>
- Döbbeler, H.; Spellmann, H. (2002): Methodological Approach to Simulate and Evaluate Silvicultural Treatments under Climate Change. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 121(Suppl. 1): 52–69
- DWD (2022): Wetter und Klima, Leistungen, Vieljährige Mittelwerte. Generated on May 11, 2022. Deutscher Wetterdienst
- Ehwald, E. (1949): Standortsbedingte Freiheit und Gebundenheit im Waldbau als Problem der forstlichen Standortskartierung. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 68(7/8): 438–445
- Elzhov, T. V.; Mullen, K. M.; Spiess, A.-N.; Bolker, B. (2023): minpack.lm: R Interface to the Levenberg-Marquardt Nonlinear Least-Squares Algorithm Found in minpack. Version 1.2-3
- Fahrmeir, L.; Kneib, T.; Lang, S.; Marx, B. (2013): *Regression: Models, Methods and Applications*. Springer <https://doi.org/10.1007/978-3-642-34333-9>
- Fischer, C.; Mölder, A. (2017): Trend to increasing structural diversity in German forests: results from National Forest Inventories 2002 and 2012. *Annals of Forest Science* 74(4): 80–90. <https://doi.org/10.1007/s13595-017-0675-5>
- Grier, C. G.; Running, S. W. (1977): Leaf Area of Mature Northwestern Coniferous Forests: Relation to Site Water Balance. *Ecology* 58(4): 893–899. <https://doi.org/10.2307/1936225>
- Guimpel, F. (1819): Vorschrift zu Zeichnung der Forstkarten. In: Hartig, G. L. (Hrsg.): *Neue Instructionen für die Königlich-Preußischen Forst-Geometer und Forst-Taxatoren*. 1. Aufl.: 119
- Haberstroh, S.; Werner, C.; Grün, M.; Kreuzwieser, J.; Seifert, T.; Schindler, D.; Christen, A. (2022): Central European 2018 hot drought shifts Scots pine forest to its tipping point. *Plant Biology* 24(7): 1186–1197. <https://doi.org/10.1111/plb.13455>
- Hamkens, H.; Nagel, R.-V.; Spellmann, H. (2022): Baumartenwahl im Klimawandel. In: Nagel, R.-V.; Schmidt, M. (Hrsg.): *Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten. Sektion Ertragskunde*. 12. -14.9.2022. Beiträge zur Jahrestagung: 121–125
- Hansen, J.; Nagel, J. (2014): Waldwachstums-kundliche Softwaresysteme auf Basis von TreeGrOSS -

- Anwendung und theoretische Grundlagen. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt 11: 1–224. <https://doi.org/10.17875/gup2014-757>
- Hartmann, F.-K. (1937): Über die Beschaffung und kartographische Niederlegung standörtlicher und bestandesgeschichtlicher Unterlagen für die forstliche Betriebsführung und ihre praktische Auswertung. *Mitteilungen aus Forstwirtschaft und Forstwissenschaft* 7(5/6): 598–634
- Hasel, K. (1982): Studien über Wilhelm Pfeil. *Aus dem Walde* 36: 1–399
- Hazeleger, W.; Wang, X.; Severijns, C.; Ștefănescu, S.; Bintanja, R.; Sterl, A.; Wyser, K.; Semmler, T.; Yang, S.; Van Den Hurk, B.; Van Noije, T.; Van Der Linden, E.; Van Der Wiel, K. (2012): EC-Earth V2.2: description and validation of a new seamless earth system prediction model. *Climate Dynamics* 39(11): 2611–2629. <https://doi.org/10.1007/s00382-011-1228-5>
- Heinrichs, S.; Schall, P.; Ammer, C.; Fischer, M.; Gossner, M. (2020): Annahmen und Ergebnisse zur Biodiversität im Wirtschaftswald – Neues aus der Biodiversitätsforschung. *WSL Berichte* 100: 15–29
- Heyer, C. J. (1845): Aufruf zur Bildung eines forststatistischen Vereins gerichtet an die hochverehrte Versammlung der süddeutschen Forstwirthe zu Darmstadt. *Neue Jahrbücher der Forstkunde* 30: 127–137
- Heyer, C. J. (1854): Der Waldbau oder die Forstproducentenzucht. *Encyclopädie der Forstwissenschaft* 4. Teubner, 403 S.
- Hildebrand, F. (1935): Die Begründung und Erziehung von Mischbeständen im braunschweigischen Harz. *Der Deutsche Forstwirt* 17(74–76): 893–917
- Hübener, H.; Bülow, K.; Fooker, C.; Früh, B.; Hoffmann, P.; Höpp, S.; Keuler, K.; Menz, C.; Mohr, V.; Radtke, K.; Ramthun, H.; Spekat, A.; Steger, C.; Toussaint, F.; Warrach-Sagi, K.; Woldt, M. (2017): ReKliEs-De Ergebnisbericht. Regionale Klimaprojektionen Ensemble für Deutschland
- Huston Durrant, T.; de Rigo, D.; Caudullo, G. (2016): *Pinus sylvestris* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: San Miguel-Ayanz, J.; de Rigo, D.; Caudullo, G.; Houston Durrant, T.; Mauri, A. (Hrsg.): *European Atlas of Forest Tree Species*: 132–133
- Ikonen, V.-P.; Kellomäki, S.; Peltola, H. (2009): Sawn Timber Properties of Scots Pine As Affected by Initial Stand Density, Thinning and Pruning: A Simulation Based Approach. *Silva Fennica* 43(3): 411–431. <https://doi.org/10.14214/sf.197>
- Kleinn, C.; Kändler, G.; Polley, H.; Riedel, T.; Schmitz, F. (2020): The National Forest Inventory in Germany: Responding to Forest-Related Information Needs. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 191(5/6): 97–118. <https://doi.org/10.23765/afjz0002062>
- Knocke, H. C.; Dirks, H.; Kopetzky, M.; Stolze, H. (2023): Waldumbau und Holznutzung der Kiefer bundeslandübergreifend fördern - Climate-Smart Forestry. *BDFaktuell* 64(3): 10–15. [https://www.nw-fva.de/fileadmin/nwfv/publikationen/pdf/knocke\\_2023\\_waldumbau\\_und\\_holznutzung\\_der\\_kiefer3.pdf](https://www.nw-fva.de/fileadmin/nwfv/publikationen/pdf/knocke_2023_waldumbau_und_holznutzung_der_kiefer3.pdf)
- Köhler, M.; Steinicke, C.; Evers, J.; Meesenburg, H.; Ahrends, B. (2016): Modellierung von Wasserhaushalts- und Nährstoffstufen im Rahmen der Niedersächsischen forstlichen Standortskartierung. *Forest Ecology, Landscape Research and Nature Conservation* 16(1): 83–94
- Kosow, H.; Gaßner, R. (2008): Methods of future and scenario analysis: overview, assessment, and selection criteria. *Studies* 39. German Development Institute, 120 S.
- Kraft, G. (1884): Beiträge zur Lehre von den Durchforstungen, Schlagstellungen und Lichtungshieben. *Klindworth*, 156 S.
- Kreienkamp, F.; Spekat, A.; Enke, W. (2013): The Weather Generator Used in the Empirical Statistical Downscaling Method, WETTREG. *Atmosphere* 4(2): 169–197. <https://doi.org/10.3390/atmos4020169>
- Kubatta-Große, M. (2023): Lärche in Oerrel nochmal deutlich teurer. *Forstpraxis Newsletter*, Deutscher Landwirtschaftsverlag. <https://www.forstpraxis.de/laerche-oerrel-nochmal-deutlich-teurer-21904>
- Larsen, J. B.; Nielsen, A. B. (2007): Nature-based forest management - Where are we going? Elaborating forest development types in and with practice. *Forest Ecology and Management* 238(1–3): 107–117. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.09.087>
- Lawrence, A. (2017): Adapting through practice: Silviculture, innovation and forest governance for the age of extreme uncertainty. *Forest Policy and Economics* 79: 50–60. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2016.07.011>
- Leuschner, C.; Ellenberg, H. (2017): *Ecology of Central European Forests*. 6. Aufl. *Vegetation Ecology of Central Europe I*. Springer. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-43042-3\\_972](https://doi.org/10.1007/978-3-319-43042-3_972)
- Leuschner, C.; Förster, A.; Diers, M.; Culmsee, H. (2022): Are northern German Scots pine plantations climate smart? The impact of large-scale conifer planting on climate, soil and the water cycle. *Forest Ecology and Management* 507: 120013. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120013>
- Levenberg, K. (1944): A method for the solution of certain non-linear problems in least squares. *Quarterly of Applied Mathematics* 2(2): 164–168. <https://doi.org/10.1090/qam/10666>
- LWK (2023): Holzpreise Privatwald. *Landwirtschaftskammer Niedersachsen*. [https://www.lwk-niedersachsen.de/lwk/news/30508\\_Holzpreise\\_Privatwald\\_Niedersachsen\\_Januar\\_2023\\_-\\_Stichtag\\_13.01.2023](https://www.lwk-niedersachsen.de/lwk/news/30508_Holzpreise_Privatwald_Niedersachsen_Januar_2023_-_Stichtag_13.01.2023)

- Marchau, V. A. W. J.; Walker, W. E.; Bloemen, P. J. T. M.; Popper, S. W. (Hrsg.) (2019): Decision Making under Deep Uncertainty: From Theory to Practice. Springer, 405 S. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-05252-2>
- Marquardt, D. W. (1963): An Algorithm for Least-Squares Estimation of Nonlinear Parameters. *Journal of the Society for Industrial and Applied Mathematics* 11(2): 431–441. <https://doi.org/10.1137/0111030>
- Mason, W. L.; Löf, M.; Pach, M.; Spathelf, P. (2018): The Development of Silvicultural Guidelines for Creating Mixed Forests. In: Bravo-Oviedo, A.; Pretzsch, H.; del Río, M. (Hrsg.): Dynamics, Silviculture and Management of Mixed Forests. *Managing Forest Ecosystems*: 255–270. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-91953-9\\_7](https://doi.org/10.1007/978-3-319-91953-9_7)
- Mayer-Wegelin, H. (1936): Ästung. Schaper, 178 S.
- Menzel, A.; Fabian, P. (1999): Growing season extended in Europe. *Nature* 397(6721): 659–659. <https://doi.org/10.1038/17709>
- Monteith, J. L. (1965): Evaporation and environment. *Symposia of the Society for Experimental Biology* 19: 205–234
- NLF (Hrsg.) (2021): Entscheidungshilfen zur Behandlung und Entwicklung von Kiefernbeständen. Letzte Änderung 13.4.2021. Niedersächsische Landesforsten, 15 S. [https://www.nw-fva.de/fileadmin/nwfvacommon/veroeffentlichen/merkblaetter/NL\\_Entscheidungshilfen\\_Kiefernbestaende.pdf](https://www.nw-fva.de/fileadmin/nwfvacommon/veroeffentlichen/merkblaetter/NL_Entscheidungshilfen_Kiefernbestaende.pdf)
- Nuske, R. (2022): vegperiod: Determine Thermal Vegetation Periods. Version 0.4.0. <https://doi.org/10.5281/zenodo.1466541>
- Offer, A.; Staupendahl, K. (2009): Neue Bestandessortentafeln für die Waldbewertung und ihr Einsatz in der Bewertungspraxis. *Forst und Holz* 64(5): 16–25
- Overbeck, M.; Schmidt, M.; Fischer, C.; Evers, J.; Schulze, A.; Hövelmann, T.; Spellmann, H. (2011): A statistical model to regionalize the available water capacity at forest sites in Lower-Saxony (Germany). *Forstarchiv* 82(3): 92–100. <https://doi.org/10.4432/0300-4112-82-92>
- Päivinen, R.; Astrup, R.; Birdsey, R. A.; Breidenbach, J.; Fridman, J.; Kangas, A.; Kauppi, P. E.; Köhl, M.; Korhonen, K. T.; Johannsen, V. K.; Morneau, F.; Riedel, T.; Schadauer, K.; Wernick, I. K. (2023): Ensure forest-data integrity for climate change studies. *Nature Climate Change*. <https://doi.org/10.1038/s41558-023-01683-8>
- Pebesma, E. (2018): Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. *The R Journal* 10(1): 439–446. <https://doi.org/10.32614/RJ-2018-009>
- Penman, H. L. (1948): Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proceedings of the Royal Society of London* 193(1032): 120–146
- Pfeil, A. E. O. (Hrsg.) (1860): Die deutsche Holzzucht. Begründet auf die Eigenthümlichkeit der Forsthölzer und ihr Verhalten zu dem verschiedenen Standorte. Letztes Werk von Dr. W. Pfeil. Baumgärtner, 551 S.
- Pretzsch, H.; Preuhsler, T. (2013): Waldwachstumsforschung, forstwirtschaftliche Praxis und Feedback: Der Impetus von Friedrich Franz (\* 5. August 1927, † 11. Juli 2002) in die Forstwissenschaft. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 181(7/8): 137–143
- PrMLDF (Hrsg.) (1912): Anweisung zur Ausführung der Betriebsregelungen in den Preußischen Staatsforsten vom 17. März 1912. Betriebsregelungs-Anweisung BRA. Preußisches Ministerium für Landwirtschaft, Domänen und Forsten. Neumann, 32 S.
- Przybylski, P.; Mohytych, V.; Rutkowski, P.; Tereba, A.; Tyburski, L.; Fyalkowska, K. (2021): Relationships between Some Biodiversity Indicators and Crown Damage of *Pinus sylvestris* L. in Natural Old Growth Pine Forests. *Sustainability* 13(3): 1239. <https://doi.org/10.3390/su13031239>
- R Core Team (2022): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing
- Rehshuh, R.; Rühr, N. K. (2021): Diverging responses of water and carbon relations during and after heat and hot drought stress in *Pinus sylvestris*. *Tree Physiology* 41: tpab141. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpab141>
- Reif, A.; Brucker, U.; Kratzer, R.; Schmiedinger, A.; Bauhaus, J. (2010): Waldbau und Baumartenwahl in Zeiten des Klimawandels aus Sicht des Naturschutzes. BfN-Skripten 272. Bundesministerium für Umwelt, 125 S.
- RFA; PrLFA (Hrsg.) (1938): Durchführung einer vorläufigen waldbaulichen Planung. Allg. Vfg. 22b d. Rfm. u. Pr. Lfm. v. 30. 03. 1938 - II 1700 - Reichsforstamt & Preußisches Landesforstamt. Reichsministerialblatt der Forstverwaltung 2(15): 113–118
- Richards, F. J. (1959): A Flexible Growth Function for Empirical Use. *Journal of Experimental Botany* 10(29): 290–300
- Riedel, T.; Hennig, P.; Kroiher, F.; Polley, H.; Schmitz, F.; Schwitzgebel, F. (2017): Die dritte Bundeswaldinventur BWI 2012. Inventur- und Auswertungsmethoden. Thünen Institute of Forest Ecosystems, 124 S.
- Riek, W.; Russ, A.; Grill, M. (2020): Zur Abschätzung des standörtlichen Anbaurisikos von Baumarten im Klimawandel im nordostdeutschen Tiefland. *Eberswalder Forstliche Schriftenreihe* 69: 49–71
- Schaap, M.; Hendriks, C.; Kranenburg, R.; Kuenen, J.; Segers, A.; Schlutow, A.; Nagel, H.-D.; Ritter, A.; Banzhaf, S. (2018): PINETI-3: Modellierung atmosphärischer Stoffeinträge von 2000 bis 2015 zur Bewertung der ökosystem-spezifischen Gefährdung von Biodiversität durch Luftschadstoffe in

- Deutschland. Texte 79/ 2018. Umweltbundesamt, 148 S.
- Schick, J.; Schmidt, M.; Nuske, R.; Zeppenfeld, T. (2023): cssi: Implementation of calibratable and climate sensitive site index models. Intern R-Package (Version 0.7.0). Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
- Schirrmeister, F.; Ahrends, B.; Meesenburg, H. (2023): Vorschätzung der forstlichen Standortstypen für nicht kartierte Flächen des niedersächsischen Privatwaldes. In: Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft (Hrsg.): Böden – divers & multifunktional: 1
- Schmidt, M. (2020): Standortsensitive und kalibrierbare Bonitätsfächer: Wachstumspotenziale wichtiger Baumarten unter Klimawandel. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 190(5/6): 136–160. <https://doi.org/10.23765/afjz0002043>
- Schrade, H.-O. (2002): Verwendung von Kiefern-Starkholzsorimenten aus Sicht eines Sägers. Forst und Holz 57(3): 67–69
- Schröder, J.; Grill, M.; Degenhardt, A.; Stähr, F.; Pommer, U.; Konopatzky, A. (2023): Aus BZT wird BMT - waldbauliche Empfehlungsgrundlagen für den Wald in Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 72: 5–12
- Spathelf, P.; Bolte, A.; Riek, W. (2016): Waldmanagement im Klimastress 2.0. AFZ/Der Wald 71(3): 10–14
- Spellmann, H.; Döbbeler, H.; Rudolph, J. (2015): Entwicklung des Nadelrohholz-Angebotes in Norddeutschland. AFZ/Der Wald 70(17): 16–19
- Spellmann, H.; Nagel, J.; Böckmann, T. (1999): Summarische Nutzungsplanung auf der Basis von Betriebsinventurdaten. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 170(7): 122–128
- Sprauer, S.; Nagel, J. (2015): Aboveground productivity of pure and mixed Norway spruce and European beech stands. European Journal of Forest Research 134(5): 781–792. <https://doi.org/10.1007/s10342-015-0889-8>
- Steinacker C, Engel F, Meyer P (2023) Natürliche Waldentwicklung in Deutschland: auf dem Weg zum 5 %-Ziel der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Natur und Landschaft 98(12):545–552. <https://doi.org/10.19217/NuL2023-12-01>
- Sutmöller, J.; Schönfelder, E.; Meesenburg, H. (2021): Perspektiven der Anwendung von Klimaprojektionen in der Forstwirtschaft. promet Meteorologische Fortbildung 104: 47–53. [https://doi.org/10.5676/DWD\\_PUB/PRO-MET\\_104\\_07](https://doi.org/10.5676/DWD_PUB/PRO-MET_104_07)
- Turmukhametova, N. V.; Bedova, P. V.; Vorobeva, I. G. (2020): Structure peculiarities of *Pinus sylvestris* L. consortium. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science 548(4): 042035. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/548/4/042035>
- Vicente-Serrano, S. M.; Beguería, S.; López-Moreno, J. I. (2010): A Multiscalar Drought Index Sensitive to Global Warming: The Standardized Precipitation Evapotranspiration Index. Journal of Climate 23(7): 1696–1718. <https://doi.org/10.1175/2009JCLI2909.1>
- Vospornik, S.; Monserud, R. A.; Sterba, H. (2015): Comparing individual-tree growth models using principles of stand growth for Norway spruce, Scots pine, and European beech. Canadian Journal of Forest Research 45(8): 1006–1018. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2014-0394>
- Wagenknecht, E. (1955): Bestockungszieltypen für das nordostdeutsche Diluvium. Archiv für Forstwesen 4(1): 11–65
- Wagner, S.; Herrmann, I.; Dempe, S. (2010): Spatial optimization for dispersion of remnant trees in seed-tree cuttings and retention-tree stands of Scots pine. Scandinavian Journal of Forest Research 25: 432–445. <https://doi.org/10.1080/02827581.2010.490235>
- Wagner, S.; Huth, F. (2010): Dauerwald heute – was geht, vor allem mit Blick auf die Lichtbaumarten? Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 46: 13–28
- Wiedemann, E. (1943): Die Ertragstafeln für mäßige Durchforstung. In: Wiedemann, E. (1948) (Hrsg.): Die Kiefer 1948. Waldbauliche und ertragskundliche Untersuchungen: 12–40
- Wördehoff, R.; Fischer, C.; Spellmann, H. (2017): II. Cluster- und Kohlenstoffstudie Forst und Holz Niedersachsen. Göttingen University Press, 39 S. <https://doi.org/10.17875/gup2017-1015>

# Ein generisches Phasen-Flächenmodell zur Abschätzung von C-Bilanzen und weiteren Waldleistungen

## Das R-Paket care4cmodel

Peter Biber<sup>1</sup>

### Abstract

Vorgestellt wird ein Meta-Modell zur Simulation und zum Vergleich waldbaulicher Konzepte in der Fläche. Das Modell benötigt als Eingangsinformation eine knappe ertragskundliche Beschreibung des zu behandelnden Konzepts und die (angenommenen) initialen Anteile seiner verschiedenen Entwicklungsphasen auf der Gesamtfläche. Phasenspezifische Ausfallrisiken werden berücksichtigt und sind plausibel skalierbar. Die derzeitige Modellversion ist besonders darauf ausgelegt, die CO<sub>2</sub>-Bindung durch Zuwachs der CO<sub>2</sub>-Freisetzung bei forstlichen Maßnahmen gegenüberzustellen.

Keywords: Metamodell, Waöddynamik, Kohlenstoff

### Kurzbeschreibung

Beim Vergleich waldbaulicher Konzepte im Hinblick auf die zu erwartenden Leistungen auf größerer Fläche spielt die Ausgangsverteilung der verschiedenen Bestandentwicklungsphasen eine entscheidende Rolle. Ein Verfahren, das - im Hinblick auf seine Entwicklungsphasen - bereits ausgeglichen auf der Fläche verteilt ist, wird gänzlich andere Ergebnisse erbringen als dasselbe Konzept, wenn es zunächst erst einmal, z. B. durch Aufforstung einer größeren Fläche etabliert werden muss. Risiken, die besonders an bestimmte Phasen gebunden sind, sind bei unausgeglichener Verteilung der Bestandesphasen in der Fläche anders zu bewerten als bei Gleichmäßigkeit.

Um einen pragmatischen Zugang zu solchen Abschätzungen zur ermöglichen, wurde ein generisches Metamodell entwickelt, das jeder Bestandesphase eine Fläche zuordnet, die diese, z. B. in einem Forstbetrieb, insgesamt einnimmt. Mit fortschreitender Zeit durchlaufen die Flächen zyklisch die Bestandesphasen. Schadereignisse können eintreten und werfen Flächen aus den betroffenen Phasen in die Initialphase zurück. Jede Phase ist mit bestimmten Eigenschaften belegt,

das sind u.a. das stehende Holzvolumen je Flächeneinheit, die jährlichen Erntemengen, mittlere Baumdimensionen, jährlicher Totholzfall, Ausfallrisiko. Diese Information wird zur Hochrechnung relevanter Größen auf die Gesamtfläche verwendet.

Die aktuelle Modellversion erlaubt die Abschätzung von ausgewählten wichtigen Kohlenstoffspeichern und -Flüssen, insbesondere im Hinblick auf einen Vergleich der CO<sub>2</sub>-Bindung durch Holzzuwachs mit der Freisetzung von CO<sub>2</sub> bei Erntemaßnahmen und Instandhaltung der Waldstraßen. Das Spektrum von Anwendungsmöglichkeiten ist jedoch deutlich breiter, insbesondere, wenn die Bestandesphasen auch mit Informationen über Struktur und Diversität belegt werden.

Die Zahl der Bestandesphasen ist frei wählbar, sie hängt vom Bedarf der Nutzer und dem Detailgrad der verfügbaren Informationen zum waldbaulichen Konzept ab. Diese Informationen können z.B. mit Bestandessimulationsmodellen, aus Probeflächen oder auch Ertragstafeln hergeleitet werden.

Das Modell simuliert den Übergang von Flächen zwischen Bestandesphasen über ein System von Differentialgleichungen. Die Verweildauer einer Einheit Fläche in einer Bestandesphase ist Erlang-verteilt mit dem benutzerdefinierten Erwartungswert, das entspricht einer exponentiellen Verzögerung n-ter Ordnung. Über den Grad der Ordnung ist die Streuung der Verweilzeit einstellbar. Eine Weiterentwicklung im Hinblick auf den

---

<sup>1</sup> Lehrstuhl für Waldwachstumskunde  
Forschungsdepartment Life Science Systems  
TUM School of Life Science  
Technische Universität München  
Freising, Deutschland  
p.biber@tum.de

Übergang zwischen verschiedenen Konzepten ist vorgesehen.

### **Verfügbarkeit**

Das Modell ist seit November 2023 als R-Paket unter dem Namen *care4cmodel* auf CRAN veröffentlicht und frei verfügbar. R-Benutzer können das Paket mit folgendem Kommando herunterladen und installieren:

```
install.packages("care4cmodel")
```

Die offizielle Seite des Paketes auf CRAN findet sich unter

<https://cran.r-project.org/package=care4cmodel>

Eine illustrierte Beschreibung und technische Einführung ist unter folgendem Link verfügbar:

<https://cran.r-project.org/web/packages/care4cmodel/vignettes/getting-started-with-care4cmodel.html>

# Substitutionsfaktoren als Mittel zur Abschätzung der indirekten Treibhausgasemissionen der Holznutzung?

Joachim Rock<sup>1</sup>, Sebastian Rüter<sup>2</sup>

## Abstract

Durch die Nutzung von holzbasierten Produkten können Produkte aus anderen Materialien ersetzt werden, die einen höheren Treibhausgasausstoß verursachen, was „Substitutionseffekte“ bewirkt. Diese können allerdings in den nach international abgestimmten Regeln erstellten Treibhausgasinventaren weder direkt bestimmt noch der Holznutzung an sich zugeordnet werden, da sie als THG-Minderung in anderen Quellgruppen erfasst werden.

In der Vergangenheit wurden verschiedene Versuche unternommen, z.B. über „Substitutionsfaktoren“ die Auswirkungen der Holz(be)nutzung auf die Waldbewirtschaftung zu beziehen und so eine „komplette“ Bilanz der Effekte der Bewirtschaftung zu erstellen. Diese dimensionslosen Faktoren sind in der Anwendung einfach und können theoretisch skaliert und über unterschiedliche Verwendungen hinweg kombiniert werden. Allerdings werden hierbei mehrere Rahmenbedingungen und Grundannahmen oft nicht beachtet (von zu beachtenden methodischen Vorgaben normgerechter Ökobilanzen bis zur Annahme der generellen Übertragbarkeit der ermittelten Emissionsdifferenzen definierter Produktsysteme über den gesamten Produktmarkt hinweg). In diesem Beitrag werden die Beschränkungen der Arbeit mit „Substitutionsfaktoren“ herausgestellt und ein System präsentiert, wie Substitutionseffekte zumindest im Gebäudebereich normgerecht und IPCC-konform ermittelt werden können.

Keywords: Substitution; Treibhausgasberichterstattung; Quellgruppe; THG-Berichterstattung; Holzprodukte

## 1 Einleitung

Im Rahmen der multidisziplinären Waldbewirtschaftung besteht auch die Frage nach einer "klimaoptimalen" Bewirtschaftung des Waldes. Das nach international abgestimmten Regeln durchgeführte Treibhausgasmonitoring (IPCC 2006, 2014, 2019) und die darauf basierende Berichterstattung zum Beispiel im Rahmen der Klimarahmenkonvention (UNFCCC 1992), des Kyoto-Protokolls (UNFCCC 1997) und des Pariser Übereinkommens (UNFCCC 2015) ermitteln und berichten Emissionen (und ggf. Entnahmen von Treibhausgasen bzw. deren Vorstufen aus der Atmosphäre) nach sog. Quellgruppen. Diese Quellgruppen sind nicht zwingend deckungsgleich mit Wirtschafts- oder gesellschaftlichen Sektoren. Die Klimarahmenkonvention und EU-Verordnungen und Regularien (European Commission and Council 2018) nutzen die Quellgruppen *Energie*,

*Industrieprozesse, Landwirtschaft, Abfall und Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft* (Land Use, Land Use-Change, and Forestry, LULUCF). Das Bundes-Klimaschutzgesetz (KSG, Bundesregierung 2019) verwendet den Terminus *Sektor* und weist bei Energie noch die in der internationalen Berichterstattung hierunter subsumierten Quellgruppen *Verkehr* und *Gebäude* als separate *Sektoren* aus. Für alle Sektoren außer LULUCF sind im KSG verbindliche Minderungsziele als maximale Emissionen in festgelegt. Das Ziel für LULUCF ist nicht rechtsverbindlich, aber als Ziel zumindest in der politischen Debatte den anderen Zielen gleichgestellt.

In der waldbezogenen Berichterstattung wird Kohlenstoff in Holz nach dem Quellprinzip als emittiert betrachtet, wenn dieser die im Sektor LULUCF definierten Kohlenstoffspeicher *Biomasse* oder *Holzprodukte* wieder verlässt. Wird Holz als Energieträger eingesetzt, z. B. in den Quellgruppen *Energiewirtschaft inkl. Elektrizitäts- und Wärmeversorgung, Ölraffinerien, Sonstige (Strom- und Wärmeerzeugung in Industriekraftwerken und Kesseln), Gebäude, Handel, Dienstleistungen* oder *Haushalte* werden die assoziierten direkten Kohlenstoffemissionen lediglich als sog. *memo item* nachrichtlich aufgelistet, aber nicht in der Gesamtbilanz berücksichtigt, um so genanntes *double counting* zu vermeiden. Bei der

---

<sup>1</sup> Thünen-Institut für Waldökosysteme Alfred-Möller-Str. 1, Hs. 41/42  
16225 Eberswalde  
joachim.rock@thuenen.de

<sup>2</sup> Thünen-Institut für Holzforschung  
Leuschnerstraße 91  
21031 Hamburg-Bergedorf  
sebastian.rueter@thuenen.de

stofflichen Verwendung von Holz in Form von Holzprodukten werden die damit verbundenen CO<sub>2</sub> Emissionen über die Änderung des Kohlenstoffspeichers Holzprodukte (HWP, harvested wood products) abgeschätzt. Erfasst wird nur der biogene, gebundene Kohlenstoff aus einheimischem Einschlag. Importiertes Holz wird nicht erfasst (wird nach dem sog. Quellprinzip im Herkunftsland verbucht) während der Kohlenstoff in exportiertem Holz aus inländischem Einschlag der Bilanz des Herkunftslandes zugeordnet wird. Durch die Verwendung von Holz anstelle anderer Materialien, die in der Her- und Bereitstellung einen höheren Treibhausgasausstoß aufweisen, entstehen THG-Minderungseffekte, die auf Basis des Vergleichs funktional äquivalenter Produktsysteme als Substitutionspotential abgeschätzt werden können (Rüter 2023). Im Nationalen THG-Inventar tauchen diese Effekte jedoch nur indirekt auf, nämlich durch die geringeren Emissionen in den entsprechenden Quellgruppen. Eine Zuordnung zum Kohlenstoffspeicher Holzprodukte – geschweige der Waldbewirtschaftung – ist nicht vorgesehen und i.d.R. auch nicht möglich.

## 2 Bestimmung der nicht-biogenen Treibhausgasemissionen der Holzverwendung

Für die Erfassung und den Vergleich solcher Treibhauspotentiale von Produkten bzw. Produktsystemen existieren internationale Vorgaben für die Durchführung solcher Ökobilanzen (ISO 14040/44), die insbesondere für den Be-

reich des Nachhaltigen Bauens noch weiter spezifiziert wurden (ISO (ISO 21930 und EN 15804). Sie berücksichtigen die Systemgrenzen inklusive der Herstellung bis zum Werkstor (*cradle to gate*) inklusive der Einbeziehung von Nutzungsszenarien bis zum Lebenszyklusende der jeweiligen Produkte bzw. Gebäude (*cradle to grave*). Die biogene Kohlenstoffbilanz, die den materialinhärenten Kohlenstoff beinhaltet, wird ebenfalls ausgewiesen; allerdings stellt er über den gesamten Lebenszyklus ein Nullsummenspiel dar, da sich die Speichergröße auf Produktebene über den gesamten Lebenszyklus nicht verändert. Holzbasierte Produktsysteme, wie z.B. einzelne Gebäude, stellen somit rechnerisch auch keine *Senke* dar, sondern sind lediglich Bestandteil eines Speichers, dessen Größenänderung nur auf einer anderen Skalenebene Auswirkungen auf die THG-Bilanz hat (siehe Abschnitt 1).

## 3 Skalierung von Ökobilanzen

### 3.1 Substitutionsfaktoren

Ein Ansatz zur Schätzung dieser indirekten Effekte für den gesamten Sektor wurde mit der Verwendung von Substitutionsfaktoren vorgeschlagen (Sathre und O'Connor 2010b, Leskinen et al. 2018, Myllyviita et al. 2021). Hierbei werden i.d.R. lediglich die Treibhauspotentiale von Produkten bzw. Produktsystemen *ohne Holz* aus Ökobilanzuntersuchungen mit solchen *mit Holz* verglichen und auf den im Holz enthaltenen biogenen Kohlenstoff bezogen (Gleichung 1, Sathre und O'Connor 2010a).

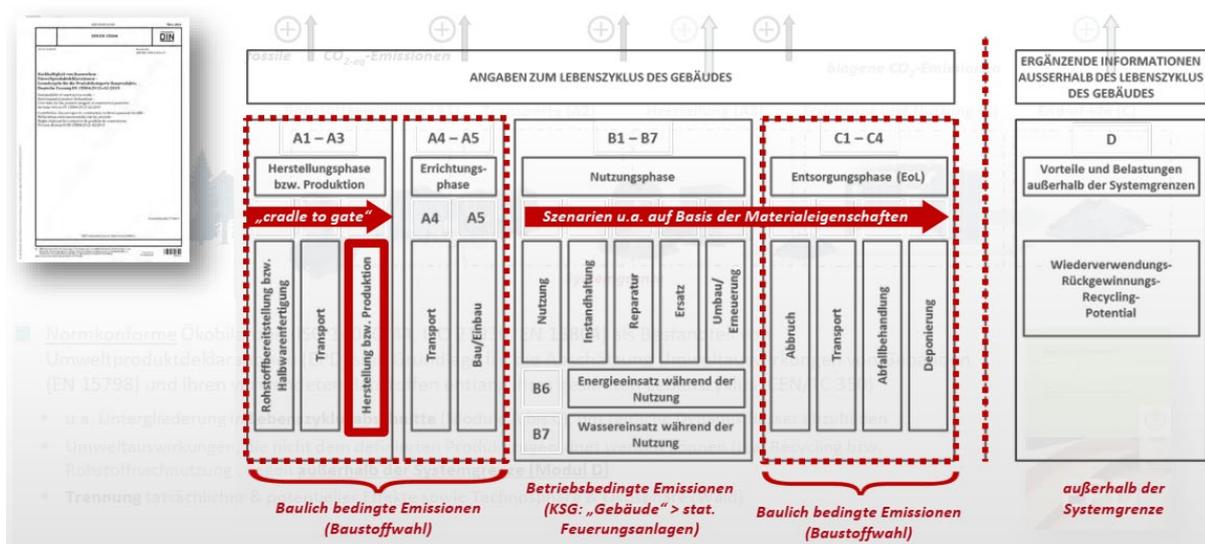


Abbildung 1: Systemgrenzen von Ökobilanzen für Bauprodukte gemäß 15804 (Rüter 2023)

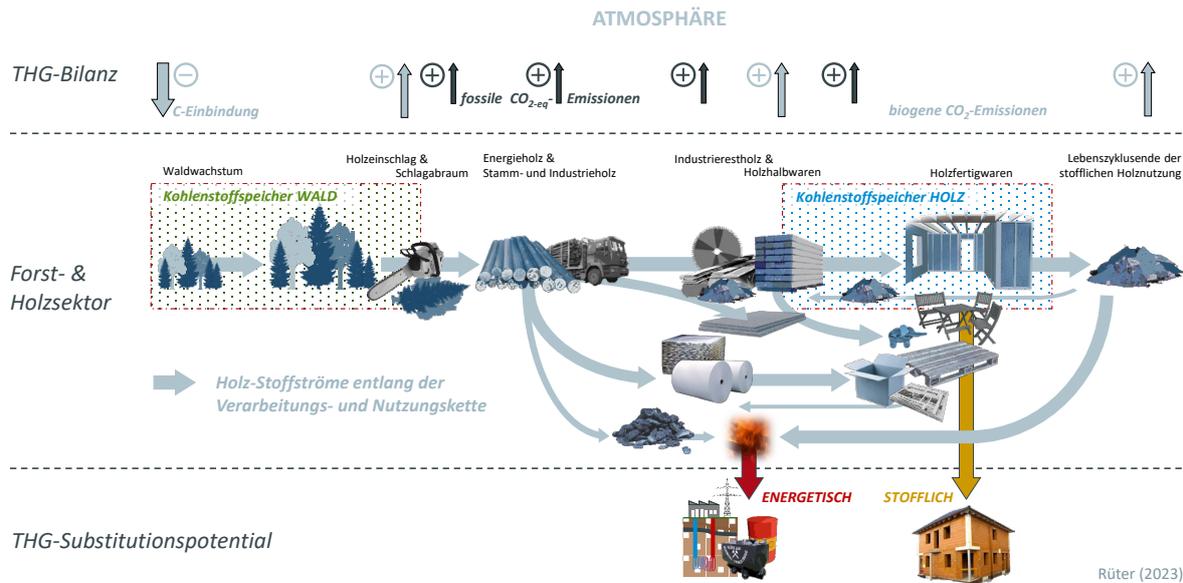


Abbildung 2: Schema der zu berücksichtigenden Wirkungen bei der Abschätzung von Substitutionspotentialen der Holzverwendung (Rüter 2023)

$$SF = \frac{THG(Nicht-Holz) - THG(Holz)}{C(Holz) - C(Nicht-Holz)} \quad (1)$$

Die vermeintlichen Vorteile dieser Schätzung liegen in der einfachen Kommunizierbarkeit und der - leider nur scheinbaren - umfassenden Betrachtung und Potenzialabschätzung *ab Wald* (bzw. aus der Produktverwendung in den Wald hinein). Die einzelnen Faktoren sind meistens positiv und liegen in der Regel zwischen Null und ca. 3,0. Ein *Substitutionspotential* mit einem Faktor kleiner 1 bedeutet, dass bei dieser Holzverwendung durch die Verwendung von Holz mehr Kohlenstoff freigesetzt wird als bei der Verwendung der Alternativen. Dies ist z.B. bei der Verwendung von Holz als Energieträger der Fall, da z.B. fossile Brennstoffe eine wesentlich höhere Energiedichte besitzen und pro emittierter Einheit CO<sub>2</sub> mehr Einheiten *Energie* (in Form eines Heizwertes) bereitstellen können.

Problematisch ist hierbei eine oft tendenziöse Auswahl der verglichen Produktsysteme (*kein Holz gegenüber möglichst viel Holz*), die Einbeziehung eigentlich nicht substituierbarer Holz-mengen für Funktionen, die praktisch nur durch Holz- oder holzbasierte Produkte erfüllt werden können und die Verwendung in Meta-Studien, ohne dass auf unterschiedliche Systemgrenzen geachtet werden könnte. Die Faktoren aus einzelnen Studien sind zudem statische Ergebniswerte, bei einer Hochskalierung von Minderungseffekten wären jedoch Marktverschiebungen zu

erwarten, die diese Faktoren beeinflussen. Auch Abhängigkeiten wie Koppelproduktion oder Annahmen zu Nutzungsketten oder -kaskaden machen eine Aggregation von *Substitutionsfaktoren* auf höhere Ebenen schwierig – wenn nicht unmöglich. Auch sind Funktionalitäten oft nicht rein technisch definiert (Möbel: Stauraum), sondern haben oft auch eine Designkomponente (Glastisch). Bei dem Beispiel in Abbildung 2 würde durch die Verwendung eines Faktors beim Vergleich eines der Dächer mit Holz-Unterkonstruktion mit dem Dach aus Beton-Halbschalen unterstellt, dass dieser Faktor für beide holzbasierte Dächer hinreichend ähnlich ist, die Art des Daches keine Auswirkungen auf die Nachfrage nach Dächern hätte und diese nicht durch limitierte Ressourcen (sowohl Holz als auch Beton) beschränkt wird. Zu guter Letzt lagen zum Zeitpunkt dieses Methodenvorschlag die entsprechenden internationalen Standards noch nicht vor, so dass sie nicht hätten berücksichtigt werden können.

Die Verwendung von Faktoren ist also eine rein hypothetische, ideelle Betrachtung, die sowohl zu den Anforderungen an die Treibhausgasinventare als auch zu mittlerweile geltenden internationalen Standards inkonsistent ist.

### 3.2 Inventarkonsistentes Vorgehen

Als Beispiel für ein Vorgehen, wie entsprechende Effekte konsistent mit dem Treibhausgasinventar und den geltenden internationalen Normen für den Bausektor abgeschätzt werden können wird u.a. in Hafner et al (2017), Rüter & Hafner (2022) und Rüter (2023) beschrieben. Die Vorteile dieser Herangehensweise liegen darin, dass der Fokus auf Funktionalitäten gerichtet ist, real existierende Systeme miteinander verglichen werden und ein Bezug zu den Quellgruppen in den Inventaren herstellbar ist. Auch hier sind die Basisdaten Baustoff-Ökobilanzen, die in einer Datenbank zusammengestellt sind (ÖKOBAU-DAT). Über verschiedene, aber funktionsäquivalente Gebäude werden dann über vorliegende repräsentative Gebäudedaten (Materialeinsatz, Energiebedarf bei der Herstellung) unter Verwendung der Baustoff-Ökobilanzen normkonforme Gebäude-Ökobilanzen berechnet (nach EN 15978). Anschließend werden die Gebäude nach dem vorwiegend verwendeten Baustoff in Gebäudetypen sortiert. Innerhalb der Gruppen erfolgte dann eine Durchschnittsbildung, in die auch Produktions- und Gebäudefertigstellungsstatistiken einfließen. So wurden in Hafner et al (2017) zwei Szenarien verglichen, einmal die *BBSR-Wohnungsbauprognose 2030* unter Beibehaltung des aktuellen Baustoffmixes und einmal unter veränderter Holzbauquote. Über die Differenz zwischen den Szenarien wurden die Auswirkungen in der Quellgruppe LULUCF bezüglich

- Rohholzbedarf, und die daraus resultierende Änderungen im Waldspeicher,
- die Kohlenstoffspeicherwirkung im Speicher HWP, sowie
- die als Substitutionspotenzial beschriebenen potentiellen Auswirkungen in der Quellgruppe Energie

bestimmt. Die Erhöhung der Holzbauquote führte in dieser Studie zu einem Mehrbedarf an Rohholz (aus dem Wald) von 1,9 Mio. Festmetern pro Jahr, die zusätzliche Speicherung in den Holzprodukten akkumulierte sich auf +10 Mt CO<sub>2</sub>-Äquivalente bis 2030 und die THG-Minderungswirkung ohne die biogenen CO<sub>2</sub>-Emissionen (sogen. *graue Emissionen*, d.h. die mit Rohstoff-Bereitstellung über Bauproduktherstellung sowie Gebäudefertigung anfallenden übrigen THG-Emissionen, betrug 12 Mt CO<sub>2</sub>-Äquivalente. Insgesamt wurde somit ein Substitutionspoten-

zial von ca. 6,5 Mt CO<sub>2</sub>-Äquivalenten im Zusammenhang mit der unterstellten Änderung der Holzbauquote ermittelt. Auch dieses Verfahren erlaubt jedoch kein Aufaddieren eines Substitutionspotenzials zur THB-Bilanz des eingeschlagenen Rohholzes.

## 4 Diskussion und Fazit

Klimaschutzpolitik ist auch in Bezug auf Wald sektoral ausgerichtet, Ziele z.B. aus dem KSG werden nur waldbezogen be- und gemessen (Bundesregierung 2019). Indirekte Auswirkungen von Holzverwendung werden nicht direkt der Waldbewirtschaftung zugeordnet und sind in politischen Programmen in der Regel nicht explizit ausgewiesen oder berechnet (BMU (Bundesministerium für Umwelt 2019, Bundesregierung 2021, BMUV 2022)). Auf der Ebene der Berichterstattung für Nationalstaaten ist die Annahme der Emission des in Holz gebundenen Kohlenstoffs im Augenblick der Entfernung des Holzes aus dem Wald eine sinnvolle, praktische Vereinfachung. Eine Attribution der Effekte der Holznutzung in anderen Quellgruppen ist für die globale Bilanz nicht notwendig. Sollen jedoch Politiken und Maßnahmen entworfen, implementiert und bewertet werden, ist die Erfassung und Zuordnung dieser Effekte notwendig. Dass solch belastbaren Abschätzungen aktuell nicht in allen politischen Programmen oder Instrumenten adäquat berücksichtigt werden führt zu der paradoxen Situation, dass quasi alle anderen Sektoren ihre THG-Emissionen durch den Einsatz von (Holz-) Biomasse senken sollen um *klimaneutral* zu werden, der Landnutzungssektor soll hingegen *klimaneutral* werden, indem er Biomasse anreichert und den anderen Sektoren nicht zur Verfügung stellt (z.B. implizite Folge des *Aktionsprogramms natürlicher Klimaschutz* (ANK, BMUV 2022)).

Die Betrachtung der Substitutionspotenziale über Faktoren ist zwar zunächst intuitiv, einfach und zeigt bei entsprechender Skalierung i.d.R. einen großen positiven Effekt der Holzverwendung (Sathre und O'Connor 2010a, Leskinen et al. 2018, Myllyviita et al. 2021). Die ermittelten Substitutionspotenziale sind allerdings rein hypothetischer Natur, da sie unter vielen Annahmen stehen, die unrealistisch sind (Rock 2011). So wird z.B. angenommen, dass die Menge an nachgefragten Gütern und Leistungen in jedem Fall (Va-

riante mit Holz / ohne Holz) identisch ist, die Substitution in egal welche Richtung also keine Auswirkungen auf Preise, Mengenrelationen oder Verfügbarkeiten hat oder durch diese beschränkt wird. Problematisch ist auch die Berücksichtigung von z. B. Koppelprodukten, d.h. die Erfassung und Zurechnung der Sortimente, die bei der Bewirtschaftung anfallen, obwohl sie keine Zielsortimente sind. Es ist z. B. unmöglich, nur starkes Stammholz zu ernten, ohne dass dünnere Sortimente oder Kronenholz mit anfällt. Diese und andere Probleme machen die Ergebnisse einer auf *Substitutionsfaktoren* basierenden Betrachtung unsicher und verhindern ihre direkte Kopplung mit z.B. dem Treibhausgasinventar.

Der zweite vorgestellte Ansatz ist hingegen mit dem Treibhausgasinventar kompatibel und entspricht geltenden Normen. Er ist jedoch sehr datenintensiv, auf den Vergleich von Szenarien beschränkt und erlaubt ebenfalls keine alleinige Zuordnung zur Waldbewirtschaftung an sich.

Dieser vermeintliche Widerspruch ist jedoch letztlich ebenfalls Ergebnis einer sektoralen Betrachtung: die Frage nach der *klimaoptimalen* Bewirtschaftung des Waldes kann nicht (mit vertretbarem Aufwand) an Hand von Kennzahlen des Waldes beantwortet werden. Die Wechselwirkungen und Abhängigkeiten von den Marktverwendungen des Materials Holz sind schlicht zu komplex. Sinnvoller ist daher eine (auch argumentative) Rückbesinnung auf die Funktion von Waldbewirtschaftung: die Erfüllung breiter gesellschaftlicher Anforderungen, nicht die Maximierung einzelner Funktionen wie Klimaschutz. Die Debatte müsste dazu vom Wald hin zu den Funktionen, Leistungen und Funktionalitäten gelenkt werden, begleitet von einer Budgetorientierung beim Klimaschutz anstelle sektoraler Einzelziele. In Bezug auf das hier verwendete Beispiel *Wohnungsbau* bedeutet dies z.B., dass als erste Frage die der Suffizienz behandelt werden muss: werden die in der Wohnungsbauprognose projizierten zusätzlichen Wohnungen wirklich benötigt? Falls diese Frage bejaht wird sollte die Umsetzung dieser gesellschaftlichen Anforderung so klimaschonend wie möglich erfolgen, was in diesem Beispiel mit einem erhöhten Einsatz von Holz und entsprechenden Emissionen verbunden ist. Diese müssten wiederum einem Gesamtbudget angerechnet werden und nicht einem Sektorziel.

## 5 Literatur

- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2019): Klimaschutzprogramm 2030 der Bundesregierung zur Umsetzung des Klimaschutzplans 2050. Berlin, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. 173 S.
- BMUV (Bundesministerium für Umwelt, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz) (2022): Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz – Entwurf. Berlin, 70 S.
- Bundesregierung (2019): Bundes-Klimaschutzgesetz. Berlin, 10 S.
- Bundesregierung (2021): Klimaschutz Sofortprogramm 2022. Berlin, 9 S.
- European Commission and Council (2018): Regulation (EU) 2018/1999 of the European Parliament and of the Council of 11 December 2018 on the Governance of the Energy Union and Climate Action, amending Regulations (EC) No 663/2009 and (EC) No 715/2009 of the European Parliament and of the Council, Directives 94/22/EC, 98/70/EC, 2009/31/EC, 2009/73/EC, 2010/31/EU, 2012/27/EU and 2013/30/EU of the European Parliament and of the Council, Council Directives 2009/119/EC and (EU) 2015/652 and repealing Regulation (EU) No 525/2013 of the European Parliament and of the Council (Text with EEA relevance.). Official Journal of the European Union, 77 S.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2006): 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Vol. 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara und K. Tanabe (eds.). IGES.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2014): 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands. T. Hiraiishi, T. Krug, K. Tanabe, N. Srivastava, B. Jamsranjav, M. Fukuda und T. Troxler (eds.). 354 S.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2019): 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. E. C. Buendia, K. Tanabe, A. Kranjc, B. Jamsranjav, M. Fukuda, S. Ngarize, A. Osako, Y. Pyrozhenko, P. Sherman und S. Federici (eds.).
- 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 7, European Forest Institute, 28 S.
- Myllyviita, T., S. Soimakallio, J. Judl und J. Seppälä (2021): Wood substitution potential in greenhouse gas emission reduction—review on current state and application of displacement factors. Forest Ecosystems 8 (1): 18.

- Rock, J. (2011): Ertragskundliche Orientierungsgrößen für eine "klimaoptimale" Waldbewirtschaftung. Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten Sektion Ertragskunde: Beiträge zur Jahrestagung 2011. J. Nagel. Göttingen, NW-FVA, DVFFA: 173 - 180.
- Rüter, S. (2023) Abschätzung von Substitutionspotentialen der Holznutzung und ihre Bedeutung im Kontext der Treibhausgas-Berichterstattung. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Working Paper 214, 50 S.
- Rüter, S. und Hafner, A. (2022) Verwendung von Holz in Gebäuden als Beitrag zum Klimaschutz. In: Sahling, U. (Hrsg.) Klimaschutz und Energiewende in Deutschland: Herausforderungen – Lösungsbeiträge – Zukunftsperspektiven. Springer Berlin Heidelberg. S 795-807.
- Sathre, R. und J. O'Connor (2010a): Meta-analysis of greenhouse gas displacement factors of wood product substitution. Environmental Science & Policy 13 (2): 104-114.
- Sathre, R. und J. O'Connor (2010b): A Synthesis of Research on Wood Products & Greenhouse Gas Impacts. Vancouver, B.C., FPInnovations. TR-19R: 123 S.
- UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change) (1992): RAHMENÜBEREINKOMMEN DER VEREINTEN NATIONEN ÜBER KLIMAÄNDERUNGEN. New York, 25 S.
- UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change) (1997): Das Protokoll von Kyoto zum Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen. 40 S.
- UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change) (2015): Paris Agreement. 25 S.

# et.bon: Ein R-Package zur Bonitierung anhand funktionalisierter Bestandeshöhenfächer ausgewählter Ertragstafeln

Kai Staupendahl<sup>1</sup>

## Abstract

Als Maßstab für die Produktivität eines Bestandes spielt die absolute oder relative Höhenbonität sowohl in der Forstplanung als auch in der Waldwachstumsmodellierung eine entscheidende Rolle. Üblicherweise wird sie anhand des Abgleichs der beim gegebenen Alter erreichten Bestandeshöhe mit dem Höhen- bzw. Bonitätsfächer einer für die Baumart und Bestandesbehandlung geeigneten Ertragstafel ermittelt. Wenn das Alter und/oder die gemessene Bestandeshöhe außerhalb des Bonitäts- und Altersrahmens der Ertragstafel liegen, müssen die fehlenden Höhenwerte mithilfe linearer Extrapolation ermittelt werden. Da die Höhenentwicklung über dem Alter aber nicht linear verläuft, kann dies zu verzerrten Bonitätsschätzungen führen. Zur Umgehung dieses Problems wurden die Höhenfächer von 17 häufig verwendeten Ertragstafeln mit nichtlinearen Modellen funktionalisiert. Hierbei haben sich die algebraischen Differenzenformen der von Sloboda (1971) entwickelten Wachstumsfunktion und der von Cieszewski & Bella (1989) transformierten Hossfeld II-Funktion als besonders geeignet erwiesen. Die auf dieser Basis entwickelten Höhen- und Bonitierungsfunktionen werden im R-Package et.bon zur Verfügung gestellt.

Keywords: Ertragstafel; Bonitätsfächer; Höhenwachstumsmodell

## 1 Problemstellung

Als Maßstab für die Produktivität eines Bestandes auf einem gegebenen Standort spielt die relative oder absolute Höhenbonität sowohl in der Forstplanung - und damit in der praktischen Waldbewirtschaftung - als auch in der Waldwachstumsmodellierung eine entscheidende Rolle. Trotz der Neu- und Weiterentwicklung tlw. auch klimasensitiver Höhenwachstumsmodelle (z.B. Schmidt 2020) wird sie im Altersklassenwald üblicherweise immer noch anhand des Abgleichs der beim gegebenen Alter erreichten Mittel-, Ober- oder Spitzenhöhe mit dem jeweiligen Höhenfächer (Bonitätsfächer) einer für die Baumart und Bestandesbehandlung geeigneten Ertragstafel ermittelt. Dabei beschreibt der Bonitätsfächer die Entwicklung der jeweiligen Bestandeshöhe über dem Alter für definierte Bonitäten. Diese können als relative Ertragsklassen oder absolute Höhenbonitäten (Site Index) angegeben sein, wobei Letztere der in einem bestimmten Bezugsalter erreichten Mittel-, Ober- oder Spitzenhöhe entsprechen.

Da die Höhenentwicklung in den Ertragstafeln nur für diskrete Bonitäten und Zeitschritte dargestellt wird, muss bei der Bonitierung regelmäßig zwischen den vorhandenen Altern und Bonitäten inter- oder über sie hinaus extrapoliert werden. Abgesehen davon, dass dies eine wenig elegante und technisch ineffiziente Prozedur darstellt, kann es im Extrapolationsbereich zu verzerrten Bonitätsschätzungen kommen, da hier die Höhendifferenzen zwischen den beiden ersten bzw. letzten angegebenen Altern und/oder Bonitäten

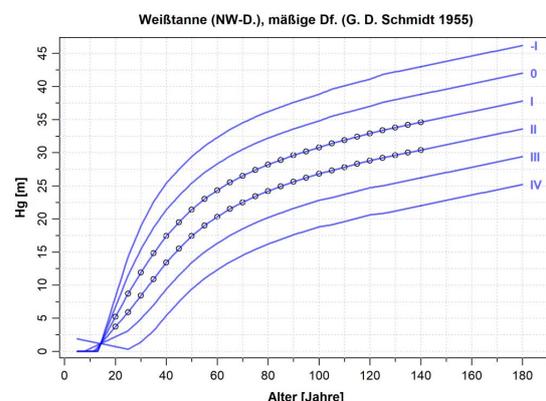


Abbildung 1: Mittelhöhenfächer der Weißtannen-Ertragstafel Schmidt 1955 (Schober 1995) für die -I. bis IV. Ertragsklasse. Die Punkte stellen die Tafelwerte, die blauen Linien die von ihnen ausgehend inter- bzw. extrapolierten Höhen dar.

<sup>1</sup> Abt. Waldwachstum  
Nordwestdeutsche Forstliche  
Versuchsanstalt  
Göttingen, Deutschland  
k.staupendahl@nw-fva.de

linear fortgeschrieben werden, die Höhenentwicklung über dem Alter aber nicht linear verläuft. Je weiter der Bonitäts- und Altersrahmen der Ertragstafel verlassen wird, desto größer ist die Wahrscheinlichkeit einer solchen Verzerrung. Abb. 1 illustriert dies am Beispiel der Weißtannen-Ertragstafel Schmidt 1955 (Schober 1995).

Im Altersbereich < 20 Jahre sind die extrapoliert bedingt tlw. unplausiblen Höhenverläufe offensichtlich, aber auch bei hohen Altern wird es zu Fehleinschätzungen der Bonität kommen, da der Höhenzuwachs hier nie abnimmt, sondern auf dem Niveau beim Alter 140 verharrt. Somit wird die Bonität umso mehr unterschätzt werden, je mehr das Alter des zu bonitierenden Bestandes 140 Jahre überschreitet.

## 2 Modellierungsansatz

Um die genannten Probleme zu umgehen, wurden die Bestandeshöhenfächer von 17 häufig verwendeten Ertragstafeln (Tab. 1) mit nichtlinearen Modellen funktionalisiert und somit entsprechende Bonitätsmodelle parametrisiert. Hierfür wurden auch schon lineare Modelle genutzt (z.B. Hansen & Nagel 2014), sie sind aber

weniger flexibel und garantieren v.a. keine stabilen Prognosen im Extrapolationsbereich, da ihnen eine biologische Basis fehlt. In den bearbeiteten Tafeln vorkommende Bestandeshöhen sind die Mittelhöhe  $H_g$  (Höhe des Grundflächenmittelstamms), die Weise'sche Oberhöhe  $H_w$  (Höhe des Grundflächenmittelstamms der 20 % durchmesserstärksten Bäume des Bestandes) und die Spitzenhöhe  $H_{100}$  (Höhe des Grundflächenmittelstamms der 100 durchmesserstärksten Bäume pro ha). Nicht in allen Ertragstafeln ist die Ober- und/oder Spitzenhöhe angegeben.

Für die Auswahl geeigneter Modelltypen war maßgebend, dass sie einerseits möglichst flexibel sind, um sich gut an die tlw. sehr unterschiedlichen Höhenverläufe anpassen zu können, und gleichzeitig stabil genug, um auch im Extrapolationsbereich plausible Prognosen sicherzustellen. Zur Konstruktion von Bonitätsfächern existiert eine umfangreiche Literatur. Einen annähernden Überblick über die dabei verfolgten Ansätze geben Burkhart & Tome (2012, S. 131 ff.). Nach intensiver Literaturrecherche und ausgiebigen Tests erwiesen sich die algebraischen Diffe-

*Tabelle 1: Ertragstafeln, für die Bonitätsmodelle entwickelt wurden. In den Spalten SI-Höhe und SI-Bezugsalter ist angegeben, auf welche Bestandeshöhenvariable und welches Alter sich der Site Index (SI) bezieht. Dabei handelt es sich um in Abhängigkeit von den jeweils vorhandenen Höhen und Altersrahmen getroffene Setzungen, da die Bonität in allen bearbeiteten Ertragstafeln ausschließlich mit Ertragsklassen angegeben wird.*

Baumart	Durchforstungsart	Autoren	Jahr	SI-Höhe	SI-Bezugsalter
Stiel-/Traubeneiche	mäßige Df.	Jüttner	1955	H100	100
Roteiche	gestaffelte Df.	Bauer	1955	H100	100
Rotbuche	mäßige Df.	Schober	1967/1971	H100	100
Gemeine Esche	schwache Df.	Wimmenauer	1919	Hg	100
Bergahorn	mäßige Df.	Nagel	1985	Hw	100
Winterlinde	mäßige Df.	Böckmann	1990	H100	100
Vogelkirsche		Röös	1991	Hw	50
Sandbirke		Schwappach	1903/1929	Hg	50
Roterle	starke Df.	Mitscherlich	1945	Hg	50
Schwarz-/Balsampappel		Grosscurth	1983	Hg	25
Gemeine Fichte	mäßige Df.	Wiedemann	1936/1942	H100	100
Weißtanne (NW-D.)	mäßige Df.	G. D. Schmidt	1955	Hg	100
Douglasie (MEN)	mäßige Df.	Bergel	1985	H100	100
Waldkiefer	mäßige Df.	Wiedemann	1943	H100	100
Strobe	mäßige Df.	Eckstein	1965	Hw	50
Europäische Lärche	mäßige Df.	Schober	1946	H100	100
Japanlärche	mäßige Df.	Schober/Rusack	1953/1972	H100	50

renzenformen der von Sloboda (1971) entwickelten Wachstumsfunktion und der von Cieszewski & Bella (1989) transformierten Hossfeld II-Funktion (s.a. Elfving & Kiviste 1997) als besonders geeignet. Letztere basiert auf dem von Cieszewski & Bailey (2000) vorgeschlagenen *Generalized Algebraic Difference Approach* (GADA). Beide Modelle schätzen die Höhe als Funktion des Alters und der Höhe in einem beliebigen abweichenden Alter und besitzen folgende Eigenschaften:

- Verlauf durch den Ursprung des Koordinatensystems
- Unabhängigkeit vom gewählten Bezugsalter des Site Index' (SI)
- Polymorph mit variierenden Asymptoten für unterschiedliche Standortbedingungen (repräsentiert durch den SI)
- Vorhergesagte Höhe im SI-Bezugsalter entspricht dem SI

Gleichung (1) stellt das Modell von Cieszewski & Bella (1989) dar, Gleichung (2) das Modell von Sloboda (1971):

$$h(t, t_{si}, h_{si}) = \frac{h_{si} + d + r}{2 + \frac{4 \cdot 65^\beta}{h_{si} - d + r} \cdot \frac{t^{b2}}{t_{si}^{b2}}}$$

mit

$$d = \frac{65^\beta}{asi \cdot b2} \tag{1}$$

$$r = \sqrt{(h_{si} - d)^2 + 4 \cdot 65^\beta \cdot \frac{h_{si}}{t_{si}^{b2}}}$$

$$h(t, t_{si}, h_{si}) = 65^a \cdot \left(\frac{h_{si}}{65^a}\right)^e \cdot e^{\left(\frac{c}{(d-1) \cdot t^{(d-1)}} - \frac{c}{(d-1) \cdot t_{si}^{(d-1)}}\right)} \tag{2}$$

mit  $h_{si}$  = Bestandeshöhe im SI-Bezugsalter  $t_{si}$ ;  $h$  = Bestandeshöhe im Alter  $t$  bei gegebener  $h_{si}$ ;  $asi, b2, \beta, a, c, d$  = Modellparameter. Die Bestandeshöhe kann die Mittel-, Ober- oder Spitzenhöhe sein (nur wenn diese der in Tab. 1 angegebenen SI-Höhe entspricht, ist  $h_{si}$  = SI).

$h_{si}$  wird in beiden Modellen *simultan* als lineare Funktion der Ertragsklasse *ekl* mit den Parametern  $s1$  und  $s2$  geschätzt:

$$h_{si} = s1 - s2 \cdot ekl \tag{3}$$

Alternativ wäre es möglich gewesen, die Parameter dieser Funktion anhand der Ertragstafelhöhen im SI-Bezugsalter *vorab* zu schätzen. Dies hätte aber in manchen Fällen (z.B. bei der Eiche) zu einer schlechteren Gesamtanpassung des Modells geführt, da bei einer optimalen Anpassung die Modellhöhen im SI-Bezugsalter nicht immer (annähernd) exakt durch die an dieser Stelle vorhandenen Ertragstafelhöhen verlaufen. Bei einer Vorabschätzung wäre dies jedoch erzwungen worden.

Alle Parameter wurden also simultan mit der Funktion *nls\_multstart* des R-Package *nls\_multstart* (R Core Team 2019, Padfield & Matheson 2020) geschätzt, die wiederum die Funktion *nlsLM* des Package *minpack.lm* (Elzhov et al. 2022) aufruft. Diese minimiert die Summe der Abweichungsquadrate mithilfe des Levenberg-Marquardt-Algorithmus, wobei eine Rastersuche nach der besten Startwertkombination innerhalb eines durch obere und untere Grenzwerte definierten Suchraums durchgeführt wird. Die Konvergenz des Algorithmus bei einem lokalen Minimum, die bei nur einem Versuch bei ungünstigen Startwerten auftreten könnte, wird dadurch mit großer Wahrscheinlichkeit vermieden. Für die Parameterschätzung wurden nur die Ertragsklassen IV und besser berücksichtigt, da schlechtere Ertragsklassen, soweit sie in den Ertragstafeln enthalten waren, unter den aktuellen Umweltbedingungen nur sehr selten vorkommen, tlw. aber die Modellanpassung in den besseren Ertragsklassen verschlechtern.

Zur Beurteilung der Anpassungsgüte diente der Root Mean Square Error (RMSE) der Residuen, das Maximum der Residuenbeträge, der Anteil der Residuenbeträge > 0,5 m, der Residuen-Plot sowie die optische Begutachtung der Modellschätzungen im Hinblick auf plausible Höhenverläufe im Extrapolationsbereich.

### 3 Ergebnisse

Die Abb. 2 bis 4 zeigen Beispiele für die resultierenden Bonitätsfächer. Dabei stellen die Punkte die Tafelwerte und die roten Linien die modellierten Höhenfächer dar, wobei in der Legende jeweils angegeben ist, um welchen Modelltyp es sich handelt.

Wie zu erwarten war, ist die Anpassung der Modelle an die Ertragstafelwerte unterschiedlich gut, allerdings in allen Fällen akzeptabel. Größere Abweichungen können zum einen in der begrenzten Flexibilität der Modelle begründet sein, z. T. aber auch in ungleichmäßigen und ertragskundlich nicht ganz plausiblen Verläufen der Ertragstafel-Höhen. Bei der Eiche (Abb. 2) dürfte beides eine Rolle spielen: Die Modellflexibilität reicht hier offensichtlich nicht aus, um die überproportionale Abnahme des Höhenzuwachses in den höheren Altern der III. und IV. Ekl. abzubilden, gleichzeitig sind z. B. in der I. Ekl. aber auch Schwankungen im Höhenwachstumsgang zu erkennen, die vermutlich eher mit der Art der Ertragstafelkonstruktion zu tun haben, als dass sie verallgemeinerbare Wachstumsverläufe darstellen. Hier liefert das Modell ein geglättetes Abbild, was ein durchaus erwünschter Effekt sein kann.

Die Medianwerte des RMSE der Residuen (Abweichungen der Modellhöhen von den Ertragstafelhöhen) über alle 17 Ertragstafeln (*Hg*: 0,16 m; *Hw*: 0,2 m; *H100*: 0,23 m) liegen wie die RMSE-Maximalwerte (*Hg*: 0,37 m; *Hw*: 0,33 m; *H100*: 0,34 m) auf einem niedrigen Niveau. Residuenbeiträge > 0,5 m treten nur selten auf. In über 40 % der angepassten Bonitätsfächer kommen sie gar nicht vor, in über 75 % bei jeweils weniger als 5 % der Höhen, im schlechtesten Fall (Mittelhöhenfächer der Eiche) bei 19 % der Höhen. Die größte vorkommende Differenz zwischen Modell- und Ertragstafelwert tritt im Spitzenhöhenfächer der Buchen-Ertragstafel im jüngsten Alter der IV. Ekl. auf und beträgt 1,5 m (Abb. 3). Das sehr niedrige Niveau der Ertragstafelwerte in diesem Bereich erscheint allerdings biologisch nicht sehr plausibel.

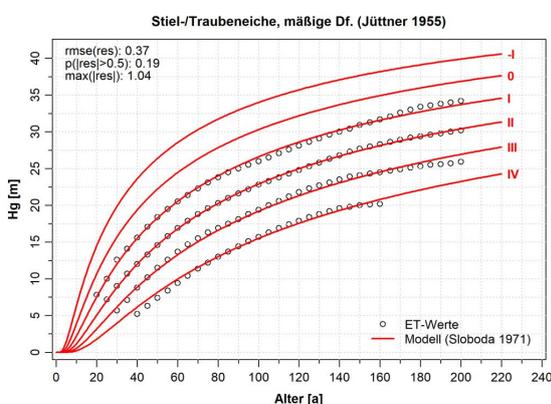


Abbildung 2: Mittelhöhenfächer der Eichen-Ertragstafel Jüttner 1955 (Schober 1995).

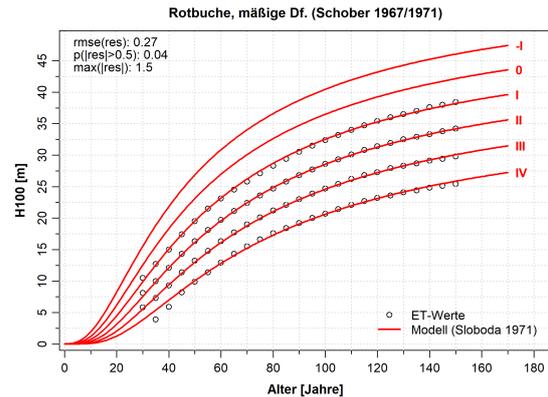


Abbildung 3: Spitzenhöhenfächer der Rotbuchen-Ertragstafel Schober 1967/1971 (Schober 1995).

Es gibt auch Fälle, in denen die die Anpassung nahezu perfekt ist. Dies ist dann meistens darauf zurückzuführen, dass die Konstruktion des Bonitätsfächers der Ertragstafel mit dem Modell erfolgte, das auch für die Funktionalisierung genutzt wurde. Dies ist z.B. bei der Winterlinde der Fall (Abb. 4).

Abbildung 5 zeigt einen Vergleich der Mittelhöhen des Bonitätsmodells mit den bereits in Abb. 1 dargestellten inter- und extrapolierten Mittelhöhen der Weißtannen-Ertragstafel. Die Verbesserung der Prognosen im Extrapolationsbereich ist offensichtlich. Allerdings zeigt im Altersbereich < 10 Jahre auch das Modell unplausibel niedrige Höhen von annähernd 0 m. Eine Bonitierung bei solch niedrigen Altern wird also auch mit den Bonitätsmodellen nicht immer stabile Ergebnisse liefern, so dass hier entsprechende Vorsicht geboten ist.

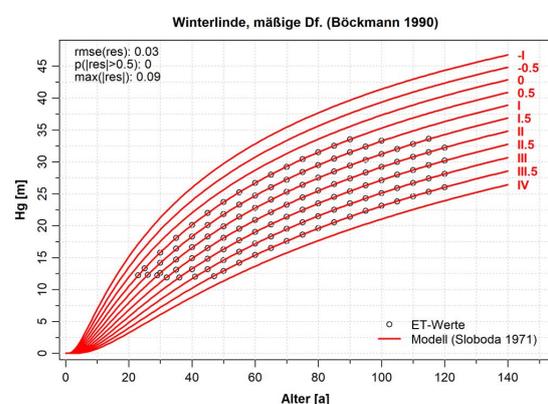


Abbildung 4: Mittelhöhenfächer der Winterlinden-Ertragstafel Böckmann 1990 (Böckmann 1990).

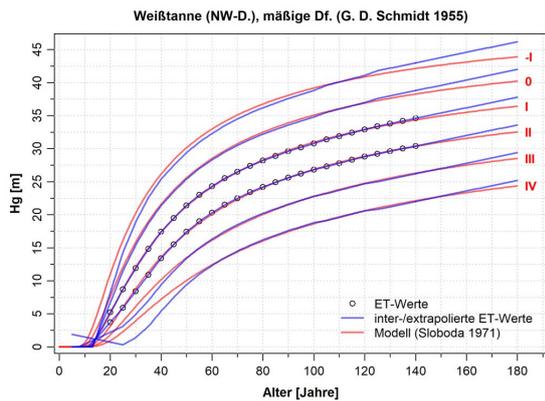


Abbildung 5: Vergleich des modellierten Mittelhöhenfächers mit den inter- und extrapolierten Mittelhöhen der Weißtannen-Ertragstafel Schmidt 1955 (Schober 1995).

#### 4 R-Package et.bon

Auf der Basis der vorgestellten Modelle wurde ein R-Package entwickelt, das eine einfache Ermittlung der Bestandeshöhe in Abhängigkeit von Bonität und Alter bzw. der Bonität in Abhängigkeit von Bestandeshöhe und Alter ermöglicht. Es bietet folgende Funktionen:

- et.liste: Liste der Ertragstafeln, für die Bonitätsmodelle verfügbar sind
- et.info: Detaillierte Informationen zu einer Ertragstafel
- et.titel: Vollständige Ertragstafel-Bezeichnung
- hoehe: Höhen der funktionalisierten Ertragstafel-Bonitätsfächer
- bonitaet: Bonitierung anhand der funktionalisierten Ertragstafel- Bonitätsfächer

Für nähere Informationen zu den Funktionen und ihren Parametern wird auf die ausführliche Hilfe verwiesen. Aktuell ist das Package als Binary Package (Zip-Archiv) beim Autor erhältlich, in absehbarer Zeit wird es aber auch im R Package-Archiv CRAN verfügbar sein.

#### 5 Fazit

Die hier vorgestellten Modelle liefern erwartungstreue und auch im Extrapolationsbereich plausible und robuste Bestandeshöhen und damit Bonitätsschätzungen. Die Höhenwerte der Ertragstafeln werden jedoch nur selten exakt reproduziert, Abweichungen von mehr als einem halben Meter sind allerdings ebenfalls selten. Nur in drei von insgesamt 37 Bonitätsfächern liegt ihr Maximum über 1 m, niemals aber über 1,5 m.

Die geforderten Modelleigenschaften werden alle erfüllt und der Suchalgorithmus konvergierte bei allen Ertragstafeln zuverlässig und schnell. Eine Ergänzung der hier vorgestellten Bonitätsfächer-Sammlung um weitere Ertragstafeln ist somit relativ einfach und schnell umsetzbar.

Mithilfe des Packages et.bon sind die entwickelten Modelle einfach anzuwenden.

Bei einem Alter < 5 Jahre, bei manchen Schattbaumarten auch < 10 Jahre, dürfte die modellbasierte Bonitierung aufgrund der zu Beginn tlw. nur sehr langsam ansteigenden Höhenwachstumskurven oft keine stabilen Resultate liefern und wird daher nicht empfohlen. Zumindest sind die Ergebnisse sorgfältig zu prüfen.

Grundsätzlich könnte die hier vorgestellte Methodik auch auf andere über dem Alter monoton steigende Ertragstafelvariablen anwendbar sein.

#### 6 Literatur

- Böckmann, T. (1990): Wachstum und Ertrag der Winterlinde (*Tilia cordata* Mill.) in Niedersachsen und Nordhessen. Diss. Forstl. Fak. Univ. Göttingen, 143 S.
- Burkhardt, H. E.; Tomé, M. (2012): Modeling Forest Trees and Stands. Springer Science & Business Media. <https://doi.org/10.1007/978-90-481-3170-9>
- Cieszewski, C.J.; Bailey, R.L. (2000): Generalized algebraic difference approach: Theory based derivation of dynamic site equations with polymorphism and variable asymptotes. *For. Sci.* 46(1): 116-126
- Cieszewski C.J.; Bella I.E. (1989): Polymorphic height and site index curves for lodgepole pine in Alberta. *Can. J. For. Res.* 19: 1151-1160
- Elfving, B.; Kiviste, A. (1997): Construction of site index equations for *Pinus sylvestris* L. using permanent plot data in Sweden. *For. Ecol. Manag.* 98: 125-134
- Elzhov, T.V.; Mullen, K.M.; Spiess, A.-N.; Bolker, B. (2022): minpack.lm: R Interface to the Levenberg-Marquardt Nonlinear Least-Squares Algorithm found in MINPACK, plus Support for Bounds. R package version 1.2-2. <https://CRAN.R-project.org/package=minpack.lm>
- Hansen, J.; Nagel, J. (2014): Waldwachstumskundliche Softwaresysteme auf Basis von TreeGrOSS. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, 224 S. <https://doi.org/10.17875/gup2014-757>
- Padfield, D.; Matheson, G. (2020): nls.multstart: Robust Non-Linear Regression using AIC Scores. R package version 1.2.0. <https://CRAN.R-project.org/package=nls.multstart>

- R Core Team (2019): R: A Language and Environment for Statistical Computing (Version 3.6.1).  
<https://www.R-project.org>
- Schmidt, M. (2020): Standortsensitive und kalibrierbare Bonitätsfächer: Wachstumspotenziale wichtiger Baumarten unter Klimawandel. Allg. Forst- u. J.-Ztg. 190(2019)(5/6): 136-160.  
<https://doi.org/10.23765/afjz0002043>
- Schober, R. (Hrsg.) (1995): Ertragstafeln wichtiger Baumarten. J. D. Sauerländer's, Frankfurt a. M., 166 S.
- Sloboda, B. (1971): Darstellung von Wachstumsprozessen mit Hilfe von Differentialgleichungen erster Ordnung. Mitt. d. Baden-Württemb. Forstl. Versuchs- und Forschungsanstalt 32, Freiburg, 109 S.

# Stability aspects of Scots pine forests in the Czech Republic based on NFI data

David Dušek<sup>1</sup>, Ondřej Špulák<sup>1</sup>, Jiří Novák<sup>1</sup>, Jakub Černý<sup>1</sup>

## Abstract

Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) plays a significant economic role in Czech Republic forests, yet windstorms can elicit disturbances with economic and ecological consequences. The study, utilizing data from the National Forest Inventory (NFI) from 2001 to 2003, focuses on the slenderness ratio (HDR) as an indicator of mechanical stability. Analyzing 1,073 plots with dominant Scots pine, the study employs a generalized additive mixed effect models to assess the relationship between HDR, stand age, altitude, and natural forest regions (NFRs). Findings reveal an initial increase in HDR up to 42 years, followed by a decrease, with altitude having a milder impact than stand age. However, variations in HDR among NFRs emphasize the need to adjust silvicultural recommendations based on local conditions.

Keywords: *Pinus sylvestris*; stem breakage; wind damage; snow damage; slenderness ratio; site conditions

## 1 Introduction

Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) is the second most important economic tree species in forests of the Czech Republic (CR; MZe 2021). Although it is less vulnerable to wind and snow damage compared to Norway spruce (Peltola et al. 1999, Päätaalo 2000, Dušek et al. 2023), windstorms can cause significant disturbances in pine stands, resulting in severe economic (Donis et al. 2020) and ecological consequences (Fig. 1). Only a few papers have been devoted to tree stability of Scots pine stands along an altitudinal gradient with various site conditions (e.g. Sharma et al. 2017; Pretzsch et al. 2022).

We analyzed a slenderness ratio (also slenderness coefficient) of the mean stem (HDR) as a rough indicator of mechanical stability of trees against forest stand disturbances (Petty, Swain 1985, Jelonek et al. 2013). The HDR of a tree is defined as the ratio of total height ( $h$ ) to stem diameter at 1.3 m above the ground surface ( $d$ ). The presented study aimed to assess limits of the mechanical stability of Scots pine stands in the Czech Republic based on the National Forest Inventory (NFI) data.

## 2 Material and Methods

Dendrometrical data were obtained from the first NFI of the Czech Republic, which was performed in the period of 2001-2003. The NFI data were measured and operated by the Forest Management Institute (FMI), a government organization established by the Ministry of Agriculture.

The field measurements of the NFI were based on circular inventory plots with an area of 500 m<sup>2</sup> placed in regular network of 2 x 2 km. The measurements have involved all trees with DBH (diameter at the breast height, i.e. at 1.3 m above the ground level) above 12 cm that lived in the inventory plots. For presented analyses, plots with dominating Scots pine and minimum 15 pines per plot were selected (1,073 inventory plots).



**Figure 1:** Compared to Norway spruce, stem breakages are common in Scots pine stands. However, windthrows are more frequent on nutrient poor sandy soils.

<sup>1</sup> Forestry and Game Management Research Institute, Research Station at Opočno, Czech Republic  
dusek@vulhmop.cz

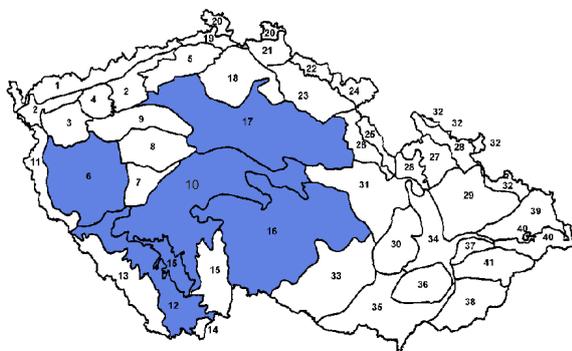
Data of tree diameter, tree height, stand age, altitude and natural forest regions (NFRs) were used at the plot level (Czech Republic is segmented into 41 NFRs according to natural conditions, the boundaries of the regions are determined by decree 298/2018 Coll.). The generalized additive mixed effect model was applied to model the relationship between HDR and stand age and altitude with natural forest zones as a random factor. The analyses were performed in R statistical environment (R Core Team 2022).

Six of NFRs (Fig. 2) had enough relevant inventory plots to analyze Scots pine HDR to age and altitude relationship separately. The selected regions were as follow (see Fig. 2):

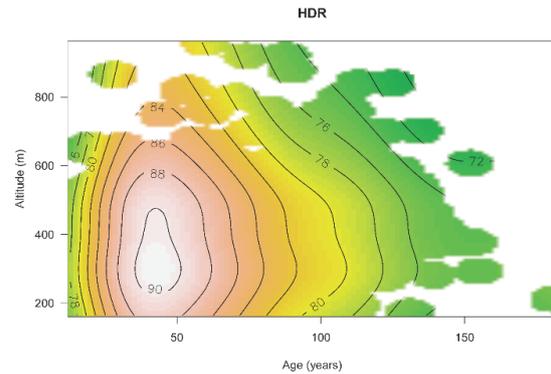
- 6 – Západočeská pahorkatina
- 10 – Středočeská pahorkatina
- 12 – Předhoří Šumavy a Novohradských hor
- 15 – Jihočeské pánve
- 16 – Českomoravská vrchovina
- 17 – Polabí

### 3 Results and discussion

The robust initial increase in the HDR observed in Scots pine stands up to 42 years signifies a critical developmental stage for mechanical stability. Subsequently, a gradual decrease in HDR suggests potential changes in structural integrity as the tree age. Furthermore, the analysis indicates that the HDR exhibits a slow increase up to an elevation of 300 m a. s. l., after which it steadily declines at higher altitudes. Notably, the influence of altitude on HDR is comparatively modest when juxtaposed with the pronounced impact of stand age, as illustrated in Figure 3. The finding underscores the complex interplay between environmental factors and stand development.



**Figure 2: Natural forest regions (NFRs) of the Czech Republic. In blue-colored, the HDR to age and altitude relationship was analyzed separately.**



**Figure 3: HDR isolines of Scots pine according to stand age and altitude. Whole dataset.**

Moreover, it is worth noting that the effect of stand age on HDR value in Scots pine stands appear to be less pronounced than that observed in Norway spruce, as highlighted in a study by Dušek et al. (2023). The comparative insights between different tree species contribute to a comprehensive understanding of how varying environmental and ecological factors shape the mechanical stability of forest stands. Thus, such differential analyses are essential to inform silvicultural practices and forest management strategies, ensuring the resilience and sustainability of these vital ecosystems.

The examination of NFRs unveiled subtle yet noteworthy distinctions in the HDR, as illustrated in Figure 4. While the critical age across all regions exhibited similarity, the maximum HDR varied, indicating regional variability in mechanical stability dynamics. Notably, the NFR Předhoří Šumavy a Novohradských hor stood out with the lowest HDR, coinciding with the region's highest impact of altitude. The observation suggests a potential interplay between altitude and local conditions, contributing to diverse mechanical characteristics within Scots pine stands.

The observed differences in HDR among Scots pines growing at similar altitudes in individual NFRs may arise from specific morphological characteristics of local provenances, as presented by Nacakci and Gülcü (2022). Local adaptation and genetic factors could contribute to distinct mechanical traits, influencing the slenderness ratio and overall stability of the trees (Read, Stokes 2006, Savolainen et al. 2007). Additionally, variations in the character of present forest sites and their inherent variability among regions may play a pivotal role in shaping HDR dynamics (Sharma et al. 2019). Understanding

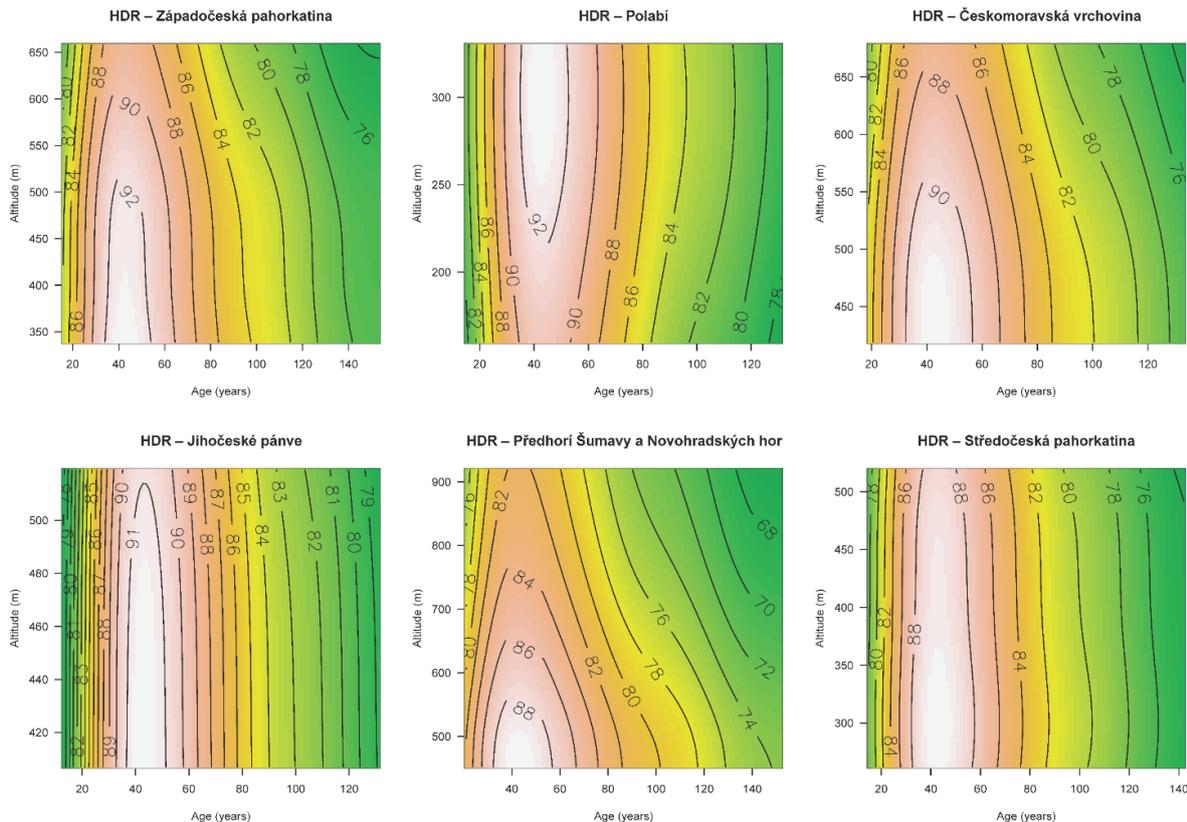


Figure 4: HDR isolines of Scots pine according to stand age and altitude for relevant natural forest regions.

these differentiated factors is essential for adjusting silvicultural practices to the specific conditions of each NFR, ensuring effective forest management strategies that promote the resilience and health of Scots pine ecosystems in diverse geographical contexts.

## 4 Conclusions

The study affirmed that the HDR reaches its peak in the early stages of Scots pine stands. The significant impact of age on HDR was evident up to 42 years, although it is not as pronounced as in Norway spruce. These findings align with current recommendations emphasizing the paramount importance of initial thinning, including pre-commercial thinning, for the future stability of Scots pine stands (Novák et al. 2021, Špulák et al. 2023).

Moreover, variations in the study results across different conditions within the tested natural forest regions underscore the need for adjusted silvicultural recommendations. It is essential to specify basic guidelines according to local conditions, such as NFRs or vegetation zones. The differentiated approach acknowledges the di-

verse ecological and environmental factors influencing the mechanical stability of Scots pine ecosystems, ensuring the implementation of more effective and site-specific forest management strategies.

## 5 Acknowledgement

The paper was supported by the Ministry of Agriculture of the Czech Republic, institutional support MZE-RO0123. Authors are indebted to the Forestry Management Institute for sharing raw dataset from the National Forest Inventory (NFI) analysed in the presented study.

## 6 References

- decre 298/2018 Coll. Vyhláška o zpracování oblastních plánů rozvoje lesů a o vymezení hospodářských souborů. Zákony pro lidi [online]. [cit. 2023-11-28].
- Donis, J.; Saleniece, R.; Krisans, O.; Dubrovskis, E.; Kitenberga, M.; Jansons, A. (2020): A Financial Assessment of Windstorm Risks for Scots Pine Stands in Hemiboreal Forests. *Forests*, 11 (5), 566.
- Dušek, D.; Novák, J.; Černý, J. (2023): The Mechanical Stability of Pure Norway Spruce Stands along an Altitudinal Gradient in the Czech Republic. *Forests*, 14 (8).

- Jelonek, T.; Walkowiak, R.; Jakubowski, M.; Tomczak, A. (2013): Indices of tree stability in Scots pine stands damaged by wind. *Sylwan*, 157 (5), 323-329.
- MZe (2021): Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2021. Ministerstvo zemědělství, 140 s.
- Nacakci, F.M.; Gülcü, S. (2022): Differences between provenances in terms of some morphological characteristics in the scotch pine (*Pinus sylvestris* L.) provenance trial of the Lakes region. *Turkish Journal of Forestry*, 23 (3), 196-202
- Novák J., Dušek D., Mansfeld V., Křístek Š., Slodičák M., Freidlová E., Černý J., Bednář P. (2021): Pěstební postupy ve smrkových a borových porostech ohrožených sněhem a větrem. *Certifikovaná metodika. Lesnický průvodce 10/2021*, 30 s.
- Päätälä, M.L. (2000): Risk of snow damage in unmanaged and managed stands of Scots pine, Norway spruce and birch. *Scand J Forest Res*, 15 (5), 530-541.
- Peltola, H.; Kellomäki, S.; Väisänen, H.; Ikonen, V.P. (1999): A mechanistic model for assessing the risk of wind and snow damage to single trees and stands of Scots pine, Norway spruce, and birch. *Can J Forest Res*, 29 (6), 647-661
- Petty, J.A.; Swain, C. (1985): Factors Influencing Stem Breakage of Conifers in High Winds. *Forestry*, 58 (1), 75-84.
- Pretzsch, H.; Bravo-Oviedo, A.; Hilmers, T.; Ruiz-Peinado, R.; Coll, L.; Löf, M.; Ahmed, S.; Aldea, J.; Ammer, C.; Avdagić, A.; Barbeito, I.; Bielak, K.; Bravo, F.; Brazaitis, G.; Černý, J.; Collet, C.; Drössler, L.; Fabrika, M.; Heym, M.; Holm, S.-O.; Hylen, G.; Jansons, A.; Kurylyak, V.; Lombardi, F.; Matović, B.; Metslaid, M.; Motta, R.; Nord-Larsen, T.; Nothdurft, A.; Ordóñez, C.; den Ouden, J.; Pach, M.; Pardos, M.; Ponette, Q.; Pérot, T.; Reventlow, D.O.J.; Sitko, R.; Šrámek, V.; Steckel, M.; Svoboda, M.; Uhl, E.; Verheyen, K.; Vospernik, S.; Wolff, B.; Zlatanov, T.; del Río, M. (2022): With increasing site quality asymmetric competition and mortality reduces Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stand structuring across Europe. *Forest Ecology and Management*, 520, 120365.
- R Core Team (2022): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Read, J.; Stokes, A. (2006): Plant biomechanics in an ecological context. *American Journal of Botany*, 93 (10), 1546-1565.
- Savolainen, O.; Pyhäjärvi T.; Knürr, T. (2007): Gene flow and local adaptation in trees. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 38, 595-619.
- Sharma, R.P.; Bílek, L.; Vacek, Z.; Vacek, S. (2017): Modelling crown width-diameter relationship for Scots pine in the Central Europe. *Trees*, 31, 1875-1889.
- Sharma, R.P.; Vacek, Z.; Vacek, S.; Kučera, M. (2019): A nonlinear mixed-effects height-to-diameter ratio model for several tree species based on Czech National Forest Inventory data. *Forests*, 10, 70.
- Špulák O.; Slodičák M.; Novák J.; Leugner J. (2023): Postupy hospodaření v porostech borovice lesní pro zmírnění nepříznivých dopadů environmentální změny. *Certifikovaná metodika. Lesnický průvodce 1/2023*, 48 s.

## Teilnehmer der Jahrestagung 2023

Name	Vorname	Einrichtung
Albert	Matthias	Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Axer	Maximilian	Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Biber	Peter	Technische Universität München
Böckmann	Thomas	Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Degenhardt	Annett	Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde
Ehrminger	Luca	Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Hamkens	Hans	Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Hilmers	Torben	Technische Universität München
Kahle	Hans-Peter	Albert-Ludwigs-Universität Freiburg
Keppeler	Florian	Forstliche Versuchs- u. Forschungsanstalt Baden-Württemberg
Klemmt	Hans-Joachim	Bayrische Landesanstalt für Wald und Forst- wirtschaft
Knocke	Hergen	Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Kohnle	Ulrich	Forstliche Versuchs- u. Forschungsanstalt Baden-Württemberg
Körner	Michael	Sachsenforst
Lieven	Stefan	Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Linkevicius	Edgaras	Vytautas Magnus University
Martens	Sven	Sachsenforst
Maaten-Theunissen, van der	Marieke	Technische Universität Dresden
Marx	Kilian	Wald und Holz NRW
Motte	Florian	Technische Universität München
Nagel	Ralf-Volker	Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Nicke	Anka	FH Erfurt
Novak	Jiri	Department of Silviculture Opcno
Panka	Stefan	Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde
Pegel	Maria	Landesforstanstalt Mecklenburg-Vorpommern
Pfeiffer	Mirjam	Öko-Institut
Rock	Joachim	Thünen-Institut
Ruge	Florian	Forstliche Versuchs- u. Forschungsanstalt Baden-Württemberg
Schick	Jan	Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Schmidt	Matthias	Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Schmucker	Julia	Technische Universität München
Seifert	Thomas	Albert-Ludwigs-Universität Freiburg
Spulak	Ondrej	Department of Silviculture Opcno
Sommerfeld	Andreas	Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Stark	Hendrik	Forstliche Versuchs- u. Forschungsanstalt Ba- den-Württemberg
Staupendahl	Kai	Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Thurm	Eric	Landesforstanstalt Mecklenburg-Vorpommern
Uhl	Enno	Technische Universität München
Vonderach	Christian	Forstliche Versuchs- u. Forschungsanstalt Baden-Württemberg
Vospernik	Sonja	BOKU Wien
Weller	Andreas	Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Wenzel	Ralf	Forstliches Forschungs- u. Kompetenzzentrum Gotha
Wöhlbrandt	Anna	Landesforstanstalt Mecklenburg-Vorpommern
Zeppenfeld	Torsten	Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

## Jahrestagungen der Sektion Ertragskunde

Band	Jahr	Ort und Bundesland/Land	Obleute	
1	1965	Gießen	HE	
2	1968	Münster	NW	
3	1970	Mainz	RP	
4	1971	Bremen	HB	
5	1972	Neustadt an der Weinstraße	RP	
6	1976	Paderborn	NW	
7(1)	1977	Lahn-Gießen	HE	
7(2)	1977	Grünberg, Schotten, Baden Soden-Salmünster	HE	
8	1978	Konstanz	BW	
9	1979	Mehring	RP	
10	1980	Bad Sulzburg	BW	
11	1981	Soest	NW	
12	1982	Weibersbrunn	BY	
13	1983	Neuhaus im Solling	NI	
14	1984	Neustadt an der Weinstraße	RP	
15	1985	Kaelberbronn im Schwarzwald	BW	
16	1986	Schwangau	BY	
17	1987	Heiligkreuztal	BW	
18	1988	Alsfeld	HE	
19	1989	Attendorn	NW	
20	1990	Verden (Aller)	NI	
21	1991	Treis-Karden an der Mosel	RP	
22	1992	Grillenburg	SN	
23	1993	Unterreichenbach	BW	
24	1994	Bamberg	BY	
25	1995	Joachimsthal	BB	
<hr/>				
26	1996	Neresheim	BW	Kenk, G.
27	1997	Grünberg	HE	
28	1998	Kevelaer	NW	
29	1999	Volpriehausen	NI	
30	2000	Kaiserslautern	RP	
31	2002	Schwarzburg	TH	
32	2003	Torgau	SN	
<hr/>				
33	2004	Stift Schlägl	AT	Nagel, J.
34	2005	Freising	BY	
35	2006	Staufen	BW	
36	2007	Alsfeld-Eudorf	HE	
37	2008	Trippstadt	RP	
38	2009	Ascona	CH	
39	2010	Körbecke (Möhnesee)	NW	
40	2011	Cottbus	BB	
41	2012	Ottenstein	NI	
<hr/>				
42	2013	Rychnov nad Kneznou	CZ	
43	2014	Lenzen	BB	
44	2015	Kammerforst	TH	
45	2016	Lyss	CH	
46	2017	Untermarchtal	BW	
47	2018	Víglaš	SK	
48	2019	Zwiesel	BY	
<hr/>				
49	2021	Online-Tagung		Nagel, R.-V.; Schmidt, M.
50	2022	Rendsburg	SH	
51	2023	Olbernhau	SN	

