

Wachstum und waldbauliche Behandlung
der Roteiche (*Quercus rubra* L.) in Nordwestdeutschland

Dissertation

zur Erlangung des Doktorgrades

Dr. forest.

der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie

der Georg-August-Universität Göttingen

vorgelegt von

Ralf-Volker Nagel

geboren am 19.04.1968 in Templin

Göttingen, Juni 2024

1. Gutachter: Prof. Dr. Hermann Spellmann

2. Gutachter: Prof. Dr. Christian Ammer

3. Gutachter: Prof. Dr. Hans Pretzsch

Tag der mündlichen Prüfung: 02. Februar 2024

Growth and Silviculture of Northern Red Oak
(*Quercus rubra* L.) in Northwest Germany

Dissertation

to attain the doctoral degree

Dr. forest.

of the Faculty of Forest Sciences and Forest Ecology

Georg-August-University Göttingen

Submitted by

Ralf-Volker Nagel

born on April 19th, 1968 in Templin

Göttingen, June 2024

1. Referee: Prof. Dr. Hermann Spellmann

2. Referee: Prof. Dr. Christian Ammer

3. Referee: Prof. Dr. Hans Pretzsch

Date of oral examination: February 2nd, 2024

Danksagung

Dafür, dass diese Arbeit nach so vielen, zu langen Jahren doch noch ihren Abschluss findet, danke ich allen, die daran einen Anteil haben, auf das Herzlichste.

Zuerst bedanken möchte ich bei Prof. Dr. Hermann Spellmann, von dem auch die Anregung zu diesem Thema stammt, für die so geduldige und beharrliche Betreuung der Arbeit, die Ermunterungen und die vielen anregenden Diskussionen. Gleichzeitig gilt mein Dank den beiden anderen Betreuern, Prof. Dr. Christian Ammer und Prof. Dr. Sven Wagner, denen ebenfalls einige Geduld und Flexibilität abverlangt wurde, auch für ihre Bereitschaft, einen so langen Text zu begutachten.

Niemals zustande gekommen wäre diese Arbeit ohne die vielen Kolleg:innen der Versuchsflächenaufnahme und der Versuchsflächenverwaltung, die mit hohem Fleiß und großer Genauigkeit unter teils widrigen Bedingungen arbeiten und jenen, die dies in früheren Jahrzehnten getan haben. Sie legen die Basis jeder Auswertung und dafür gebührt ihnen höchste Anerkennung. Hervorheben möchte ich an dieser Stelle Dr. Andreas Weller, Michael Wilke, Michael Gries und Thomas Janssen, die an vielen Versuchsneuanlagen im Rahmen dieser Arbeit maßgeblich beteiligt waren, Silvia Mangold und Christhilde Bobbert aus der Versuchsflächenverwaltung und Brigitte Häseker für die Hilfe beim Aufspüren längst verschollen geglaubter Unterlagen. Unter den „Ehemaligen“ gilt dieser Dank Dirk Müller, Andreas Richter, Natalien Erbach und Sonja Mollenhauer.

Besonderer Dank gilt Dr. Susanne Sprauer, die mir neben überaus wertvoller Unterstützung bei der Aufbereitung der ertragskundlichen Daten überhaupt erst den Weg in die Welt der Statistik-Software R und der Einzelbaumwachstumssimulation geebnet und darüber hinaus Teile des Manuskriptes durchgesehen hat. Für die Unterstützung in statistischen Fragen und zahlreiche diesbezügliche Lösungsvorschläge und Anregungen danke ich Dr. Holger Sennhenn-Reulen und Dr. Egbert Schönfelder ganz herzlich. An Robert Larkin vielen Dank für die Durchsicht der englischen Zusammenfassung.

Die Freiräume, die es erst ermöglicht haben, doch noch zu einem guten Ende zu kommen, verdanke ich, bezogen auf die Versuchsanstalt, in allererster Linie Dr. Thomas Böckmann und Axel Noltensmeier. Ihre Unterstützung hierin war von unschätzbarem Wert. Ihnen danke ich genauso wie Dr. Hendrik Rumpf, der mir außerdem die Auswertung der Verjüngungsversuche ermöglichte, für ihre Freundschaft. Noch viele weitere Kolleg:innen, die namentlich hier nicht genannt sind, unterstützten mich beharrlich mit Rat und Tat oder moralisch und ertrugen mit viel Verständnis, wenn ich manchmal sehr eingespannt war. Ihnen allen gilt ebenfalls mein herzlicher Dank.

Meiner Frau Ulrike und meinen Töchtern Laura-Sophie und Greta habe ich mit der Verfolgung dieses Projektes über die Jahre sehr viel, eigentlich zuviel abverlangt. Das ist kaum wieder gutzumachen. Deshalb gelten Euch meine allergrößte Dankbarkeit und meine ganze Liebe.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	9
2	Zielsetzungen.....	11
3	Stand des Wissens.....	15
3.1	Natürliche Verbreitung der Roteiche (<i>Quercus rubra</i> L.)	15
3.2	Anbauerfahrungen in Nordwestdeutschland.....	16
3.3	Wachstum.....	18
3.4	Standorte.....	20
3.5	Verjüngungsökologie und Verjüngungsverfahren.....	21
3.6	Bestandesbehandlung	24
4	Material und Methoden.....	27
4.1	Ertragskundliche Versuchs- und Probeflächen	27
4.2	Klimatische und edaphische Verhältnisse der ertragskundlichen Versuchsbestände.....	30
4.3	Versuchsflächen für spezielle Auswertungen	33
4.3.1	Versuche des Landeskompetenzentrums Forst Eberswalde (LFE) zur Modellvalidierung	33
4.3.2	Versuche mit Mischungen von gleichalter Roteiche und Rotbuche	35
4.3.3	Vergleichspaare von Beständen der Roteiche und einheimischer Eichenarten	37
4.3.4	Der Roteichen-Durchforstungsversuch Arenberg-Meppen 857	39
4.4	Datenaufnahmen.....	42
4.4.1	Ertragskundliche Datenaufnahmen.....	42
4.4.2	Bodenprobennahme	44
4.4.2.1	Bodenbeprobung und chemische Analysen der Versuche im niedersächsischen Tiefland.....	44
4.4.2.2	Spezielle Probennahme zur Streuzersetzung und Kohlenstoffverfügbarkeit	46
4.4.3	Datenaufnahmen der Verjüngungsversuche	49
4.5	Kontrolle und Aufbereitung der waldwachstumskundlichen Daten.....	49
4.6	Beschreibung der Datengrundlagen.....	51
4.6.1	Alters-Höhenbeziehung und Bonitätsfächer	51
4.6.2	Kronenbreite.....	52
4.6.3	Kronenansatz und Bekronungsgrad	54
4.6.4	Daten zur Bestandesdichte.....	54
4.6.5	Radial- und Grundflächenzuwachsbeobachtungen der Einzelbäume	57
4.6.6	Bestandeskennwerte als Grundlage der Ertragstafelerstellung.....	59
4.7	Methoden.....	62
4.7.1	Das Einzelbaumwachstumsmodell für Roteiche	62
4.7.2	Alters-Höhenbeziehung und Bonitätsfächer	63

4.7.3	Kronendimensionen von Roteichen	67
4.7.3.1	Kronenbreite.....	67
4.7.3.2	Kronenansatz und relative Kronenlänge (Bekronungsgrad)	71
4.7.4	Maximale Dichte von Roteichenbeständen	73
4.7.5	Grundflächenzuwachsmmodell der Einzelbäume	79
4.7.6	Methoden der Ertragstafelaufstellung.....	85
4.7.7	Auswertung des Roteichen-Durchforstungsversuchs Arenberg-Meppen 857	92
4.7.8	Ableitung eines einfachen Standort-Leistungsmodells.....	94
4.7.9	Laborversuch zur Streuzersetzung und Kohlenstoffverfügbarkeit.....	97
5	Ergebnisse ertragskundlicher und standörtlicher Untersuchungen	99
5.1	Teilfunktionen des Einzelbaumsimulators	99
5.1.1	Alters-Höhenbeziehung.....	99
5.1.2	Kronenbreite.....	101
5.1.3	Kronenansatz und Bekronungsgrad	104
5.1.4	Auswirkungen veränderter Kronendimensionen	107
5.1.5	Maximale Dichte von Roteichenbeständen	109
5.1.6	Neuparametrisierung des Grundflächenzuwachsmmodells von BWinPro/TreeGrOSS ..	116
5.1.7	Ein alternatives Grundflächenzuwachsmmodell für Roteiche	120
5.1.8	Sensitivitätsanalysen der verschiedenen Grundflächenzuwachsmmodelle	125
5.2	Bestandeswachstum von Roteichenbeständen in Nordwestdeutschland.....	130
5.2.1	Wachstum gleichalter Mischbestände aus Roteiche und Buche	130
5.2.2	Wachstumsvergleich von Roteichenbestände mit standortgleichen Trauben- und Stieleichenbeständen	134
5.2.3	Eine neue Roteichen-Ertragstafel für Nordwestdeutschland.....	139
5.2.3.1	Bonitätsfächer und Bonitierung der Versuchs-und Probeflächen	139
5.2.3.2	Grundbeziehung der Gesamtwuchsleistung über der Spitzenhöhe h100, durchschnittlicher Gesamtwuchs und laufender Volumenzuwachs	142
5.2.3.3	Weitere ertragskundliche Kennwerte der neuen Ertragstafel.....	147
5.2.3.3.1	Grundfläche des verbleibenden Bestandes	147
5.2.3.3.2	Durchmesser des Grundflächenmittelstamms und Stammzahl des verbleibenden Bestandes.....	148
5.2.3.3.3	Funktionaler Ausgleich weiterer ertragskundlicher Bestandeskennwerte.....	150
5.2.4	Roteichen-Durchforstungsversuchs Arenberg-Meppen 857: Bestandeswachstum und Durchmesserzuwachs der Z-Bäume.....	154
5.3	Standörtliche Befunde.....	161
5.3.1	Ein einfaches Standort-Leistungsmodell für die Roteiche in Nordwestdeutschland ..	161
5.3.2	Bodenchemische Charakterisierung von Roteichenstandorten im niedersächsischen Tiefland	166

5.3.3	Bodenzustand, Streuzersetzung und Kohlenstoffhaushalt in Rot- und Traubeneichenbeständen: Eine vergleichende Fallstudie im ostniedersächsischen Tiefland .	171
6	Fragen der künstlichen und natürlichen Verjüngung der Roteiche	179
6.1	Künstliche Bestandesbegründung.....	180
6.1.1	Etablierung und Wachstum von Roteiche auf der Freifläche im Vergleich zu anderen Eichenarten, Waldkiefer und Douglasie in der Hessischen Rheinebene.....	180
6.1.1.1	Anlass der Untersuchungen	180
6.1.1.2	Ziele der Versuchsauswertung	181
6.1.1.3	Material und Methoden	181
6.1.1.4	Ergebnisse.....	190
6.1.2	Waldumbauversuche zur Einbringung von Roteiche und anderen Mischbaumarten in reine Kiefernbestände auf armen Sanden im nordöstlichen Niedersachsen	197
6.1.2.1	Klimatische Verhältnisse und Standorte der Waldumbauversuche Wiese und Hüneberg.....	198
6.1.2.2	Der Waldumbauversuch Wiese.....	200
6.1.2.2.1	Versuchsziel.....	200
6.1.2.2.2	Material und Methoden.....	201
6.1.2.2.3	Ergebnisse	206
6.1.2.3	Der Waldumbauversuch Hüneberg.....	219
6.1.2.3.1	Versuchsziel.....	219
6.1.2.3.2	Material und Methoden.....	219
6.1.2.3.3	Ergebnisse	223
6.2	Versuche zur natürlichen Verjüngung von Roteichen-Altbeständen.....	229
6.2.1	Untersuchungsziele	229
6.2.2	Material und Methoden	230
6.2.3	Ergebnisse.....	235
6.2.3.1	Entwicklung der Naturverjüngungen	235
6.2.3.2	Wirkung von Verbissausschluss und Strahlungsangebot	239
6.2.3.3	Zusammenhang zwischen Strahlungsangebot und Bestandesgrundfläche	241
6.2.4	Fallstudie „Unechte Zeitreihe der Roteichennaturverjüngung“ im Versuch Lampertheim 128.....	242
6.2.4.1	Untersuchungsziel	242
6.2.4.2	Material und Methoden	242
6.2.4.3	Ergebnisse.....	248
7	Diskussion.....	253
7.1	Teilmodelle des Einzelbaumwachstums.....	253
7.1.1	Die Alters-Höhenbeziehung als Bestandteil des Einzelbaumwachstumsmodells.....	253
7.1.2	Einordnung des neuen Kronenbreitenmodells der Roteiche.....	258

7.1.3	Bekronungsgrad und Kronenlänge	266
7.1.4	Hinweise auf unberücksichtigte Effekte auf die Kronenausprägung von Roteichen ..	267
7.1.5	Konkurrenz und Freistellung in den Grundflächenzuwachsmodellen	269
7.1.6	Maximale Dichte von Roteichenbeständen zur Initialisierung konkurrenzbedingter Mortalität und als Referenz der Durchforstungssteuerung.....	271
7.1.7	Bewertung der Grundflächenzuwachsmodelle	276
7.1.7.1	Evaluierung der verschiedenen Grundflächenzuwachsmodelle	276
7.1.7.2	Validierung der Grundflächenzuwachsmodelle an unabhängigen Einzelbaumbeobachtungen	280
7.2	Bestandeswachstum.....	284
7.2.1	Wachstumsvergleich Roteiche – heimische Eichenarten auf gleichen Standorten	284
7.2.2	Kritische Einordnung des neuen Bonitätsfächers.....	284
7.2.3	Standort-Leistungsbezug der Roteiche in Nordwestdeutschland.....	289
7.2.4	Gesamtwuchsleistung in Abhängigkeit der Spitzenhöhe als problematische Grundbeziehung der neuen Ertragstafel.....	294
7.2.5	Grundflächenhaltung als Ausdruck des Behandlungsmodells der Ertragstafel	299
7.2.6	Weitere Kennwerte der neuen Roteichen-Ertragstafel	304
7.3	Künstliche und natürliche Verjüngung der Roteiche.....	307
7.3.1	Künstliche Verjüngung auf der Freifläche	307
7.3.2	Voranbau unter Kieferschirm	314
7.3.3	Natürliche Verjüngung der Roteiche	322
7.4	Ökologische Aspekte des Roteichenanbaus.....	330
7.4.1	Gefährdungen durch Pathogene und abiotische Risiken	330
7.4.2	Ökologische Integration	333
7.4.3	Standortinteraktion und Kohlenstoffumsätze von Roteichenbeständen	335
7.4.4	Ausbreitung der Roteiche in Beständen heimischer Baumarten.....	345
7.5	Synthese und Praxistransfer: Ein waldbauliches Konzept zur Begründung, Pflege und Nutzung von Roteichenbeständen	350
7.5.1	Angestrebter Waldaufbau und Ziele	350
7.5.2	Bestandesbegründung.....	352
7.5.3	Jungwuchs (Oberhöhe bis 3 m)	354
7.5.4	Jungbestand (Oberhöhe 3 bis 14 m)	354
7.5.4.1	Dickung (bis 3 bis 8 m Oberhöhe)	354
7.5.4.2	Gerten- bis Stangenholz (Oberhöhe 8 bis 14 m)	355
7.5.5	Stangenholz bis mittleres Baumholz (Oberhöhe 14 bis 24 m)	356
7.5.6	Mittleres bis starkes Baumholz (Oberhöhe 24 m bis zum Erreichen erster Zielstärken).....	358
7.5.7	Starkes Baumholz und Regenerationsphase	359

8	Schlussfolgerungen und Ausblick	361
9	Zusammenfassung	369
10	Abstract	376
11	Literatur	382
12	Anhang.....	414
	Anlage 1: Ertragskundliche Bestandeskennwerte der Versuchsflächen des LFE	414
	Anlage 2: Modellzusammenfassung und Residuen des neuen linearen Kronenbreiten- Modells („glm“) für Roteiche in Nordwestdeutschland.....	416
	Anlage 3: Residuen des neuen Kronenansatzmodells als verallgemeinertes, nichtlineares Modell (Generalized nonlinear least squares fit; ,gnls‘)	417
	Anlage 4: Modellzusammenfassung des linearisierten alternativen Grundflächen- zuwachsmodells AMod_AU	418
	Anlage 5: Ertragstafel der Roteiche in Nordwestdeutschland, gestaffelte Durchforstung.....	419
	Anlage 6: Verteilung der Residuen und Q-Q-Plot des Standort-Leistungsmodells für Roteiche in Nordwestdeutschland.....	423

1 Einleitung

Die Roteiche (*Quercus rubra* L.) ist eine Laubbaumart der Mischwälder des östlichen Nordamerikas. In Deutschland hat sie bereits eine lange forstliche Anbaugeschichte. Im Ergebnis einer 140-jährigen wissenschaftlichen Überprüfung ihrer Anbaueignung unter hiesigen Bedingungen wird, anders als bei den meisten anderen eingeführten Laubbaumarten, ihre Anbauwürdigkeit vielfach hervorgehoben (Otto 1993, Spellmann 1994, Nagel 2015, in Vor et al. 2015). Mit einer Nettofläche von knapp 50.000 ha im Hauptbestand (BMVEL 2014), einem Anteil von ca. 0,5 % der Waldfläche der Bundesrepublik Deutschland entsprechend (Bindewald et al. 2021), ist sie derzeit auch die flächenmäßig bedeutendste eingeführte Laubbaumart.

Die ersten forstlichen Anbauten in Deutschland gehen zurück bis in die Mitte des 18. Jahrhunderts (Wangenheim 1787). In späteren systematischen Anbauversuchen des Vereins der Forstlichen Versuchsanstalten Deutschlands (VDFV) von 1881 mit „ausländischen Baumarten“ (Ganghofer 1884) war die Roteiche bereits mit vergleichsweise umfangreichen Versuchsanbauten vertreten (Danckelmann 1884). Viele dieser Versuche entwickelten sich so erfolversprechend (Schwappach 1911), dass zu Beginn des 20. Jahrhundert breitere Praxisanbauten einsetzten. Die Versuchsauswertungen der Folgezeit bescheinigten der Roteiche stets eine überlegene Wuchsleistung gegenüber Stiel- (*Quercus robur* L.) und Traubeneiche (*Quercus petraea* [Matt.] Liebl.), darüber hinaus positive waldbauliche Eigenschaften, eine vergleichsweise hohe Widerstandsfähigkeit gegenüber abiotischen und biotischen Schäden sowie eine gute Qualität und vielfältige Verwendbarkeit ihres Holzes (Penschuck 1935, 1937, Zimmerle 1930, 1950, Stratmann u. Warth 1987, Lockow 2002, Seidel u. Kenk 2003). In zeitlichem Zusammenhang mit einer zweiten Anbauwelle nach dem 2. Weltkrieg (Amberg 1953) erschienen zwei grundlegende und bis heute maßgebliche forstwissenschaftliche Beiträge zur Roteiche in Deutschland. Für Westdeutschland erarbeitete Bauer (1953a) auf der Grundlage zahlreicher Probeflächenaufnahmen eine Ertragstafel für die gestaffelte Durchforstung, die in überarbeiteter Form (Bauer 1955, in Schober (Hrsg.) 1987; im Folgenden kurz: Bauer 1955) bis heute angewendet wird. Gleichzeitig wurden hier Grundzüge der Bestandesbehandlung skizziert. Für Ostdeutschland legten Göhre u. Wagenknecht (1955) kurze Zeit später eine umfassende Arbeit zum Wachstum, zur waldbaulichen Behandlung und zu den Holzeigenschaften der Roteiche vor, an der insbesondere die sehr differenzierte standörtliche Eignungs- und Leistungsbewertung hervorzuheben ist.

Nachdem der Roteichenanbau in den 1980er und 1990er Jahren durch stark an der potenziell natürlichen Vegetation orientierte Waldumbauprogramme stagnierte, hat das Interesse an der Baumart in jüngster Zeit angesichts der Herausforderungen des Klimawandels und insbesondere der Wiederbewaldung großer Schadflächen wieder deutlich zugenommen (Lüpke 2009, Klemmt et al. 2013, Kätzel et al. 2020, Nicolescu et al. 2020). Zeitgleich thematisiert ein intensiver naturschutzfachlicher Diskurs

Bedenken und Vorbehalte in Bezug auf potenzielle, von der Roteiche ausgehende Gefährdungen für heimische Lebensgemeinschaften, etwa durch eine invasive Ausbreitung oder einen negativen Einfluss auf Humus- und Bodeneigenschaften (Dreßel u. Jäger 2002, Nehring et al. 2013, Vor et al. 2015, Bindedwald et. al. 2021). Vor diesem Hintergrund widmet sich die vorliegende Arbeit neben bisher offenen Fragen des Wachstums auch Aspekten der Standortinteraktion und der Verjüngungsökologie der Roteiche. Die dadurch angestrebten Erkenntnisse sollen einen Diskussionsbeitrag zur Objektivierung von Erwartungen und Befürchtungen im Zusammenhang mit einer verstärkten waldbaulichen Berücksichtigung dieser eingeführten Baumart, insbesondere mit räumlichem Bezug auf Nordwestdeutschland, leisten. Eine umfangreiche, wenn auch nicht durchgehend homogene Grundlage entsprechender Untersuchungen bildet die in über 70 Jahren gewachsene und in den letzten 20 Jahren noch einmal gezielt erweiterte Versuchsflächen- und Datenbasis der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA) zur Roteiche.

2 Zielsetzungen

Die Ziele dieser Arbeit leiten sich aus mehreren wichtigen, mit dem Roteichenanbau verknüpften wissenschaftlichen und praktischen Fragestellungen ab. Allgemein wird ein Beitrag zur Verbesserung der wissenschaftlichen Grundlagen für standortgerechte, stabile, ökologisch zuträgliche und produktive Roteichenbestände in Nordwestdeutschland angestrebt. Für ein möglichst umfassendes Bild werden dabei Fragen des Wachstums, der Standortanpassung und der standortabhängigen Wuchsleistung sowie der waldbaulichen Behandlung und der Verjüngung bearbeitet. Darüber hinaus werden, soweit es die Datenlage zulässt, Aspekte der ökologischen Integration mit behandelt.

Nach aktuellen Waldbauplanungen soll die Roteiche künftig vorrangig in Mischbestände integriert werden (Böckmann et al. 2019, MULE Sachsen-Anhalt u. NW-FVA 2020). Deren Begründung und Entwicklung wird gleichzeitig als geeignete Maßnahme zur Risikosenkung im Klimawandel angesehen (Lüpke 2004, Wagner 2004). Die planerische und waldbauliche Steuerung von Rein- und Mischbeständen mit Roteiche erfordert zutreffende Planungsgrundlagen und Prognosewerkzeuge des Einzelbaum- und Bestandeswachstums. Die derzeit im Einzelbaumwachstumssimulator BWinPro/TreeGrOSS verwendeten Teilmodelle für die Roteiche wurden erstmalig von Nagel (1994) parametrisiert und kurze Zeit später letztmalig überarbeitet (Nagel 1999, Döbbeler et al. 2003). Nunmehr 20 Jahre später und auf einer deutlich erweiterten Datengrundlage von Zuwachsbeobachtungen und mit erstmalig verfügbaren Kronenablotungen und Stammfußkoordinaten werden im Rahmen dieser Arbeit folgende Teilfunktionen des Einzelbaumsimulators BWinPro/TreeGrOSS für die Roteiche neu parametrisiert:

- die Alters-Höhenbeziehung, die innerhalb des Wachstumssimulators BWinPro gleichzeitig den potenziellen Höhenzuwachs der Einzelbäume bestimmt
- das Kronenansatzmodell
- ein artspezifisches Kronenbreitenmodell, nachdem bisher das Kronenbreitenmodell der heimischen Eichen verwendet wurde. Beide Kronendimensionen werden als Variablen für die Modellierung der Kronenmantelfläche und der Konkurrenz der Einzelbäume - ihrerseits entscheidende Prädiktoren des Grundflächenzuwachsmodells - benötigt.
- die Funktion der maximalen Grundfläche als Bezugsgröße einer dichtebedingten Mortalität. Darüber hinaus wird die Möglichkeit der Herleitung einer oberhöhenabhängigen maximalen Bestandesdichte i. S. eines natürlichen Bestockungsgrades (Assmann 1956, Wördehoff 2016) als Referenz für die Steuerung der Durchforstungsstärke im Wachstumssimulator geprüft.
- das Grundflächenzuwachsmodell von BWinPro/TreeGrOSS: Es werden Modellansätze mit abstandsunabhängiger Konkurrenz (Nutzung aller mehrmals aufgenommenen Versuchsflächen)

und abstandsabhängiger Konkurrenz (Nutzung der Zuwachsbeobachtungen von Bäumen aus Versuchsflächen mit Stammfußkoordinaten) miteinander verglichen. Alternativ wird ein neuer Modellansatz unter Verwendung anderer Dimensionsgrößen als der Kronenmantelfläche für die Modellierung des Grundflächenzuwachses getestet.

Auf der Bestandesebene bieten Teile der Datengrundlage die Möglichkeit, vorrangig deskriptiv weiterführende Hinweise zu relevanten waldbaulichen bzw. ertragskundlichen Fragestellungen abzuleiten:

- Wie entwickeln sich die Wuchsrelationen von Roteichen und Rotbuchen (*Fagus sylvatica* L.) in gleichaltrigen Mischungen beider Baumarten und welche waldbaulichen Empfehlungen können daraus für die angestrebten Mischbestände abgeleitet werden?
- In welchem Verhältnis stehen die Wuchsleistungen von Beständen der Roteiche und der heimischen Stieleiche (*Quercus robur* L.) und Traubeneiche (*Quercus petraea* [Matt.] Liebl.) auf gleichem Standort?

Trotz der mittlerweile verfügbaren Einzelbaumwachstumssimulatoren spielen Bestandeswachstumsmodelle in Form von Reinbestands-Ertragstafeln in der forstlichen Praxis, der Forsteinrichtungsplanung und der Waldwertrechnung nach wie vor eine große Rolle (Pretzsch 2016, Staupendahl u. Schmidt 2016, Röhe et al. 2020, Albert et al. 2022). Wichtige Gründe dafür sind ihre leichte Zugänglichkeit und Anwendbarkeit (Albert et al. 2023). Die in Deutschland verwendete Roteichen-Ertragstafel von Bauer (1955) ist mittlerweile fast 70 Jahre alt. Inzwischen hat sich der Umfang verfügbarer Bestandesdaten wesentlich erweitert, Produktionsziele und damit verbundene waldbauliche Behandlungsvorstellungen haben sich gewandelt, und es hat sich eine Veränderung standörtlicher Verhältnisse vollzogen (Spiecker et al. 1996), die gegenwärtig v. a. durch den Klimawandel weiter forciert wird (Lindner et al. 2014, Messier et al. 2019) und das Waldwachstum beeinflusst. Die nunmehr zur Verfügung stehende breitere Datenbasis soll daher genutzt werden, um ein neues Bestandeswachstumsmodell der Roteiche für eine gestaffelte Hochdurchforstung mit dem Geltungsbereich Nordwestdeutschland zu erstellen. Unterschiede zur bestehenden Ertragstafel (Bauer 1955) werden einer kritischen Überprüfung und Einordnung unterzogen. Zur Validierung des Behandlungsmodells der neuen Ertragstafel, insbesondere der Eingriffsstärken zur Förderung von Z-Bäumen in der frühen Durchforstungsphase, kann ein jüngerer Roteichen-Durchforstungsversuch herangezogen werden.

Über diese waldwachstumskundlichen Fragestellungen hinaus wird im Rahmen der verfügbaren Datengrundlagen waldbaulichen Aspekten der standörtlichen Zuordnung sowie der künstlichen und natürlichen Verjüngung der Roteiche nachgegangen. Aktuelle Planungen des Waldumbaus ordnen der Roteiche als Haupt- und Mischbaumart ein gegenüber früheren Vorstellungen breiteres Standortspekt-

rum zu (Böckmann et al. 2019, MULE Sachsen-Anhalt u. NW-FVA 2020, NW-FVA u. Hessischer Waldbesitzerverband 2021). Dies ist neben der allgemein angestrebten Erweiterung der Baumartenpalette um standörtlich weniger anspruchsvolle Laubbaumarten insbesondere Ausdruck eines speziell von der Roteiche erwarteten Anpassungspotenzials an projizierte künftige Klimabedingungen (Kätzel et al. 2020). Diese erweiterten Planungsbereiche schließen Standorte ein, für die bisher weniger belastbare Einordnungen des Wachstums und des waldbaulichen Verhaltens der Roteiche vorliegen. Ein einfaches Standort-Leistungsmodell, welches den Einfluss von Boden- und Klimavariablen auf die Wuchsleistung der Roteiche abbildet, soll deshalb erstmals quantitative Aussagen zu ihrer standörtlichen Amplitude ermöglichen. In Bezug auf eine ökologische Zuträglichkeit wird der Frage potenzieller negativer Rückwirkungen auf Humus- und Bodeneigenschaften nachgegangen, mit denen eine Skepsis gegenüber der vermehrten waldbaulichen Verwendung der Baumart häufig begründet wird.

Im Bereich der Waldverjüngung stellt die Wiederbewaldung riesiger Kahlfelder in Folge von Sturmwurf und mehreren aufeinanderfolgenden Dürrejahre seit 2018 (BMEL 2022) derzeit eine große Herausforderung dar. Unmittelbare Anforderungen an dafür geeignete Baumarten sind neben der langfristigen Anpassungsfähigkeit an Klimaveränderungen und der Integrationsfähigkeit in Mischbestände vor allem ein hoher Kulturerfolg unter den extremen Freiflächenbedingungen und die Durchsetzungsfähigkeit gegenüber konkurrenzstarker Begleitvegetation. Für diesen speziellen Einsatzbereich knüpfen sich ebenfalls einige Erwartungen an die Roteiche. Neben der Wiederbewaldung besteht im Waldumbau reiner Kiefernbestände des Tieflandes, wird gerade auf schwächeren Standorten und unter künftig trockeneren und wärmeren Klimabedingungen, ein Potenzial für größere Flächenanteile gesehen (NMLELV 2004). In den tieferen Lagen des Berglandes könnten Mischungsanteile von Roteiche angesichts der erwarteten höheren Trockenstressgefährdung von Buchenbeständen zur Stabilisierung beitragen (Böckmann et al. 2019, MULE Sachsen-Anhalt u. NW-FVA 2020, NW-FVA u. Hessischer Waldbesitzerverband 2021) und schließlich sollen Naturverjüngungspotenziale in die Regeneration vorhandener älterer Roteichenbestände einbezogen werden. Viele daran geknüpfte waldbautechnische Fragen sind bisher nicht abschließend beantwortet. Die NW-FVA verfügt über mehrere längerfristig beobachtete Anbau- und Waldumbauversuche mit Roteiche auf teilweise schwierigen Standorten unter bereits heute ungünstigen klimatischen Bedingungen sowie einige Untersuchungsflächen zu ihrer natürlichen Verjüngung. Für sich genommen trägt jede dieser Versuchsflächen weitgehend den Charakter einer Fallstudie. Trotzdem können Auswertung und Ergebniseinordnung dieser Versuche zu besser abgesicherten Entscheidungshilfen für die Bestandesbegründung der Roteiche unter verschiedenen waldbaulichen Ausgangsbedingungen beitragen. Die Beteiligung weiterer Baumarten in den Versuchen erlaubt zudem den direkten Vergleich waldbaulicher Eigenschaften. Folgenden konkreten Fragen wird im Zusammenhang mit der Verjüngung der Roteiche nachgegangen:

- Welche Faktoren bestimmen den Erfolg der künstlichen Bestandesbegründung mit Roteiche, und sind dies die gleichen wie bei heimischer Stiel- und Traubeneiche?
- Wie verläuft das Jugendwachstum der Roteiche auf der Freifläche und unter einem Kiefernschirm im Vergleich zu anderen heimischen und eingeführten Baumarten?
- Welche Lichtansprüche hat die Roteiche für eine sichere Etablierung in übershirmten Ausgangssituationen?
- Welche Faktoren bestimmen neben der Lichtsteuerung den Erfolg der natürlichen Verjüngung von Roteichenbeständen?

Als Synthese aller untersuchten Teilaspekte soll schließlich ein waldbauliches Behandlungskonzept für die Roteiche entworfen werden, das die gewonnenen Erkenntnisse zum Wachstum, den Standortansprüchen, den waldbaulichen Eigenschaften und der Verjüngungsökologie integriert und einer unmittelbaren praktischen Anwendung verfügbar macht.

3 Stand des Wissens

3.1 Natürliche Verbreitung der Roteiche (*Quercus rubra* L.)

Das große natürliche Verbreitungsgebiet der Roteiche liegt in den östlichen USA und dem Südosten Kanadas (Abb. 1). Es erstreckt sich von der Atlantikküste bis an den Rand der Prärien. Unter den Eichenarten im Osten Nordamerikas erreicht *Quercus rubra* L. neben *Quercus macrocarpa* Michx. die nördlichste Verbreitung, was vor allem auf ökologische Vorteile des Reservestoffspeichers ihrer großen Früchte zurückgeführt wird (Aizen u. Patterson 1990). Im Süden reicht das Areal bis Alabama und Georgia, ohne jedoch die Golfküste zu tangieren (Little 1971, USDA NRCS 2002). Eine höhenzonale Verbreitungsgrenze wird mit bis zu 1800 m ü. NN in den südlichen Appalachen angegeben (Schenck 1939, Sander 1990, USDA NRCS 2002).

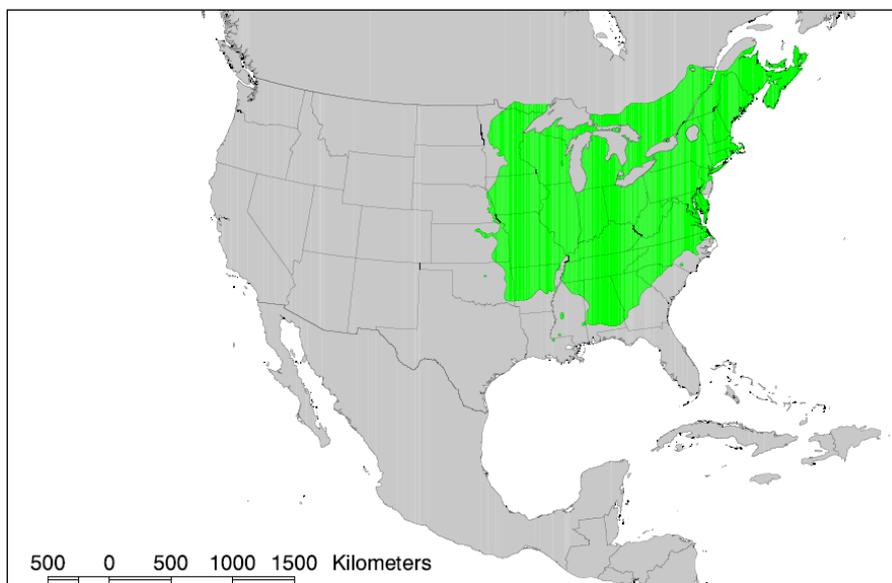


Abbildung 1: Natürliches Verbreitungsgebiet von *Quercus rubra* L., aus: USGS 2013; nach Little 1971

Dieses riesige Areal ist durch eine weite Spanne klimatischer Bedingungen gekennzeichnet. Die jährlichen Niederschlagsmengen variieren zwischen 600 mm an der westlichen Arealgrenze und über 2.000 mm in den südlichen Appalachen. Die Jahresmitteltemperaturen bewegen sich in der sehr großen Spanne von 4,5 bis 16 °C (Sander 1990, Tirmenstein 1991, Thompson et al. 1999). Dabei erträgt die Roteiche sehr kalte Winter (Januarmittel von -14 °C) und sehr heiße Sommer (Julimittel bis 26 °C). Im trockeneren Teil des Verbreitungsgebiets fällt jedoch mindestens die Hälfte der Niederschläge in der Vegetationsperiode, wobei aber auch längere Trockenperioden ertragen werden sollen (Bauer 1953a). Die Länge der Vegetationsperiode reicht von nur 100 Tagen im Norden bis zu 220 Tagen im Süden. Im Ohio-Tal und an den Westhängen der Alleghenies, wo die besten Wuchsleistungen erzielt werden, liegen die durchschnittlichen Jahresniederschläge bei 1.000 mm, die Hälfte davon in der Vegetationszeit, die Jahresdurchschnittstemperatur bei 12,8 °C und die Länge der Vegetationsperiode bei

160 Tagen. Die Roteiche ist in vielen Waldtypen bzw. natürlichen Waldgesellschaften des östlichen Nordamerikas vertreten (Kuchler 1964, Eyre 1980, Sander 1990, Johnson et al. 2002), allerdings selten in Reinbeständen oder als vorherrschende Baumart. In artenreichen Mischbeständen der mittleren und besseren Standorte ist sie vergesellschaftet mit zahlreichen Laub- und Nadelbaumarten wie Rotahorn (*Acer rubrum* L.), Zuckerahorn (*Acer saccharum* Marsh.), Tulpenbaum (*Liriodendron tulipifera* L.), Strobe (*Pinus strobus* L.), Kanadischer Hemlocktanne (*Tsuga canadensis* [L.] Carrière), Spätblühender Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.), Amerikanischer Buche (*Fagus grandifolia* Ehrh.) sowie Hickory-Arten (*Carya spec.*). Außerdem kommen allein 15 weitere Eichenarten der Sektionen Lobatae (Roteichen) und *Quercus* (Weißeichen) in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet vor (Johnson et al. 2002). Aus der natürlichen Arealgröße und der nacheiszeitlichen Rückwanderung resultiert eine genetische Differenzierung der Art (Kriebel et al. 1976, Schlarbaum et al. 1982, McDougal u. Parks 1984). In der Literatur wird sogar häufiger auf die Ausprägung von zwei Varietäten verwiesen (Schenck 1939, Göhre und Wagenknecht 1955, Tirmenstein 1991). Im südlichen Teil des Verbreitungsgebietes soll die durch kleinere Früchte und weiter die Eichel umschließende Fruchtblöcher gekennzeichnete, weniger wüchsige Varietät *ambigua* vorherrschen, im nördlichen Arealteil die wüchsiger, morphologisch an größeren Früchten und einem deutlich flacheren Fruchtblöcher zu identifizierende Varietät *rubra* (USDA NRCS 2002). In Teilen des Verbreitungsgebietes überlappt sich das Vorkommen beider Varietäten. Dagegen fanden Magni et al. (2005) bei Untersuchungen an Chloroplasten-DNA aus dem gesamten natürlichen Verbreitungsgebiet für die Roteiche eine im Vergleich zu anderen Eichenarten geringere genetische Variabilität. Zurückgeführt wird dies auf ein großes, einheitliches Rückzugsgebiet während der letzten Eiszeit mit nur wenigen nördlich vorgelagerten Refugien. Für die Ernte und Verwendung forstlichen Vermehrungsgutes in der zentralen nördlichen Laubwaldregion der östlichen USA, wo die Roteiche die größte forstliche Bedeutung besitzt, wird deshalb eindeutig die Bewertung des einzelnen Erntebestandes vor der Berücksichtigung eines geografischen Herkunftsgebietes empfohlen (Kriebel et al. 1976).

3.2 Anbauverfahren in Nordwestdeutschland

Der derzeitige Anbauumfang der Roteiche im Hauptbestand norddeutscher Wälder (Bundesländer Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt, Schleswig-Holstein) liegt bei 18.600 ha (BMEL 2014), was einem Flächenanteil von 0,5 % und damit genau dem Bundesdurchschnitt (Bindewald et al. 2021) entspricht. Damit ist die Roteiche auch in Norddeutschland die bedeutendste eingeführte Laubbaumart. Nach Europa, wo sie derzeit eine Fläche von 345.000 ha einnimmt (Bindewald et al. 2019), gelangte sie als eine der ersten amerikanischen Eichenarten bereits 1691 (Badoux 1932, Göhre u. Wagenknecht 1955). In Deutschland erlangte die Roteiche nach anfänglicher Verwendung als Park- und Ziergehölz ab der Mitte des 18. Jahrhunderts forstliche Beachtung (Grundner 1921, Göhre u. Wagenknecht 1955, Stratmann 1988). Eine systematische Untersuchung begann jedoch erst in der zweiten

Hälfte des 19. Jahrhunderts, angeregt durch die Denkschrift des John Booth aus dem Jahre 1880 und dem daraus folgenden Erlass der preußischen Regierung zur Anlage von Versuchen zur Anbaufähigkeit „ausländischer Holzarten“, der 1881 in einen entsprechenden Arbeitsplan des forstlichen Versuchswesens mündete (Danckelmann 1884, Penschuck 1935). Danach wurden in ganz Deutschland erstmals wissenschaftlich begleitete Anbauten angelegt, mit dem Ziel die erdgeschichtlich bedingte Baumartenarmut in Mitteleuropa durch die Einführung anbauwürdiger fremdländischer Baumarten zu bereichern. Damalige Kriterien der Anbauwürdigkeit waren wesentliche Vorzüge in der Massen- oder Wertleistung gegenüber heimischen Baumarten auf vergleichbaren Standorten, eine möglichst große Amplitude standörtlicher Anbaumöglichkeiten, die Verwendbarkeit als Mischbaumart, die Widerstandsfähigkeit gegenüber Witterungsextremen oder eine Vorzüglichkeit in anderen wesentlichen Eigenschaften (Ganghofer 1884). Die Roteiche wurde in diesen Anbauversuchen in einem vergleichsweise großen Umfang berücksichtigt (Danckelmann 1884, Schwappach 1901, Schwappach 1911, Grundner 1921, Kilius 1930, Zimmerle 1950, Mitscherlich 1957a, b). Eine noch weiter zurückreichende forstliche Anbaugeschichte der Baumart in Norddeutschland ist sehr gut für den Stadtwald Lübeck dokumentiert (Reimers 2011, unveröffentlicht). Hier erfolgte ein systematischer Anbau bereits seit 1846 und einer der ältesten Bestände von 1852, mit einer einmaligen ertragskundlichen Aufnahme von 1955 auch Teil der Datengrundlage dieser Arbeit, existiert noch heute. Auswertungen der Versuchsanbauten (Schwappach 1911, Zimmerle 1930, Penschuck 1935, Penschuck 1937, Zimmerle 1950, Wiedemann 1951) kamen übereinstimmend zu dem Schluss, dass die Roteiche als eine der wenigen eingeführten Baumarten und einzige Laubbaumart auf vielen Standorten in Deutschland anbauwürdig ist. Bestärkt wurden diese Befunde durch die umfassenden waldwachstumskundlichen und waldbaulichen Auswertungen von Bauer (1953a) für Westdeutschland sowie Göhre u. Wagenknecht (1955) für Ostdeutschland. Die frühen, noch heute wichtigen, jedoch zunächst noch stärker ertrags- und verwendungsorientierten Kriterien der Anbauwürdigkeit eingeführter Baumarten erweiterte Otto (1993) um weitere Gesichtspunkte einer ökologischen Zuträglichkeit. Neben Standortanpassung und Bodenpfleglichkeit wurden hierbei eine geringe Risikobelastung der Art selbst und von ihr ausgehend für andere Arten, die Integrierbarkeit in die heimische Flora und Fauna sowie die Möglichkeiten der Naturverjüngung und der Integration in strukturreiche Wälder gefordert. Nach den meisten dieser Kriterien wird die Roteiche von Otto (1993) ebenfalls positiv beurteilt. Befürchtungen hinsichtlich der Einschleppungsgefahr der potenziell gefährlichen Amerikanischen Eichenwelke (*Ceratocystis fagacearum*) haben sich zwischenzeitlich deutlich relativiert (Lüpke 2001). Gewisse Fragen zur Standortpfleglichkeit und mit der Roteiche zu entwickelnder Waldstrukturen blieben damals noch offen. Im Hinblick auf den projizierten Klimawandel wird *Q. rubra* L. als eine an mittlere Störungen gut angepasste Art eingeschätzt, die geeignet erscheint, bei Veränderungen des Störungsregimes die Resilienz von Waldökosystemen zu erhöhen (Lüpke 2001, 2009). Die Waldbauprogramme einiger norddeutscher Bundesländer sehen

auch vor diesem Hintergrund eine bemessene Anbauausweitung vor. Diese soll vorrangig im Rahmen des Waldumbaus zulasten reiner Kiefernbestände auf schwächeren und mittleren Standorten des Tieflandes und grundsätzlich mit ökologisch wirksamen Mischungsanteilen der heimischen Rotbuche erfolgen (NMLELV 2004, SHLF 2011). Jüngste Konzepte zur klimaangepassten Baumartenwahl sehen höhere Roteichenanteile auch auf Mittelgebirgsstandorten bis in Höhenlagen von 450 m ü. NN vor (Böckmann et al. 2019, MULE Sachsen-Anhalt u. NW-FVA 2020). Außerdem wird die Roteiche als eine von mehreren Optionen zur Substitution der Buche als Laubmischbaumart auf Standorten angesehen, wo für letztere künftig ein hohes Trockenstressrisiko projiziert wird (Böckmann et al. 2019, NW-FVA u. Hessischer Waldbesitzerverband 2021). Aus damit verbundenen Erweiterungen des Anbau- und Standortspektrums im Zusammenhang mit den Projektionen der Klimaentwicklung in Nordwestdeutschland (Spellmann et al. 2011, Albert et al. 2017) ergibt sich weiterer Forschungsbedarf zur Standortanpassung der Baumart.

3.3 Wachstum

Q. rubra L. zeigt sowohl in ihrem Ursprungsareal in Nordamerika, wo sie auf mittleren, frischen Standorten zu den wüchsigsten Eichenarten gehört (Carmean u. Hahn 1983), als auch in Deutschland auf einem relativ breiten Standortspektrum ein gutes Wachstum. Stratmann und Warth (1987) schätzten die erreichbare Volumenleistung in Nordwestdeutschland auf nicht extremen Standorten zwischen jener der heimischen Eichen und der Buche ein, wobei die Durchmesserentwicklung beiden überlegen sei (siehe auch Mitscherlich 1957a, b, Lockow 2002, Seidel u. Kenk 2003). Auch wenn Holzqualität und Holzerlöse nicht ganz an die heimischen Eichenarten heranreichen, dürfte dies im Wertertrag durch die hohe Massenleistung und eine deutlich kürzere Produktionszeit mehr als kompensiert werden, so die Vermutungen (Göhre u. Wagenknecht 1955, Seidel u. Kenk 2003, Klemmt et al. 2013).

Ein Bestandeswachstumsmodell für die Roteiche in Deutschland für eine gestaffelte Durchforstung (erst stark, dann mäßig) erarbeitete Bauer (1953a). Auf der Grundlage zahlreicher Probeflächenaufnahmen in Westdeutschland und den Niederlanden leitete er einen Bonitätsfächer mit drei Ertragsklassen ab. Eine überarbeitete Version dieser Ertragstafel (Bauer 1955) weist deutliche Unterschiede gegenüber der ursprünglichen Version auf. Diese bestehen unter anderem in dem einheitlich höheren Endalter von 100 Jahren für alle drei Ertragsklassen, geringen Änderungen des Verlaufs der Mittelhöhenentwicklung und die Ergänzung um die Angabe der Spitzenhöhen h_{100} , die laut Schober ((Hrsg.) 1987, S. 6) auf Bergel zurückgeht. Weitere Veränderungen bestehen in einer deutlicheren Staffelung der Grundflächen- und Vorratsverläufe mit einem allmählicheren Anstieg und höheren Endwerten im Alter 100 Jahre und der Korrektur eines vorher nicht plausiblen, weil stark einbrechenden laufenden Zuwachses der I. Ertragsklasse im damals gering mit Daten belegten Altersbereich über 70 Jahre. Die

Roteiche zeichnet sich nach dem Bonitätsfächer dieser Tafel durch ein rasches, den heimischen Eichenarten und der Rotbuche überlegenes Höhenwachstum in der Jugend aus. Bestätigend fand Brun (1987) bei Stammanalysen an Roteichen eines Altersbereiches von 13 bis 22 Jahren auf guten Standorten im Aargau/Schweiz ein durchschnittliches jährliches Höhenwachstum von 0,86 m. Sehr wüchsige junge Bestände in einem Altersbereich zwischen 19 und 32 Jahren dokumentierte auch Mauerhof (2011) für das nordwestdeutsche Tiefland. Von neun von ihm untersuchten Beständen lagen sieben nach ihrer Oberhöhe deutlich über der I., teilweise sogar über einer extrapolierten 0. Ertragsklasse der Ertragstafel (Bauer 1955). Der in einigen Beständen beigemischten, gleichalten Rotbuche zeigte sich die Roteiche im Höhenwachstum zunächst weit überlegen, während der Vorsprung gegenüber der Hainbuche (*Carpinus betulus* L.) auf einem ziemlich gut versorgten, frischen Standort gering war. Göhre u. Wagenknecht (1955) bestätigten nach umfangreichen eigenen Probeflächenerhebungen in Nordostdeutschland den Verlauf der Mittelhöhenentwicklung der westdeutschen Ertragstafel (Bauer 1953a), stellten aber die Notwendigkeit heraus, das beschriebene Leistungsspektrum um eine 0. und eine IV. Ertragsklasse zu erweitern. Für Süddeutschland und Sachsen konnte ein starkes Nachlassen des Höhenwachses und des laufenden Volumenzuwachses ab einem Alter von 60 Jahren, wie es insbesondere die erste Version der Ertragstafel (Bauer 1953a) abbildet, nicht bestätigt werden (Mitscherlich 1957a, b, Wenk et al. 1990).

Höchste Volumenleistungen weit oberhalb des Rahmens der Ertragstafel von Bauer (1955) fanden Seidel u. Kenk (2003) auf mäßig frischen Standorten (Lösslehm über Buntsandstein/Tonlöss/Feinlehm) mit hohen Niederschlägen und einem ausreichenden Wärmeangebot in Baden-Württemberg. Im Alter von 120 Jahren werden hier von den leistungsstärksten Beständen Oberhöhen von deutlich über 40 m erreicht. Dies bedeutet gegenüber gleichalten, standortgleichen Traubeneichenbeständen eine Überlegenheit um 11 bis 14 m in der Höhenentwicklung und eine um bis zu 500 Vorratsfestmeter je ha höhere Gesamtwuchsleistung. Brusthöhendurchmesser von 60 cm werden in 60 bis 80 Jahren erzielt. Einen neuer Bonitätsfächer für Baden-Württemberg (Klädtko 2016) bestätigte die außerordentliche Leistungsfähigkeit der Roteiche in Süddeutschland. Dagegen scheint im kontinentalen Südosten Brandenburgs eine wirtschaftliche Grenze der Anbauwürdigkeit auf ziemlich armen, mäßig frischen Standorten bei gleichzeitig geringen Niederschlägen gegeben zu sein, wo die Roteiche nur noch eine Leistung entsprechend einer extrapolierten IV. Ertragsklasse erreicht (Stähr u. Peters 2004). Häufig hervorgehoben wird die ausgesprochen starke Selbstdifferenzierung der Baumart auch in gleichaltrigen Beständen, was bei hochdurchforstungsartiger Behandlung zur dauerhaften Erhaltung eines stammzahlreichen arteigenen Unterstandes führt (Bauer 1953a, Göhre u. Wagenknecht 1955, Stratmann u. Warth 1987, Spellmann 1994, Lüdemann u. Bernsmann 1998, Danusevicius et al. 2002, Mauerhof 2011). Dagegen zweifelte Otto (1993) noch an der Fähigkeit der Roteiche zur Ausbildung dauerhaft strukturrei-

cher Wälder. Erstaunlich hohe Dichten lebender Bäume können sich in unbehandelten Roteichenbeständen erhalten. So wurden in Thüringen Grundflächenhaltungen von über 50 m² je ha gemessen (Trauboth 2004). In Amerika gilt die Roteiche als langlebige Baumart, die in Old Growth-Beständen Alter von 250 bis 500 Jahren erreichen kann (USDA NRCS 2002, Gevel et al. 2012). Demgegenüber ging Bauer (1953a) anhand damals sehr weniger älterer Bestände in Deutschland von deutlich nachlassender Vitalität bereits ab einem Alter von 100 Jahren aus.

Für das natürliche Verbreitungsgebiet beschreiben amerikanische Ertragstafeln (z. B. Schnur 1937, Dale 1972) ein ähnliches Leistungsspektrum der Oberhöhenentwicklung wie die derzeit genutzte Ertragstafel von Bauer (1955) und differenzieren im oberen und unteren Leistungsbereich etwas feiner. Roteichen-Ertragstafeln anderer europäischer Länder (Bastide u. Faber 1972, Laurent et al. 1988, Rédei et al. 2007) kommen durch die Unterstellung anderer Behandlungsmodelle sowie durch mögliche regionale Abweichungen des Ertragsniveaus zu etwas differierenden Ertragszahlen und weisen in einigen Fällen auch höhere Volumenleistungen aus.

Mit der heutigen waldbaulichen Fokussierung auf Mischbestände gewinnt für forstliche Planungen die Möglichkeit einer zutreffenden Beschreibung des Einzelbaumwachstums in unterschiedlichen Bestandesstrukturen und in Reaktion auf verschiedene Managementmaßnahmen stark an Bedeutung. An der NW-FVA wurde für solche Fragestellungen der Einzelbaumwachstumssimulator BWinPro/TreeGrOSS entwickelt (Nagel 1994, 1999, Nagel et al. 2002) und in komplexe forstliche Planungs- und Prognosewerkzeuge wie den Waldplaner (Hansen u. Nagel 2014) integriert. Im Rahmen dieses Simulators hatte Nagel (1994, 1999) ein erstes Einzelbaumwachstumsmodell für die Roteiche auf der Grundlage damals zur Verfügung stehender Einzelbaumdaten wiederholter ertragskundlicher Messungen (BHD-Vollerhebungen, repräsentative Messungen von Höhen und Kronenansätzen) von Versuchsflächen in Nord- und Westdeutschland parametrisiert. Zur Sicherung der Vorhersagequalität dieser Softwarelösungen ist die periodische Überprüfung, Weiterentwicklung und Neuparametrisierung ihrer wachstumskundlichen Grundlagen erforderlich (Pretzsch u. Dursky 2001, Pretzsch et al. 2002 b), zumal in der damaligen Datenbasis junge Bestände ≤ 40 Jahre, alte Bestände ≥ 100 Jahre sowie Daten aus Mischbeständen kaum vertreten waren. Außerdem standen Baumpositionen zur Abbildung einer abstandsabhängigen Konkurrenz sowie an Roteichen gemessene Kronenbreiten überhaupt nicht zur Verfügung.

3.4 Standorte

Hinsichtlich der das Vorkommen und das Wachstum bestimmenden Bodenverhältnisse zeigt die Roteiche in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet eine sehr breite Standort- und Klimaamplitude (Tirmenstein 1991, Thompson et al. 1999). Eindeutig bevorzugt werden jedoch frische Unter- und Mittelhanglagen mittlerer Nährstoffversorgung, vorrangig in Nord- und Ostexposition, sowie gut drainierte Plateaus und Täler. Hier erbringt die Roteiche höchste Wuchsleistungen auf tiefgründigem, sandigem

Lehm mit leicht saurem pH-Wert. Gemieden werden starke Staunässe ebenso wie sehr trockene Standorte, wobei die Besiedlung letzterer jedoch grundsätzlich möglich ist (Abrams 1992, Desmarais 1998). Erste Anhaltspunkte einer standortabhängigen Leistungsfähigkeit von Roteichenbeständen in Nordwest- bzw. Ostdeutschland lieferten in beschreibender Form sowohl Bauer (1953a) und deutlich differenzierter Göhre u. Wagenknecht (1955). Der geplante Einsatz der Roteiche im Rahmen des Umbaus von Kiefernbeständen gerade auf schwächeren Standorten erfordert die nähere Bestimmung wirtschaftlicher und ökologischer Anbaugrenzen. Dabei spielen sowohl der Vergleich mit Baumartenalternativen wie den heimischen Eichenarten Stiel- und Traubeneiche, als auch der Einfluss einer Roteichenbestockung auf den Standort eine Rolle. Zu letzterem finden sich in der Literatur widersprüchliche Angaben (Wittich 1961, Gulder 1999, Dreßel u. Jäger 2002, Heinsdorf 2002, Goßner 2004, Heinsdorf et al. 2011, Nehring et al. 2013). Häufig wird auf eine gegenüber heimischen Laubbaumarten schlechtere Streuzersetzung abgehoben und daraus recht pauschal auf eine Beeinträchtigung der Nährstoffkreisläufe gefolgert (Wittich 1943, 1961, Thomasius u. Hartig 1989, Gulder 1999, Dreßel u. Jäger 2002, Goßner 2004, Nehring et al. 2013). Quantitative, mit empirischen Befunden unteretzte Angaben wie von Heinsdorf (2002), Straigytė et al. (2009) und Heinsdorf et al. (2011) bleiben dagegen bisher selten.

3.5 Verjüngungsökologie und Verjüngungsverfahren

Auf den meisten Standorten ihres Heimatareals wird die Roteiche mittlerer Sukzessionsstadien zugeordnet (Crow 1988, Aizen u. Patterson 1990, Desmarais 1998, Gribko et al. 2002, Moran 2010), ähnlich wie Stiel- und Traubeneiche in Mitteleuropa. Im Vergleich zu diesen zeichnet sie sich nach bisherigen Erkenntnissen in der Verjüngungsphase durch eine etwas höhere Schattentoleranz aus (Vor u. Lüpke 2004, Major et al. 2013). Für Noramerika beschrieben wird die Resilienz der Roteiche gegenüber Waldbränden, insbesondere Bodenfeuern geringerer Intensität, durch ein ausgesprochen gutes Wiederausschlagvermögen aus Adventivknospen bis hin zum Wurzelstock (Abrams 1992, Lear et al. 2000). Auf dem gezielten Einsatz von Feuer beruhende Landnutzungspraktiken der Ureinwohner wie auch der ersten europäischen Siedler sollen nach neueren Erkenntnissen viel größere Landschaftsanteile des östlichen Nordamerikas beeinflusst haben als früher angenommen (Patterson u. Sassaman 1988, Hicks 1997, Rentch et al. 2003, Nowacki u. Abrams 2008, Thompson et al. 2013). Sie gewährleistete mutmaßlich einen Regenerations- und Ausbreitungsvorteil der Roteiche gegenüber zwar schattentoleranteren, aber feuerempfindlicheren Konkurrenzbaumarten. In Mischbeständen soll sich die Roteiche außerdem behaupten, weil ihre Naturverjüngung mehrere Jahre unter dichtem Schirm überdauern kann und sich dadurch „Verjüngungsvorräte“ aus mehreren Samenjahren aufbauen (Johnson et al. 2002), die auf entstehende Übershirmungslücken mit gesteigertem, wenn auch nicht rasantem Höhenwachstum reagieren können (Major et al. 2013). Bestimmte Anpassungsmerkmale in diesem Zusammenhang charakterisieren die Roteiche als Spezialistin für kleinere Übershirmungslücken, unter den heimischen Baumarten am ehesten vergleichbar dem Bergahorn (*Acer pseudoplatanus* L.), gegenüber

dem sie in einigen physiologischen Eigenschaften allerdings sogar im Vorteil sein soll (Kuehne et al. 2014). In Nordamerika wird in jüngerer Zeit trotzdem ein starker Rückgang der wirtschaftlich und ökologisch bedeutenden Roteiche beklagt, besonders dramatisch in der Verjüngungsschicht (McGee u. Loftis 1993, Johnson et al. 2002, Abrams 2003, Woodall et al. 2008, Fei et al. 2011) und stärker auf mittleren bis besseren Standorten als auf ärmeren, sandigen Substraten (Rogers et al. 2008, Flatley et al. 2015). Dafür verantwortlich gemacht wird ein Ursachenkomplex aus dem Ausbleiben von Waldbränden („Fire and Oaks“-Hypothese, Abrams 1992, Flatley et al. 2015), der einzelstammweisen statt flächigen Endnutzung und einer daraus resultierenden Dominanz des Unterstandes aus schattentoleranteren Arten wie Rotahorn, auf besseren Standorten auch Zuckerahorn und Amerikanische Buche (McGee 1975, Crow 1988, Nowacki et al. 1990, Abrams 1992, Nowacki u. Abrams 2008). Hinzu kommt eine extreme Zunahme des Verbisses der vom Wild sehr stark präferierten Roteiche durch überhöhte Populationen von Weißwedelhirschen (Collins u. Carson 2003, Rooney u. Waller 2003, Wakeland u. Swihart 2009) sowie eine infolge häufigerer Witterungsextreme und Schwammspinnerfraßes verringerte Samenproduktion (McGee u. Loftis 1993) und weitere komplexe Faktoren (Garcia und Houle 2005). Das Ziel, wieder größere Roteichenanteile in der Verjüngung zu etablieren, wird in Nordamerika mit verschiedenen, z. T. kombinierten waldbaulichen Verfahren verfolgt (Desmarais 1998, Dey et al. 2008). Diese reichen vom Einsatz von Herbiziden gegen Begleitvegetation und konkurrierende Baumarten im Unterstand schon vor Hiebsreife der Altbestände über Variationen der Schirmsteuerung, der Wiederaufnahme des gezielten Einsatzes von Bodenfeuern bis hin zur ergänzenden Pflanzung und Saat – bisher alles mit wechselndem Erfolg. Dabei dürfte insbesondere der in Nordamerika in jüngerer Zeit wieder stärker diskutierte und häufiger erprobte Einsatz kontrollierter Bodenfeuer zur Förderung der Eichenverjüngung (Abrams 1992, Iverson et al. 2008, Brose et al. 2013, Arthur et al. 2012, Brose et al. 2014) in Deutschland aus verschiedenen Gründen kaum größere Praxisrelevanz erlangen. Ein universell erfolgversprechendes Verfahren der Eichenverjüngung konnte im Heimatareal der Roteiche bisher jedenfalls nicht identifiziert werden und somit zeichnet sich keine klare Trendwende ihres Rückgangs im östlichen Nordamerika ab. Allein am nördlichen Rand der natürlichen Verbreitung wird von einer natürlichen Arealerweiterung der Roteiche in reinen, einschichtigen Kiefernbeständen ohne starken Wildverbiss berichtet (Michigan Department of Natural Resources, Forest Management Division, Wildlife Division 2000).

Wie angedeutet sind im natürlichen Verbreitungsgebiet gewonnene Erkenntnisse über die Verjüngung, das Jugendwachstum und die Gefährdung der Roteiche aufgrund abweichender klimatischer, standörtlicher und waldbaulicher Rahmenbedingungen nicht ohne weiteres auf hiesige Verhältnisse übertragbar. Ergebnisse eigener Untersuchungen in den potenziellen Anbaugebieten Nordwestdeutschlands gewinnen dadurch einen hohen praktischen Wert. Trotz der mittlerweile weiten Verbrei-

tung von *Quercus rubra* L. in Deutschland (Kowarik 2002, Schmiedel et al. 2013), bleibt ihr Flächenanteil an der Jungwuchsschicht aktuell deutlich unter einem Prozent (BMEL 2014). Naturverjüngung von *Quercus rubra* L. wird zwar fallweise beobachtet und war bereits Gegenstand vertiefender Untersuchungen (u. a. Major et al. 2013, Kuehne et al. 2014), als invasiv ist die Art jedoch in Deutschland bisher nicht hervorgetreten (Vor 2005, Nagel 2015). Dies wird auch mit einer fehlenden Koevolution und der daraus resultierenden geringeren Verbreitungseffektivität potenzieller heimischer Vektoren in Verbindung gebracht. Dies betrifft weniger die Kleinsäuger (Bieberich et al. 2016), aber den für eine Fernverbreitung bedeutenden Europäischen Eichelhäher *Garrulus glandarius* Linnaeus (Major et al. 2013, Myczko et al. 2014). Beobachtungen einer erfolgreichen spontanen natürlichen Ausbreitung in Deutschland beschränken sich bisher weitgehend auf arme und trockene Sonderstandorte mit geringem Wildeinfluss (Dreßel u. Jäger 2002, Vor 2005). Für die planmäßige natürliche Verjüngung bestehender Roteichenbestände gibt es in Europa kaum gut dokumentierte Beispiele. Bauer (1953a) ging aufgrund der reichen Samenproduktion grundsätzlich von guten Naturverjüngungsmöglichkeiten aus, ohne konkrete waldbauliche Empfehlungen geben zu können. Göhre u. Wagenknecht (1955) gingen, anknüpfend an Erfahrungen aus Frankreich, von einer Naturverjüngung im kurzfristigen Schirmschlag mit schneller Räumung aus. Erste Ausblicke auf möglicherweise flexiblere waldbauliche Möglichkeiten, die sich aus einer zwischen Traubeneiche und Rotbuche liegenden Schattentoleranz von *Quercus rubra* L. ergeben, gewähren Vor u. Lüpke (2004) sowie Vor (2005). Detaillierte wissenschaftliche Untersuchungen zur Einordnung wichtiger physiologischer Eigenschaften überschirmter Roteichennaturverjüngung (Major et al. 2013, Kuehne et al. 2014) untermauern für hiesige Bedingungen die Hypothese einer höheren Schattentoleranz, auf die künftige waldbauliche Verfahren stärker Bezug nehmen könnten. Der Regelfall für die Etablierung der Roteiche ist in Deutschland und Europa jedoch auch aufgrund bislang vergleichsweise weniger Altbestände nicht die Naturverjüngung, sondern fast ausschließlich die künstliche Begründung durch Saat oder Pflanzung (Bauer 1953a, Göhre u. Wagenknecht 1955, Nicolescu et al. 2020). Pflanzenzahlen von 5.000 je ha sollten dabei auf der Freifläche und auch unter lichtem Schirm nicht unterschritten werden, um qualitativ hochwertige Bestände zu erzielen (Mews 2012). Weit geringere Pflanzenzahlen bis herunter zu 1.000 je ha stehen im Zusammenhang mit einer plantagenartigen, intensive Pflege erfordernden Form der Bewirtschaftung in kurzen Produktionszeiten einschließlich obligatorischer Astung, wie sie lt. Nicolescu et al. (2020) tlw. in Frankreich betrieben wird.

Nachdem in Deutschland früher häufig Reinbestände begründet worden waren, abgesehen von truppweiser Ergänzung lückiger Buchennaturverjüngung mit *Quercus rubra* L. (Grundner 1921), ist heute die Begründung von Mischbeständen, in erster Linie mit Anteilen der heimischen Rotbuche, als Regelfall vorgesehen (NMLELV 2004). Daran geknüpft sind Erwartungen einer besseren ökologischen Integration der eingeführten Roteiche in die heimischen Waldlebensgemeinschaften und die Verminderung

negativer Einflüsse auf den Bodenzustand (Otto 1993). Darüber hinaus sollen die Mischungsanteile heimischer Schattbaumarten wie in den Beständen der heimischen Eichenarten zur Vermeidung von Wasserreisern beitragen und außerdem die Möglichkeit einer zeitlichen und räumlichen Steuerung der natürlichen Verjüngung der Roteiche gewährleisten. Für die heimischen Eichenarten wird allerdings auch über potenzielle Nachteile gleichaltriger Buchenbeimischungen, vor allem durch eine früh einsetzende, starke Konkurrenzwirkung berichtet, die Zuwachseinbußen der Eiche verursacht und im Extremfall sogar das Erreichen des Produktionsziels gefährden kann (Fricke 1982, Spellmann 2001). Als Möglichkeiten zur Vermeidung dieser Risiken werden der mit Zusatzaufwand verbundene spätere Unterbau bzw. der räumlich entzerrte Mitbau in gruppen- bis horstweiser Mischung vorgeschlagen (NMLELV 2004). Bestimmte Mischungseffekte wie Schaft- und Bodenpflege, ökologische Einbindung in heimische Lebensgemeinschaften und potenzielle additive Zuwachseffekte treten dadurch jedoch erst mit deutlicher Zeitverzögerung ein bzw. sind im Fall der räumlichen Trennung möglicherweise weniger effektiv (Stimm et al. 2022). Für gleichaltrige, einzelstammweise Mischungen der Roteiche mit Rotbuche liegen Versuchsergebnisse zum Wachstum und sich entwickelnden Bestandesstrukturen bisher nur für sehr frühe Entwicklungsstadien vor (Vor u. Lüpke 2004). Außerdem gibt es einzelne Berichte über Erfahrungen mit dem Voranbau der Roteiche unter dem Schirm von Kiefernbeständen. Vorteile dessen werden u. a. durch den von der Überschildung ausgehenden Frostschutz gesehen (Göhre u. Wagenknecht 1955, Wagner 1994b, Grajewski 1997, Jantzen 2016).

3.6 Bestandesbehandlung

Auf Deutschland bezogene Konzepte der Pflege von Roteichenbeständen wurden in größerer Vollständigkeit erstmals von Bauer (1953a, b, c) sowie von Göhre und Wagenknecht (1955) skizziert. Ihren Läuterungs- und Durchforstungsempfehlungen gemeinsam sind die Betonung der weitgehenden Konzentration der Eingriffe auf die herrschende Bestandesschicht sowie die Empfehlungen zur Unterstützung der natürlichen Differenzierung und Erhaltung des Unterstandes. Ebenso stimmen beide ausgehend von hohen Pflanzenzahlen von mindestens 10.000 je ha in der Notwendigkeit mehrerer, in kürzeren Abständen vorzusehender Läuterungen zur Vermeidung von Phototropismus („Lichtwendigkeit“) sowie zur Erhaltung und Stabilisierung einer möglichst großen Auswahl an qualitativ guten herrschenden Bäumen überein. Bezüglich der Durchforstungen empfiehlt Bauer (1953a) den Übergang der Läuterungen zu zunächst starken Hochdurchforstungen, welche bis zum Alter von 40 bis 50 Jahren die Kronen ausformen sollen, und später eine nachlassende Durchforstungsstärke. Dagegen wird von Göhre u. Wagenknecht (1955) stärker auf die Erreichung langer astfreier Schaftlängen und die Erziehung gleichmäßiger Kronen abgehoben. Gleichzeitig betonen sie die Erhaltung einer ausreichenden Flächenproduktivität, weshalb sie die Stammzahlabenkung der Ertragstafel von Bauer als zu stark befinden. Als Produktionsziele nennt Bauer (1953b) „Starkholz“ ohne genauere Angaben angestrebter Zielstärken in einer Produktionszeit von 100 Jahren. Göhre u. Wagenknecht (1955) sehen auf der

Grundlage nur weniger älterer Bestände Zieldurchmesser von 50 cm für leistungsfähige, 45 cm für mittlere sowie 35 cm für schwächere Standorte in 100 bis 120 Jahren als realistisch an. Fragen des Vorgehens bei der Nutzung zielstarker Roteichenbestände in Kombination mit einer natürlichen Verjüngung blieben aufgrund damals fehlender Bestände und Datengrundlagen weitgehend unbeantwortet. Heute angestrebte Waldstrukturen und Produktionsziele weichen von den früheren Vorstellungen teilweise deutlich ab und verlangen schon deshalb eine Anpassung waldbaulicher Empfehlungen. Neuere, aufgrund örtlicher Erfahrungen und Beobachtungen entwickelte Konzepte der Behandlung von Roteichenbeständen (z. B. Reimers 2011) besitzen einen engen standörtlichen und regionalen Bezug und können deshalb nicht ohne Überprüfung verallgemeinert werden.

Der Blick in andere europäische Länder zeigt eine große Bandbreite der waldbaulichen Behandlungsempfehlungen für Roteichenbestände, von denen einige mit den aktuellen übergeordneten Waldbaukonzepten zu Mischung und Dauerbestockung in Deutschland nicht unbedingt vereinbar erscheinen. Sie reichen von dem bereits erwähnten, eher plantagenartigen französischen Bewirtschaftungsmodell mit höchstens 80-jähriger Produktionszeit (nach Nicolescu et al. 2020) bis hin zu sehr hohen Z-Baumzahlen verbunden mit hohen Grundflächen- und Vorratshaltungen und geringen Einzelbaumdurchmessern in Ungarn (Rédei et al. 2010) und dem Kahlschlag bzw. sehr kurzfristigen Schirmschlag als Regelverfahren der Abnutzung und Verjüngung in Tschechien (Miltner u. Kupka 2016).

Ebenfalls nur bedingt geeignet erscheint, trotz der dortigen großen wirtschaftlichen Bedeutung der Baumart, eine direkte Adaption waldbaulicher Konzepte aus dem natürlichen Verbreitungsgebiet. Aufgrund anderer natürlicher Wuchsbedingungen hinsichtlich Standorten und Baumartenzusammensetzung, vor allem aber aufgrund abweichender betrieblicher Rahmenbedingungen und Ziele mit einer nur geringen Bedeutung von Vornutzungserträgen wurde dort die Bestandespflege auch von Laubbaummischungen lange Zeit eher extensiv und viel stärker bestandes- als einzelbaumorientiert betrieben (Schnur 1937, Dale 1972). Soweit sich Empfehlungen für frühe Pflegeeingriffe in Form von Läuterungen bzw. Durchforstungen in Beständen unter 50 Jahren finden, entsprechen sie bis in die jüngere Zeit in der Regel starken Niederdurchforstungen, die auf gleichmäßige Baumabstände und die Homogenität der oberen Bestandesschicht abzielen (North Central Forest Experiment Station USDA Forest Service (Hrsg.) 1977, Graney u. Murphy 1994). Versuchsergebnisse eines Vergleichs unbehandelter mit hoch- und niederdurchforsteten Eichenmischbeständen im Osten der USA (Ward 2003) stellen grundsätzlich die Vorteile der Durchforstung heraus, finden aber keinen signifikanten Unterschied beider Durchforstungsvarianten hinsichtlich der Qualität und Ausbeute verwertbaren Holzes im Endbestand. Der Autor weist außerdem darauf hin, dass sich Läuterungen bzw. frühe Durchforstungen ohne Kostendeckung betriebswirtschaftlich nicht rentieren und nur durch andere Managementziele, z. B. die Erhaltung höherer Eichenanteile in den Mischbeständen, zu rechtfertigen wären. An anderer Stelle

(Laliberté et al. 2016) werden in Mischbeständen geerntete Roteichen eher als Zufallsprodukte beschrieben, denn als Ergebnis gezielter waldbaulicher Behandlung, da sich praktische Entnahmeentscheidungen oft nur an einer geringeren Vitalität orientierten. Teilweise wird sogar der gezielte selektive Auszug der Roteichen aus Mischbeständen aufgrund ihres wertvollen Holzes beklagt, ohne den Belangen einer Eichenverjüngung Beachtung zu schenken (Allen et al. 2004). Wiemann et al. (2004) sehen bei einem langfristigen, ungleichaltrigen Management von Laubholzmischbeständen durch Zielstärkennutzung grundsätzlich eine starke Benachteiligung von Baumarten mittleren bis höheren Lichtbedarfs wie Roteiche und Tulpenbaum. Modelle einer gezielten Förderung ausgewählter Roteichen-Zukunftsbäume durch wirksame Eingriffe im Herrschenden werden im östlichen Nordamerika offenbar erst allmählich eingeführt und sind bisher noch nicht abschließend ausgearbeitet (Nyland 1998, Ward u. Wikle 2019). Dabei ist die Effektivität der Freistellung von Roteichen-Z-Bäumen jungen bis mittleren Alters zur Steigerung des Durchmesserzuwachses durchaus nachgewiesen (Miller 2000). Als Regelverfahren der Nutzung und Verjüngung der in Nordamerika vorherrschenden Mischbestände mit Eichenbeteiligung dominieren lichte Schirmschläge oder Gruppenschirmschläge mit relativ kurzfristigen Räumungen (Dey et al. 2008, Desmarais 1998, Johnson 1984). Wegen der unsicheren Naturverjüngung (Gribko et al. 2002) werden sie häufiger kombiniert mit gezielter Pflanzung von Eichenarten einschließlich der Roteiche (Hix et al. 1994, Loftis 2004), allerdings wie bereits ausgeführt mit sehr unterschiedlichem Kulturerfolg (Rentch et al. 2003, Dey et al. 2008).

Festzuhalten bleibt, dass ein konsistentes Roteichenbehandlungskonzept, welches den gesamten Zyklus von der Bestandesbegründung bis zur Nutzung umfasst und die anspruchsvollen Ziele der Produktion starken Wertholzes in kürzeren Produktionszeiträumen innerhalb angestrebter Mischbestandsstrukturen (NMLELV 2004, Böckmann et al. 2019) mit konkreten Handlungsempfehlungen untersetzt, für Nordwestdeutschland bislang fehlt. Nach einer Literaturlauswertung skizzierte Grundzüge der waldbaulichen Behandlung (Nagel 2018) sind entsprechend zu erweitern und durch die stärkere Einbindung auf Nordwestdeutschland bezogener Untersuchungsergebnisse abzusichern.

4 Material und Methoden

4.1 Ertragskundliche Versuchs- und Probeflächen

Die NW-FVA verfügt innerhalb ihres Zuständigkeitsbereiches über umfangreiche ertragskundliche Versuchsflächen zur Baumart Roteiche. Damit verbunden ist die Abdeckung eines relativ breiten standörtlichen und klimatischen Gradienten. Hinsichtlich des Beobachtungsbeginns und der Beobachtungsdauer sowie des Umfangs und der Intensität der Messprogramme ist das resultierende Datenmaterial nicht homogen und mehreren zeitlich versetzt angelegten Versuchs- und Probeflächenserien teils unterschiedlicher standörtlicher Schwerpunkte zuzuordnen.

Den umfangreichsten Beitrag zur ertragskundlichen Datenbasis liefert eine von Schober in den 1950er Jahren angelegte Ertragsversuchsserie mit 19 Versuchen in Rheinland-Pfalz, Nordrhein-Westfalen, Hessen, Niedersachsen und Schleswig-Holstein. Zum größten Teil sind diese Versuchsbestände identisch mit bereits von Bauer (1953a) verwendeten Ertragsprobeflächen, die in Dauerversuchsflächen überführt und mittlerweile bis zu 16 Mal aufgenommen wurden. Bei Beobachtungsbeginn lag ihr Alter zwischen 23 und 56 Jahren (Mittel 42 Jahre). Diese Versuche bestehen in der Regel aus nur einer Parzelle mit der Behandlungsvorgabe „starke Hochdurchforstung“ (E-Grad). In zwei Versuchen gibt es zusätzlich eine Parzelle mit der Vorgabe schwache Hochdurchforstung (D-Grad). Eine Besonderheit stellt eine seit 1967 beobachtete Parzelle mit schwacher Niederdurchforstung (A-Grad) innerhalb der Versuchsanlage Saarburg 110 dar. Abgesehen von den Versuchen Schotten 423 und Darmstadt 58, die 1984 bzw. 1990 sturmschadensbedingt aufgegeben werden mussten, befinden sich die Versuche bis heute in Beobachtung. Zum damaligen Stand vorliegendes Datenmaterial dieser Versuchsserie verwendete Nagel (1994) für die Parametrisierung seines Einzelbaumwachstumsmodells für die Roteiche und dessen Überarbeitungen (Nagel 1999, Döbbeler et al. 2003). In den Versuchen waren Z-Bäume weder fest markiert, noch in den Daten gekennzeichnet, obwohl Schober ausdrücklich von der „bevorzugten Förderung der Haubarkeitsstämme“ schrieb (Notiz in Versuchsakte der NW-FVA zum Roteichen-Ertragsversuch Darmstadt 720). Da die Bestandespflege der aktuell 100- bis fast 120-jährigen Bestände im Sinne der Durchforstungsvorgabe mittlerweile abgeschlossen ist, ließ sich anhand der Kriterien soziale Stellung, Kronenausformung und Qualität retrospektiv auf ein Kollektiv von ca. 80 bis 100 Z-Bäumen je ha schließen. In vier der Versuchsanlagen existieren gleichalte, standortgleiche und ebenfalls stark hochdurchforstete Vergleichsparzellen mit Stiel- bzw. Traubeneiche.

In Vorbereitung der vorliegenden Arbeit wurden umfangreiche Ergänzungen der Datengrundlage vorgenommen, die das repräsentierte Standortspektrum und den abgedeckten Altersbereich erweitern. Aktuelle Waldbauplanungen in Niedersachsen (NMLELV 2004, Böckmann et al. 2019) sehen einen verstärkten Anbau der Roteiche auf Standorten des Tieflandes vor. Entsprechende klimatische und standörtliche Bedingungen waren durch bestehende Versuche nur unzureichend abgedeckt, so dass 2005

eine neue Serie von Roteichen-Ertragsversuchen im niedersächsischen Tiefland angelegt wurde. Die Flächenauswahl erfolgte auf der Grundlage einer Abfrage der Forsteinrichtungsdatenbank der Niedersächsischen Landesforsten (Niedersächsisches Forstplanungsamt 2004) und der Ergebnisse einer Umfrage des Niedersächsischen Landwirtschaftsministeriums des Jahres 2005 nach potenziellen Roteichen-Saatguterntebeständen nach den Kriterien Bestandesgröße > 1 ha, Mischungsanteil der Roteiche > 80 %, möglichst gute Qualität hinsichtlich Stammform und Astigkeit sowie Abdeckung eines möglichst breiten standörtlichen und klimatischen Gradienten. Eine danach getroffene Vorauswahl von ca. 40 Flächen wurde bereist und in den am besten geeigneten Beständen wurde eine 12 Versuche umfassende Versuchsserie entlang eines geografischen West-Ost-Gradienten durch das niedersächsische Tiefland angelegt. Jede dieser Versuchsanlagen besteht in der Regel aus zwei Wiederholungen, in drei Versuchen fehlt die Wiederholung aus Platzgründen. Der Versuch Nienburg 21/22 umfasst drei Parzellen, da er eine Mischbestandsparzelle mit gleichalter Rotbuche einschließt. Die Versuche wurden in mittelalten Beständen mit einer Altersspanne zwischen 48 und 72 Jahren (mittleres Alter 59 Jahre) angelegt, die der zweiten Roteichenanbauwelle angehören. Anfängliche Unterschiede hinsichtlich Bestandesdichte und Bestandesstruktur sind hauptsächlich auf nicht vollständig zu vermeidende Unterschiede der vorherigen Bestandesbehandlung zurückzuführen. Als Behandlungsvorgabe für die Versuchsserie wurde die starke Hochdurchforstung (E-Grad) mit einheitlich ca. 100 markierten Z-Bäumen je ha festgelegt. Zu den Versuchen Sellhorn 2123 und Göhrde 114 konnte eine gleichalte, standortgleiche Vergleichsparzelle mit Traubeneiche eingerichtet werden (siehe Kap. 4.4.2.2). Die Versuchsserie wurde mittlerweile drei Mal ertragskundlich aufgenommen und im Sinne der festgelegten Behandlungsvorgabe durchforstet. Ergänzt werden die neueren Versuchsanlagen durch einen 2002 angelegten, sechs Parzellen umfassenden Roteichen-Durchforstungsversuch in der Forstverwaltung Arenberg-Meppen, Abt. 857. Dieser Versuch wurde mit der Erstdurchforstung des damals 25-jährigen Roteichen-Reinbestandes begonnen und mittlerweile fünf Mal ertragskundlich aufgenommen (siehe Kap. 4.3.4). Hinzu kommen ein Eichen-Ertragsversuch/Leistungsvergleich in den Schleswig-Holsteinischen Landesforsten (SHLF), Abt. 3113, der neben Roteiche eine Trauben- und eine Stieleichen-Vergleichsparzelle einschließt sowie die Mischbestandsversuche Nienburg 2028 mit Weißtanne, Buche, Sandbirke, Japanlärche, Douglasie und Stieleiche, begründet unter Kieferschirm, im Revier Erdmannshausen (beobachtet seit 1969) sowie Ahlhorn 2126 (beobachtet seit 1984), wo als Mischbaumarten Küstentanne, Riesenlebensbaum, Douglasie und Fichte vorkommen.

Eine Datenlücke bei jungen Roteichenbeständen der natürlichen Altersstufe Stangenholz mit Oberhöhen zwischen 10 und 20 m wurde durch einmalige Probeflächenaufnahmen in neun Beständen dieses Stratums im Rahmen der Masterarbeit von Mauerhof (2011) geschlossen, ergänzt um eine Auswertung von Qualitätsparametern dieser Bestände (Mews 2012).

Vollständig neu aufbereitet und in die Auswertungen einbezogen wurden außerdem die Daten von 14 einmaligen Probeflächenaufnahmen der damaligen Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt aus den 1980er Jahren (Stratmann 1988) auf niedersächsischen Berg- und Tieflandstandorten. Weitere 14 Probeflächen, einschließlich drei auf Basaltstandorten des hessischen Vogelsberges (Kirchler 2013), ergänzen das Spektrum repräsentierter Standorte. Insgesamt kann sich der waldwachstumskundliche Teil der Arbeit damit auf 457 ertragskundliche Bestandesaufnahmen von 58 Parzellen in 38 langfristig beobachteten Versuchsanlagen und weitere 37 einmalige Probeflächenaufnahmen in den Bundesländern Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Hessen, Rheinland-Pfalz und Sachsen-Anhalt stützen. Mit lediglich drei einmalig aufgenommenen Probeflächen ist Sachsen-Anhalt am geringsten vertreten.

Im waldbaulichen Teil dieser Arbeit werden mehrere Versuche zur Verjüngungsökologie der Roteiche ausgewertet. Es handelt sich um einen Anbauversuch in der Rhein-Main-Ebene (Lampertheim 126) mit Roteiche im Vergleich zu heimischen und eingeführten Baumarten einschließlich mediterranen Eichenarten und Waldumbauversuche von Kiefernbeständen in den Privatwäldern der Eigentümer Wiese und Hüneberg in der Lüchower Niederung. Hinzu kommen mehrmalige Aufnahmen von Roteichennaturverjüngungen in drei mittlerweile in Zielstärkennutzung befindlichen Roteichen-Anbauversuchen (Lampertheim 128, Wolfenbüttel 2461, Ahlhorn 2150) der eingangs beschriebenen Versuchsserie.

Die geografische Lage der verwendeten Versuchs- und Probeflächen deckt große Teile Nordwestdeutschlands ab und zeigt einen Schwerpunkt in Niedersachsen (Abb. 2).

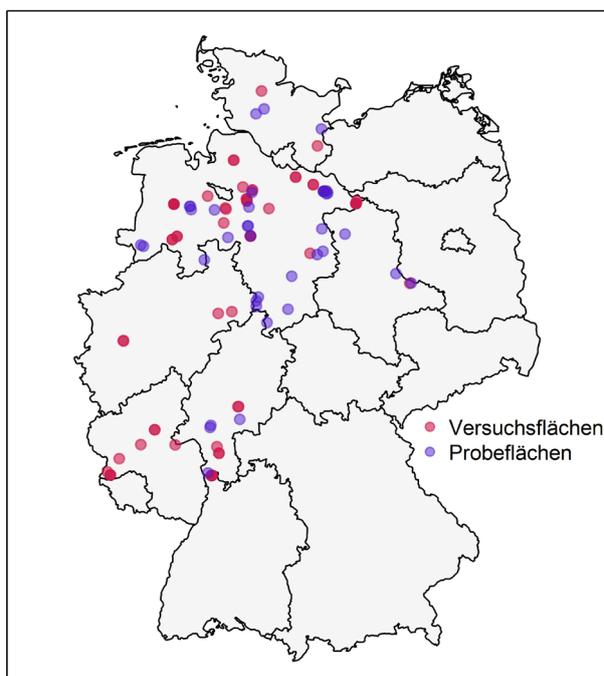


Abbildung 2: Geografische Lage der Roteichen-Versuchs- und Probeflächen in Nordwestdeutschland

Die Flächen liegen in 17 verschiedenen Wuchsgebieten und 33 Wuchsbezirken. Großlandschaftlich ist, was die Flächenanzahl anbelangt, das Tiefland etwas häufiger vertreten als das Mittelgebirge. Die Versuche mit langen Zeitreihen und entsprechend vielen Aufnahmen sind dagegen schwerpunktmäßig im Bergland bis 435 m Höhe ü. NN angesiedelt. Nach der Exposition liegen 77 Versuchspartzen in ebener bzw. Plateaulage, 17 in Nord- und nur fünf in Südexposition.

Das Datenmaterial stammt aus 66 Reinbeständen (Grundflächenanteil von Mischbaumarten < 10 %), 29 Mischbeständen mit führender Roteiche (Mischbaumartenanteil $\geq 10\%$ und $\leq 50\%$) sowie vier Mischbeständen, deren Roteichenanteil unter 50 % lag. Die häufigste Mischbaumart ist die Rotbuche. Bezüglich der Bestandesbegründung waren zwei Drittel der Bestände durch Pflanzung mit Pflanzenzahlen zwischen 1.000 und 20.000 je ha begründet worden, wobei der Schwerpunkt der Pflanzenzahlen zwischen 5.000 und 10.000 je ha lag. Bestandesbegründung durch Saat spielte vor 1960 eine größere Rolle. Der durch die Untersuchungsbestände einschließlich der Verjüngungsversuche abgedeckte Altersbereich liegt zwischen zwei und 118 Jahren.

4.2 Klimatische und edaphische Verhältnisse der ertragskundlichen Versuchsbestände

Für die Kennzeichnung der klimatischen Bedingungen werden die Mittelwerte der bisherigen Klimareferenzperiode 1961 bis 1990 für die Wuchsbezirke, in denen die Versuchs- und Probeflächen liegen, als einheitlich publizierte Grundlage verwendet (Gauer u. Aldinger (Hrsg.) 2005, Gauer u. Kroiher (Hrsg.) 2012). Aus der Größe der Wuchsbezirke und Besonderheiten der Lage der einzelnen Flächen, z. B. der Geländehöhe, resultiert eine gewisse Unschärfe dieser Zuordnung. Die klimatischen Verhältnisse zeigen bei wichtigen jahres- und vegetationszeitbezogenen Kennwerten einen größeren Gradienten, in dem jedoch mittlere Verhältnisse die größten Häufigkeiten aufweisen (Abb. 3).

Bei den Temperaturen beschreiben die Jahresmittelwerte von 7,5 bis 10 °C eine Spanne von über 2 K, bei den Vegetationszeittemperaturen beträgt diese sogar ca. 3 K. Letztere haben einen ausgeprägten Modalwert bei 14,5 bis 15 °C. Die Temperaturdifferenz zwischen dem kältesten und wärmsten Monat (Januar und Juli) als ein Maß der Kontinentalität liegt größtenteils unter 17 K, nur wenige Flächen bilden mit größeren Jahrestemperaturschwankungen subkontinentalere Verhältnisse ab.

Die Vegetationszeitlängen bewegen sich in einer Spanne zwischen 150 und 180 Tagen und differieren damit um maximal einen Monat. Bei den Jahresniederschlägen sind Werte zwischen 550 und 1.000 mm vertreten, überwiegend liegen sie zwischen 700 und 800 mm. Die Vegetationszeitniederschläge weisen die größte Häufigkeit bei ca. 330 mm auf. Aus den Niederschlägen und der temperaturgetriebenen Evapotranspiration leitet sich die klimatische Wasserbilanz (KWB) ab, die Ausdruck des atmosphärischen Verdunstungsanspruchs ist. Negative Werte der klimatischen Wasserbilanz in der

Vegetationszeit (KWB_{Vz}) kommen in vielen Regionen bereits heute vor und deuten auf Phasen mit Einschränkungen gegenüber einer optimalen Transpiration hin. Deutlich negative Mittelwerte der klimatischen Wasserbilanz der Vegetationszeit traten auf den wärmsten und gleichzeitig trockensten Roteichenflächen mit bis zu -180 mm bereits in der Klimareferenzperiode 1961 bis 1990 auf. Einen gewissen Ausgleich negativer KWB_{Vz} gewährleistet der Bodenwasserspeicher.

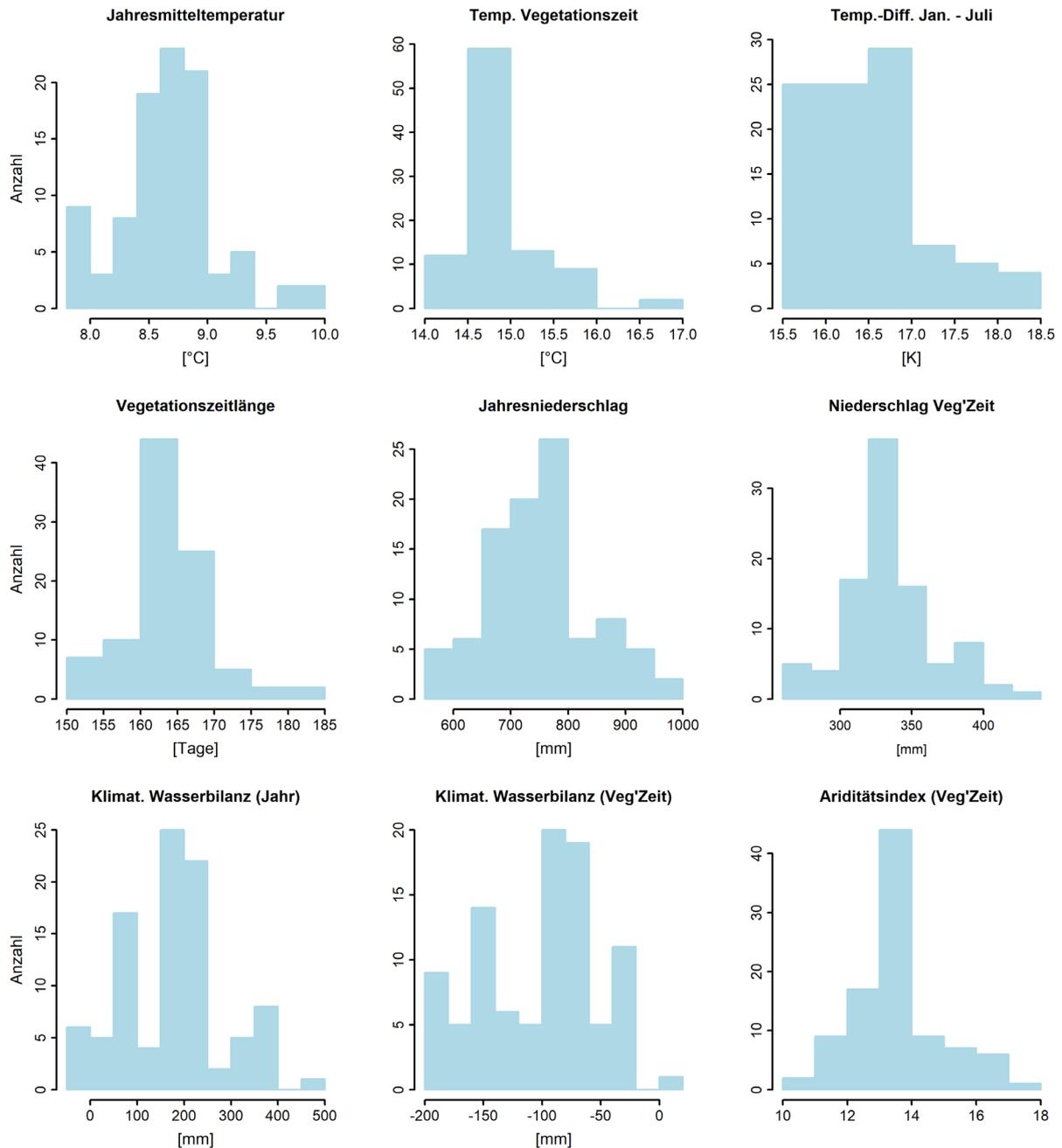


Abbildung 3: Häufigkeitsverteilungen wichtiger klimatischer Kennwerte der beobachteten Roteichenversuchspartellen bezogen auf das Gesamtjahr bzw. die Vegetationszeit (Werte der Wuchsbezirke für die Klimaperiode 1960 - 1990, Gauer u. Aldinger (Hrsg.) 2005, Gauer u. Kroiher (Hrsg.) 2012)

Der dimensionslose Ariditätsindex bzw. Trockenheitsindex nach de Martonne (TXdeM) für die Vegetationszeit als Quotient aus dem Vegetationszeitniederschlag und der Vegetationszeittemperatur, erhöht um die Konstante 10 (Gauer u. Aldinger (Hrsg.) 2005), zeigt bei 13,5 einen ähnlich herausragenden Modalwert wie die Vegetationszeitniederschläge und die Vegetationszeittemperaturen. Die wenigen beobachteten Indexwerte zwischen 10 und 11 stehen für eine subkontinentalere klimatische Prägung, während der Maximalwert von 17,5 auf deutlich subatlantischere Klimaverhältnisse hinweist.

Die Angaben zu Nährstoffstufen und Bodenwasserhaushalt der Standorte basierten ursprünglich größtenteils auf den bundesländerspezifischen Standortkartierungen ihrer Lage und tlw. auf differenzierten Feinkartierungen im Zuge von Bodenprobenahmen, insbesondere für die neu angelegte Versuchsserie im niedersächsischen Tiefland. Die seit den 1950er Jahren beobachteten Versuchflächen wurden auf der Grundlage detaillierter Zeichnungen und horizontweiser Beschreibungen von bei Versuchsanlage eigens angelegten Bodenprofilen standörtlich klassifiziert. Dazu wurde als Zwischenschritt die Verschlüsselung einer Standortkennziffer nach dem Geländeökologischen Schätzrahmen der niedersächsischen forstlichen Standortaufnahme (NFP u. LLUR 2009) vorgenommen. Für die länderübergreifende Vergleichbarkeit und in Vorbereitung der Erstellung eines einfachen Standort-Leistungsmodells für die Roteiche wurden alle Wasserhaushalts- und Nährstoffstufen anschließend nach dem bundeseinheitlichen Schlüssel zur Standortansprache von Wolff et al. (1998) vereinheitlicht. Die verwendeten morphologischen Humusformen entsprechen dem Zustand zum Zeitpunkt der jeweils aktuellsten ertragskundlichen Aufnahme. Nährstoffstufe und Wasserhaushaltsstufe unterscheiden sich teilweise zwischen den Parzellen einer Versuchsanlage. Bei Standortunterschieden innerhalb einer Versuchsparzelle wurde die im Flächenanteil überwiegende Standortangabe verwendet.

Die auftretenden Bodenverhältnisse der Versuchsparzellen, gekennzeichnet durch Wasserhaushaltsstufe, Nährstoffstufe und morphologische Humusform (bei Mull-, Moder- und Rohhumustypen Differenzierung in Subtypen gemäß Arbeitskreis Standortkartierung in der AG Forsteinrichtung 2016, S. 106ff.), decken ebenfalls größere Spannen ab, innerhalb derer die Häufigkeiten der Ausprägungen nicht gleichverteilt sind (Abb. 4).

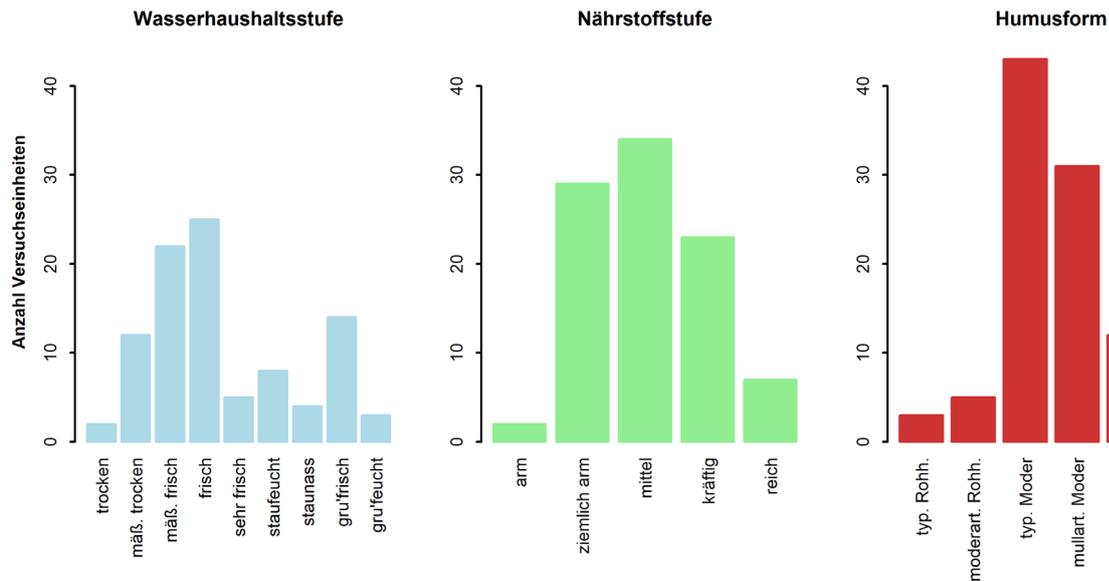


Abbildung 4: Für die Roteichenversuchspartellen beobachtete Häufigkeiten der Bodenwasserhaushaltsstufen, der Nährstoffstufen (vereinheitlicht nach Wolff et al. 1998) und der Humusformen

Bezüglich der Wasserhaushaltsstufen entfällt die Hälfte der Beobachtungen auf terrestrische Standorte der Kategorien „frisch“ und „mäßig frisch“. Ebenfalls noch relativ häufig kommen mäßig trockene terrestrische Standorte sowie grundfrische Standorte vor, die durch nicht zu hoch anstehendes Grundwasser einen günstigen Wasserhaushalt aufweisen. Insgesamt sind neun Wasserhaushaltsstufen besetzt, die auch ausgesprochen trockene und staunasse Standorte einschließen. Stark im mittleren Bereich konzentriert sind die Nährstoffstufen, wo zwei Drittel der Beobachtungen auf mittlere und ziemlich arme Nährstoffverhältnisse entfallen. Auch eine kräftige Nährstoffausstattung kommt noch recht häufig vor, während die Extrema sehr nährstoffarmer und reicher Standorte, letztere vornehmlich auf Basalt, Muschel- und Kreidekalk sowie Geschiebemergel, selten vertreten sind. Bei den morphologischen Humusformen kommen typischer Moder und mullartiger Moder am häufigsten vor und machen zusammen drei Viertel der Beobachtungen aus. Daneben ist auch F-Mull noch mehrmals vertreten, während L-Mull nur einmal beobachtet wurde. Moderartiger Rohhumus und typischer Rohhumus als ausgesprochen ungünstige Humuszustände kommen ebenfalls vergleichsweise selten vor.

4.3 Versuchsflächen für spezielle Auswertungen

4.3.1 Versuche des Landeskompentenzentrums Forst Eberswalde (LFE) zur Modellvalidierung

Für eine Validierung der im Rahmen dieser Arbeit parametrisierten Einzelbaumgrundflächenzuwachsmodele an Daten, die nicht Bestandteil der Parametrisierungsgrundlage waren, stellte das LFE dankenswerterweise Aufnahmedaten von zwei langfristig beobachteten Roteichenversuchsflächen aus Nordostdeutschland zur Verfügung. Es handelt sich einerseits um den nahe Greifswald im Wuchsgebiet Vorpommersches Küstenland, Wuchsbezirk Greifswald-Lassaner Platte, gelegenen Versuch Eldena 70. Der zweite jüngere Versuchsbestand Schwenow 192 liegt südöstlich von Berlin im Wuchsbezirk

Beeskower Platte des Wuchsgebietes Mittelbrandenburgisches Talsand- und Moränenland. Beide Versuche stocken auf den Bodenverhältnissen nach günstigen Standorten. Hinsichtlich der klimatischen Bedingungen sind sie trockener und kontinentaler geprägt als der Großteil der Flächen der Parametrisierungsgrundlage (Tab. 1). Für den Versuch Eldena 70 werden die geringen Jahres- und Vegetationszeitniederschläge zumindest teilweise durch gemilderte Temperaturextreme und eine höhere Luftfeuchte aufgrund der Ostseenähe kompensiert. Die Versuchsfläche Schwenow 192 ist dagegen klimatisch trockener und mit einer durchschnittlichen Temperaturdifferenz zwischen Januar und Juli von 19 K zudem kontinentaler geprägt als alle Versuche der NW-FVA.

Tabelle 1: Standorte und klimatische Kenngrößen der Roteichenversuche des LFE (T_{Jahr} = Jahresmitteltemp., KWB_{Vz} = Klimatische Wasserbilanz in der Vegetationszeit, TX_{deM} = Trockenheitsindex nach de Martonne)

Versuch	Höhe ü. NN [m]	Expo- sition	Substrat (Stamm- standortsform)	Boden- wasser- haushalt ¹	Nährstoff- stufe ¹	T_{Jahr} ² [°C]	KWB_{Vz} ² [mm]	TX_{deM} ²
Eldena 70	20	eben	Lehm, mit Geschiebe- decksand überlagert (TK2)	frisch	kräftig	8,0	-161	11,4
Schwenow 192	50	eben	Schwarzheider Tieflehm-Fahlerde (TK2t)	frisch	kräftig	8,8	-197	10,8

¹ nach Wolff et al. 1998

² nach Gauer u. Aldinger (Hrsg.) 2005 für die Referenzperiode 1961-1990

Der Versuch Eldena 70 wurde im Jahre 1954 erstmals ertragskundlich aufgenommen (Göhre u. Wagenknecht 1955, S. 34f). Gegenüber der damaligen Angabe ist der Bestand nach den aktuellen Daten des LFE um fünf Jahre jünger. Daraus ergibt sich für den Beobachtungsbeginn eine I,4. Ertragsklasse, die sich im Laufe der Zeit kontinuierlich auf eine 0,7. Ertragsklasse (Bauer 1955) verbessert hat. Der verwendete Beobachtungszeitraum umfasst acht Zuwachsperioden zwischen 1954 und 1995 mit Bestandesaltern zwischen 47 und 89 Jahren. Vor dem Einsetzen der ertragskundlichen Beobachtungen war der Bestand mit einem sehr starken, lichtungartigen Eingriff durchforstet worden, wodurch die Oberstandsgrundfläche zu Versuchsbeginn bei unter 12 m² je ha lag. Anschließend nur sehr schwache, z. T. niederdurchforstungsartige Eingriffe führten bis zum Alter von 84 Jahren zu einer kontinuierlichen Erhöhung der Oberstandsgrundfläche um 150 % gegenüber dem Startwert. Erst zu diesem Zeitpunkt, nach über 30 Jahren und vor Beginn der letzten verwendeten Beobachtungsperiode, erfolgte wieder eine stärkere Durchforstung.

Die Roteichen des Versuchs Schwenow 192 wurden als dreijährige Pflanzen nach Kahlschlag eines Kiefernbestandes, einer Kalkung mit hoher Aufwandmenge und anschließendem Vollumbruch im Frühjahr 1954 im Verband 1,3 x 0,4 m (ca. 19.000 je ha) unter wenige belassene Kiefernüberhälter gepflanzt. Die verwendeten vier Zuwachsperioden liegen zwischen 1984 und 2004 und umspannen den Altersbereich von 31 bis 50 Jahren. Der Bestand ist sehr wüchsig. Der Höhenwachstumsgang weicht

mit einer -0,4. Ertragsklasse zu Beobachtungsbeginn und einer 0,2. Ertragsklasse zum vorläufigen Beobachtungsende ebenfalls von dem der Ertragstafel (Bauer 1955) ab, in diesem Fall mit einem relativen Nachlassen des Höhenwachstums. Der Versuch wurde, nachdem bei der ersten Aufnahme nicht eingegriffen worden war, zu Beginn der zweiten Beobachtungsperiode im Alter von 36 Jahren stark im Herrschenden durchforstet. Die Spitzenhöhe lag zu diesem Zeitpunkt bereits bei fast 23 m. Eine zweite sehr starke Durchforstung erfolgte nur vier Jahre später. Die so erreichte Oberstandsgrundfläche von ca. 20 m² je ha wurde anschließend in etwa gehalten. Die ertragskundlichen Kennwerte der Versuchszeitreihen spiegeln die beschriebenen Bestandesbehandlungen wider (Anhang, Anlage 1).

Für beide Versuche liegen zu jeder Aufnahme neben einer BHD-Vollerhebung ca. 30 repräsentative Höhenmessungen vor, jedoch ohne Messungen von Kronenansätzen. Für die Modellvalidierung der Einzelbaumgrundflächenzuwachsmodele werden die beobachteten Durchmesserzuwächse der Höhenmessbäume genutzt. Die Kronenansätze und Kronenbreiten dieser Bäume wurden unter Verwendung der gemessenen BHD und Höhen nach neuer Kronenansatz- bzw. Kronenbreitenfunktion der Roteiche modelliert und damit der Bekronungsgrad (relative Kronenlänge), die Kronenmantelfläche und der abstandsunabhängige Konkurrenzindex c_{66} sowie die Freistellung berechnet. Leider unterliegen die Kollektive der Höhenmessbäume über die Zeit einer gewissen Fluktuation, so dass nicht für alle Bäume durchgehende Höhenzuwachsbeobachtungen vorliegen.

4.3.2 Versuche mit Mischungen von gleichalter Roteiche und Rotbuche

Mischbestände aus Roteiche und Buche gleichen Alters finden sich in vier langfristig beobachteten ertragskundlichen Versuchen sowie in einem 2015 neu eingerichteten, bisher einmalig aufgenommenen Versuch mit zwei Parzellen unterschiedlicher Mischungsanteile beider Baumarten. Dessen ausgeprägte Unterschiede der Bestandesstruktur in Abhängigkeit der Mischungsanteile waren Gegenstand einer Bachelorarbeit (Jantzen 2016), die im Rahmen der vorliegenden Arbeit betreut wurde. Bei den anderen Versuchsflächen handelt es sich um zwei Ertragsversuche im Stadtwald Düsseldorf, einen im rheinland-pfälzischen Forstamt Saarburg, alle drei aus den 1950er Jahren, sowie eine 2005 angelegte Mischbestandsparzelle im niedersächsischen Forstamt Nienburg (s. Kap. 4.1). In allen Versuchen sind beide Baumarten einzelstammweise gemischt. Standortliche Unterschiede bestehen v. a. hinsichtlich des Bodenwasserhaushaltes und der Klimaverhältnisse (Tab. 2).

Tabelle 2: Standorte und ausgewählte klimatische Kenngrößen der Mischbestände gleichalter Roteichen und Buchen (T_{Jahr} = Jahresmitteltemp., KWB_{Vz} = Klimatische Wasserbilanz in der Vegetationszeit, $TXdeM$ = Trockenheitsindex nach de Martonne)

Versuch	Bodenwasserhaushalt ¹	Nährstoffstufe ¹	Humusform	T_{Jahr} ² [°C]	KWB_{Vz} ² [mm]	$TXdeM$ ²
Düsseldorf 215	mäßig trocken	ziemlich arm	typ. Moder	9,8	-34	16,1
Düsseldorf 218	mäßig frisch	ziemlich arm	typ. Moder	9,8	-34	16,1
Saarburg 133	sehr frisch	kräftig	F-Mull	9,2	-139	14,0
Nienburg 21/22	mäßig frisch	ziemlich arm	typ. Moder	8,8	-91	13,4
Sellhorn 1520	grundfrisch	ziemlich arm	typ. Moder	8,7	-135	12,0

¹ nach Wolff et al. 1998

² nach Gauer u. Aldinger (Hrsg.) 2005

Beide Versuche in Düsseldorf stocken auf ziemlich armen, kiesig-sandigen Standorten der Rhein-Hauptterrasse und weisen eine deutlich atlantische Klimaprägung auf. Der Versuch Saarburg in einer sickerfrischen Hangmulde mit einem humosen, sehr tiefgründigen Boden besitzt hinsichtlich der Bodenwasserspeicherung die günstigsten Bedingungen aller Roteichenversuche der NW-FVA. Die Standorte der Versuche Nienburg und Sellhorn im niedersächsischen Tiefland weisen deutliche Unterschiede in der Wasserhaushaltsstufe auf. Der grundwasserferne Geschiebedecksand in Nienburg ist ungünstiger zu bewerten als der grundwasserbeeinflusste Standort in Sellhorn, der dafür klimatisch etwas kontinentaler geprägt ist. Die Mischbestände wurden überwiegend durch Pflanzung begründet (Tab. 3).

Tabelle 3: Bestandesbegründung und Pflanzverbände der Roteichen-Buchen-Mischbestände

Versuch	Baumart	Begründung	Pflanzverband [m]	Mischungsform	Ausgangssituation	Alter bei letzter Aufnahme [Jahre]
Düsseldorf 215	Roteiche	Pflanzung	2 x 2	-	Freifläche	105
	Buche	Pflanzung	? Zwischenpfl.	einzelstammw.		105
Düsseldorf 218	Roteiche	Pflanzung	2 x 2	-	Freifläche	105
	Buche	Pflanzung	?	reihenweise		105
Saarburg 133	Roteiche	Saat	-	Plätzesaat	Freifläche	92
	Buche	Naturverj.	-	lückige Bu-NV		92
Nienburg 21/22	Roteiche	Pflanzung	2 x 0,5	-	Freifläche	66
	Buche	Pflanzung	? Zwischenpfl.	einzelstammw.		65
Sellhorn 1520, P. 1 (REi-Normalverbd.)	Roteiche	Pflanzung	2 x 1	-	Kiefernschirm	30
	Buche	Pflanzung	jede 4. Pfl.	einzelstammw.		29
Sellhorn 1520, P. 2 (REi-Weitverband)	Buche	Pflanzung	2 x 1	-	Kiefernschirm	29
	Roteiche	Pflanzung	jede 5. bis 6. Pfl.	einzelstammw.		30

Nur für Saarburg ist eine Plätzesaat der Roteiche als Ergänzung einer lückigen Buchennaturverjüngung in der Versuchsakte dokumentiert. Demnach besäße die Buche hier einen geringen Altersvorsprung gegenüber der Roteiche. Die Datengrundlage verzeichnet allerdings gleiche Alter.

Die Verbände der gepflanzten Roteiche variierten von weiten Abständen in Düsseldorf bis hin zu dem engen Verband in Nienburg. Für die älteren Versuche, die alle auf der Freifläche begründet worden waren, war die Ausgangspflanzenzahl der Buche nicht mehr ermittelbar. Eine Besonderheit stellt der Versuch Sellhorn dar, der abgesehen von zweimaliger Kulturpflege bis zum Aufnahmezeitpunkt unbehandelt geblieben war. Hier waren beide Baumarten als Voranbau unter dem Schirm eines gelichteten Kiefernaltbestandes mit einem Bestockungsgrad von 0,6 bis 0,7 eingebracht worden. Im Anschluss an eine Schlagräumung und streifenweise Bodenvorbereitung mit dem Waldpflug wurden 2-jährige Roteichensämlinge und einjährige Buchensämlinge manuell gepflanzt. Die Buchen sollten als Hauptbaumart im Verband 2 x 1 m gepflanzt werden, dem in der Reihe alle 5 bis 6 m eine Roteiche beigegeben werden sollte. Aufgrund eines Missverständnisses war auf dem ersten Teil der Fläche das vorgegebene Verhältnis beider Baumarten nahezu umgekehrt worden, bevor für den Rest die eigentliche Anweisung umgesetzt wurde (mündliche Mitteilung des damaligen Revierleiters Robrahn 2015). Auf diese Weise waren auf den heutigen Versuchspartellen unterschiedliche Mischungsanteile beider Baumarten etabliert worden, in Bezug auf den Roteichenanteil im Folgenden als „Normalverband“ bzw. „Weitverband“ bezeichnet.

4.3.3 Vergleichspaare von Beständen der Roteiche und einheimischer Eichenarten

Unter den Roteichenversuchsflächen der NW-FVA befinden sich einige Anlagen, die Vergleichspartellen mit gleichalter Stiel- bzw. Traubeneiche auf identischem Standort und mit gleicher Behandlungsvorgabe einschließen. Dies ermöglicht den direkten Wachstumsvergleich der Roteiche und der heimischen Eichenarten. Die Versuche decken einen recht breiten Klima- und Standortbereich ab (Tab. 4).

Stieleiche und Traubeneiche sind jeweils viermal vertreten. Vier der Vergleichspaare weisen lange Zeitreihen auf. Es handelt sich um die rheinland-pfälzischen Versuche in Cochem und Trier am Rande des Hunsrücks nahe dem Moseltal, in Saarburg direkt oberhalb des Saartals sowie den südhessischen Versuch Lampertheim in der Rhein-Main-Ebene. Aufgrund ihrer Lage ist diesen Versuchen eine gewisse Wärmetönung des Klimas gemeinsam, was sich für die beiden erstgenannten Versuche in den klimatischen Durchschnittswerten ihrer Wuchsbezirke nicht voll zutreffend widerspiegelt. Zwei später angelegte Versuche befinden sich im kontinentaler geprägten ostniedersächsischen Tiefland auf Standorten, die sich in der Wasser- und Nährstoffversorgung deutlich voneinander unterscheiden (s. auch Kap. 5.3.3). Der jüngste Versuch SHLF 3113 liegt auf einem ziemlich armen Sandstandort der Schleswiger Vorgeest mit eher subatlantischem Klimaeinfluss. Dieser Versuch bietet einen Vergleich der Roteiche mit beiden heimischen Eichenarten.

Tabelle 4: Standorte und klimatische Kenngrößen der Vergleichspaare Roteiche – heimische Eichenarten (T_{Jahr} = Jahresmitteltemp., KWB_{Vz} = Klimatische Wasserbilanz in der Vegetationszeit, $TXdeM$ = Trockenheitsindex nach de Martonne für die Vegetationszeit)

Versuch	Höhe ü. NN [m]	Wasser- haushalt ¹	Nährstoff- stufe ¹	Humusform	T_{Jahr} ² [°C]	KWB_{Vz} ² [mm]	$TXdeM$ ²
Lampertheim 128	96	frisch ³	mittel	mullart. Moder	10,0	-173	12,8
Cochem 10	260	frisch	kräftig	F-Mull	8,3	-115	14,0
Saarburg 110	250	staufeucht	mittel	mullart. Moder	9,2	-139	14,0
Trier 14	240	mäßig trocken	mittel	mullart. Moder	8,7	-125	14,0
Göhrde 114	100	mäßig trocken	ziemlich arm	Rohhumus	8,5	-150	12,3
Sellhorn 2123	63	frisch	kräftig	REi: mullart. Mo. TEi: F-Mull	8,5	-150	12,3
SHLF 3113	27	mäßig trocken	ziemlich arm	REi: rohhum. Mo. SEi/TEi: typ. Moder	8,2	-34	15,2

¹ nach Wolff et al. 1998

² nach Gauer u. Aldinger (Hrsg.) 2005

³ massive Grundwasserabsenkung

Die älteren Versuche waren vorwiegend durch Saat begründet worden, nur die Roteiche in Lampertheim durch Pflanzung. Die jüngeren Bestände wurden in der Regel gepflanzt, nur die Roteiche in Sellhorn ist aus Saat hervorgegangen (Tab. 5).

Tabelle 5: Bestandesmerkmale der Vergleichspaare Roteiche – heimische Eichenarten

Versuch	Baumart	Begründung	Reihenabstand/ Pflanzverband [m]	Bestandestyp (Mischbaumart)	Alter (Vers'Beginn - letzte Aufn.) [Jahre]
Trier 14	REi	Saat	1,6 m	Reinbestand	36-99
	TEi	Saat	1 m	Mischbest. (Bu)	36-99
Lampertheim 128	REi	Überpflz. (SEi)	3,7 m x ?	Reinbestand	50-113
	SEi	Saat	1,6 m	Mischbest. (Bu)	51-114
Saarburg 110	REi	Saat	1,6 m	Reinbestand	38-101
	SEi	Saat	1,6 m	Mischbest. (HBu)	39-102
Cochem 10	REi (2 x)	Saat	1 m	Reinbestand	38-101
	SEi	Saat	1 m	Mischbest. (Bu)	40-103
Göhrde 114	REi (2 x)	Pflanzung	1,5 x 0,33 m	Reinbestand	72-82
	TEi	Pflanzung	1,5 x 0,33 m	Reinbestand	83
SHLF 3113	REi	Pflanzung	2 x 0,66 m	Reinbestand	14-29
	TEi	Pflanzung	2 x 0,66 m	Reinbestand	13-28
	SEi	Pflanzung	2 x 0,66 m	Reinbestand	13-28
Sellhorn 2123	REi (2 x)	Saat	1,5 m	HBu als Begleit'BA	56-66
	TEi	Pflanzung	? (hohe Ausfälle)	Mischbest. (HBu/Bu)	56-66

Für den Anbauversuch in Schleswig-Holstein sind die verwendeten Herkünfte bekannt. Bei der Roteiche handelt es sich mit der DKV-Sonderherkunft (SHK) „Bornheim“ (DKV 2022), Samenplantage Berkel, um das gleiche Pflanzenmaterial, welches auch für die Waldumbauversuche Wiese und Hüneberg (s. Kap. 6.1.2) verwendet wurde. Bei der Stieleiche kam die schleswig-holsteinische SHK „Beimoor“ und bei der Traubeneiche die SHK „Mölln“ zum Einsatz.

Die Pflanzungen mit Ausgangspflanzenzahlen von mindestens 6.700 je ha erwachsen überwiegend stammzahlreich. Ausnahmen bildeten die Roteiche in Lampertheim, die als weitständige Überpflanzung einer missglückten Stieleichensaat entstanden war, sowie die Traubeneiche in Sellhorn, die aufgrund sehr hoher Ausfälle noch 10 Jahre nach ihrer Anlage von der Forsteinrichtung als Blöße beschrieben worden war (Bestandeslagerbuch des Klosterforstamtes Lüneburg von 1960). Die Aufwandmengen der Saaten sind nicht bekannt, hohe Ausgangsdichten jedoch wahrscheinlich. Bei den Roteichenbeständen des Vergleichs handelt es sich um Reinbestände, wobei als Begleitbaumarten in der Görde vereinzelt Sandbirken und in Sellhorn geringe Hainbuchenanteile vorkommen. Die Stiel- und Traubeneichenbestände, außer dem jungen Versuch in Schleswig-Holstein, enthalten dagegen Mischungsanteile der Schattbaumarten Rotbuche bzw. Hainbuche aus Unterbau. Vergleiche der Gesamtwuchsleistungen beziehen deren Anteile mit ein.

Die Behandlungsvorgabe aller Versuchspartellen war die starke Hochdurchforstung. Nur eine der Roteichen-Parzellen in Cochem wurde als mäßige Hochdurchforstung bezeichnet, ohne allerdings im Grundflächenverlauf oder den Eingriffsstärken wesentliche Unterschiede zur Parzelle der starken Hochdurchforstung aufzuweisen.

4.3.4 Der Roteichen-Durchforstungsversuch Arenberg-Meppen 857

Der einzige Roteichen-Durchforstungsversuch der NW-FVA liegt in der Abteilung 857 der Forstverwaltung Arenberg-Meppen unmittelbar nördlich der Ortschaft Markhausen im Landkreis Cloppenburg. Das Klima des Versuchsstandortes ist aufgrund eines relativ ausgeglichenen Jahrestemperaturverlaufes, in der Regel ausreichender Niederschläge und einer höheren Luftfeuchte durch die Nordseenähe als gemäßigt subatlantisch zu bezeichnen (Tab. 6).

Tabelle 6: Ausgewählte klimatische Kenngrößen des Wuchsbezirks Ems-Hase-Hunte-Geest im Wuchsgebiet Mittelwestniedersächsisches Tiefland für die Klimareferenzperiode 1961 – 1990 (Gauer u. Aldinger 2005)

Jahresmitteltemperatur	mittl. Temp. in der Veg'zeit	Temp'diff. Januar - Juli	mittl. Jahresniederschlag	mittl. N'schlag in der Veg'zeit	Trockenheitsindex*	Klimat. Wasserbilanz Veg'zeit
[°C]	[°C]	[K]	[mm]	[mm]		[mm]
9,0	15,0	15,6	756	334	13,3	-66

* *Trockenheitsindex nach de Martonne, = $N_{Vz}/(T_{Vz}+10)$*

Die Bodenwasserhaushaltsstufe ist nach vorliegender Standortkartierung grundfrisch, was Grundwasserflurabständen zwischen 1 und 1,5 m entspricht und eine günstige Wasserversorgung darstellt (Tab. 7). Möglicherweise liegen die aktuellen Grundwasserstände tiefer als die kartierten. Ein von Nord nach Süd den Bestand durchziehender, mehr als 1 m tiefer Hauptgraben blieb jedenfalls während der gesamten Versuchsbeobachtung auch in den Frühjahren ohne jegliche Wasserführung. Die Nährstoffversorgung ist nach niedersächsischer Standortkartierung als mäßig mit Tendenz zu schwach (Nährstoffziffer 3-) angegeben, was nach dem bundeseinheitlichen Schlüssel (Wolf et al. 1998) „ziemlich arm“ entspricht. Das Substrat der Bodenbildung ist ein anlehmiger Geschiebedecksand mit nur geringer Restverlehmung und Übergängen zu unverlehmten Sanden. Die Humusaufgabe ist von auffallend geringer Mächtigkeit. Dafür ist der Oberboden stark humos. Beides steht in unmittelbarem Zusammenhang mit der Flächenvorbereitung für die Roteichenpflanzung. Der Kiefernvorbestand war durch den Orkan des Jahres 1972 geworfen worden. Die Kahlfläche wurde geräumt und der Schlagabraum einschließlich der Wurzelteller auf mächtige, heute noch vorhandene Wälle konzentriert. Anschließend unterlag der Standort einer mehrjährigen landwirtschaftlichen Zwischennutzung und wurde vor der Bestandesbegründung tief umgebrochen. Zu Versuchsbeginn waren Proben für eine bodenchemische Analyse gewonnen worden. Für die geringmächtige Auflage ergaben sich ein Humusvorrat von nur 13,4 t je ha mit einem Kohlenstoffvorrat von 2,6 t je ha, ein relativ günstiger pH-Wert (H₂O) von 5,4 und ein C/N-Verhältnis von 21, was im mittleren Bereich liegt. Die obere Bodenschicht bis 5 cm Tiefe zeigte einen pH-Wert (H₂O) im Austausch-Pufferbereich von 4,1 und eine Basensättigung von 40 %, beides ebenfalls günstige Befunde gegenüber vielen niedersächsischen Tieflandstandorten vergleichbarer Substrate. Bereits unterhalb dieser geringmächtigen Schicht war der Standort jedoch bis in 30 cm Tiefe stark versauert bei pH-Werten im Aluminium-Pufferbereich und einer Basensättigung von nur noch 6 %, allerdings mit einem Bodenkohlenstoffvorrat von 109 t je ha, hauptsächlich konzentriert in dem sehr humosen, bearbeiteten Oberboden. Die Basensättigung blieb bis in 120 cm Tiefe weiter sehr gering und auch die pH-Werte stiegen nur wenig wieder an.

Tabelle 7: Standort des Roteichen-Durchforstungsversuchs Arenberg-Meppen 857 (Bodenwasserhaushalt und Nährstoffstufe nach Wolff et al. 1998)

Höhe ü. NN [m]	Exposition	Humusform	Wasserhaushalt	Nährstoffstufe	Verschlüsselung nach Standortkart. Nds.
17	eben	mullartiger Moder	grundfrisch	ziemlich arm	34.3-.3.1 / 2.2 P

Der Versuchsbestand wurde im Jahr 1979 durch Pflanzung in einem noch erkennbaren Verband von 1,5 x ca. 0,9 m begründet, was einer Nettopflanzenzahl von ca. 7.500 je ha entspricht. Gepflanzt wurden zweijährige, unverschulte Sämlinge. Die Pflanzung erfolgte in einer Roggeneinsaat. Der Bestandes-

teil westlich des großen Grabens mit den Versuchspartellen 1 bis 5 wurde mit Pflanzen einer niederländischen Roteichenherkunft begründet, Parzelle 6 östlich des Grabens mit der Absaat eines örtlichen Altbestandes (Abb. 5). Letztere wurde bei Versuchsanlage im Vergleich zu den restlichen Partellen als stärker horizontal und vertikal differenziert eingeschätzt (NW-FVA 2002, unveröffentlichtes Bereinigungsprotokoll in der Versuchsakte). Die sechs jeweils ca. 0,18 ha großen Versuchspartellen waren im Bestandesalter von 25 Jahren angelegt worden.

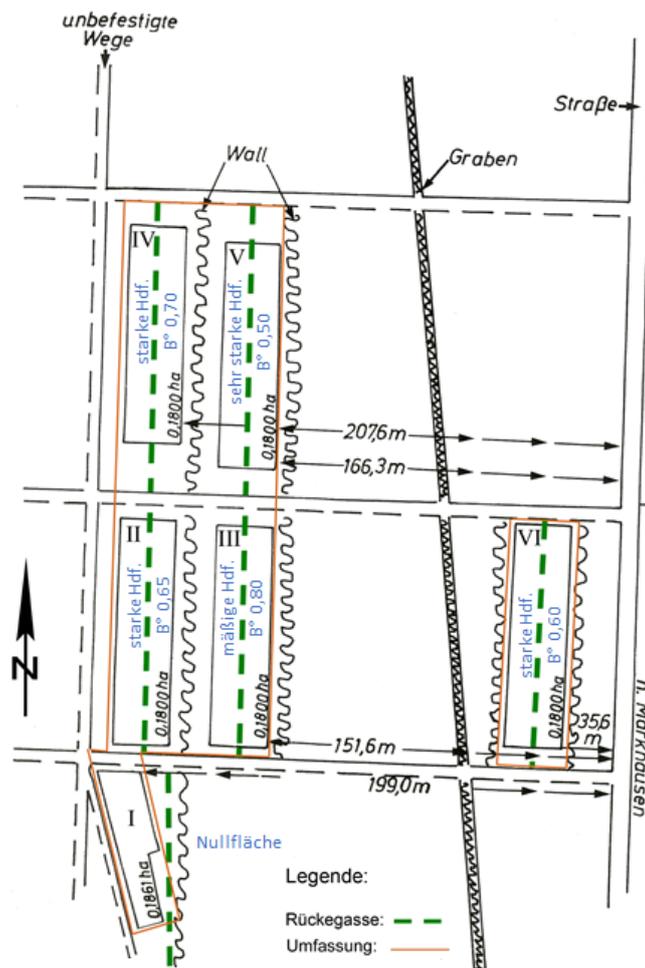


Abbildung 5: Lageplan des Roteichen-Durchforstungsversuchs Arenberg-Meppen 857 A (nicht maßstabsgetreu)

Zu Versuchsbeginn war die Variation der Spitzenhöhen h_{100} unter den Partellen mit Werten zwischen 14,8 und 15,5 m gering. Die Astreinigung vorherrschender Bäume war auf 6 bis 8 m fortgeschritten. Eine systematische Erschließung durch Rückegassen war drei Jahre vor Versuchsanlage durch die Entnahme von jeweils zwei Baumreihen in der Mitte der Felder zwischen den Schlagabraumwällen erfolgt, so dass durch alle Partellen, außer der Nullfläche, mittig und mit gleichem Flächenanteil eine 4,5 m breite Rückegasse in Längsrichtung verläuft. Dies entspricht der für junge Bestände praxisüblichen Feinerschließung. Die Durchforstungen erfolgten zu jedem Aufnahmezeitpunkt im Anhalt an die als Referenz verwendete Grundflächenhaltung der Nullfläche. Sie wurden als Hochdurchforstungen unter

Schonung des Unterstandes ausgeführt und dienten vorrangig der Förderung der Z-Bäume. Diese waren in einer über alle Parzellen, einschließlich der undurchforsteten Null-Parzelle, einheitlichen Anzahl von anfangs 150 je ha ausgewählt und dauerhaft markiert worden. Die Z-Baumauswahl folgte den Kriterien Vitalität, Qualität und nachrangig Verteilung. Im Versuchskonzept ist als Abweichung von dieser Allgemeinvorgabe vermerkt, dass bei der Z-Baumauswahl der am stärksten zu durchforstenden Parzelle 5 die Qualität gegenüber der Vitalität höher gewichtet wurde (NW-FVA 2002, unveröffentlichtes Versuchskonzept).

Als Referenz für die quantitative Steuerung der Eingriffsstärke in den behandelten Parzellen dient die Grundflächenhaltung der unbehandelten Nullparzelle (Parz. 1) mit dem natürlichen Bestockungsgrad ($B^\circ = 1,0$) des Standortes (Assmann 1956, 1961). Neben einer mäßigen Hochdurchforstung mit einem Ziel- B° von 0,80 wurde für drei Versuchspartzen eine starke Hochdurchforstung vorgesehen. Deren B° -Vorgaben wurden zur Prüfung der Hypothese einer dichteabhängigen Wasserreiserbildung in 5 %-Stufen zwischen 0,60 und 0,70 fein variiert, was nach derzeitiger gutachtlicher Einschätzung zu keinerlei Qualitätsunterschieden führte, da Wasserreiser im Versuch bislang ohnehin kaum auftraten. Für die sehr starke Hochdurchforstung wurde ein Ziel- B° von 0,50 festgelegt. Aus der Staffelung der Grundflächenhaltungen in Kombination mit den abgestuften Vorgaben zur Anzahl zu entnehmender Bedränger je Z-Baum resultierten unterschiedlich starke Freistellungen der Z-Baum-Kollektive.

4.4 Datenaufnahmen

4.4.1 Ertragskundliche Datenaufnahmen

Die ertragskundlichen Roteichenversuchsflächen wurden in der Regel in einem fünfjährigen Turnus aufgenommen. Die methodische Grundlage der Datenaufnahmen bildete die Anweisung zur Aufnahme ertragskundlicher Versuchsflächen (NFV 2005, unveröffentlicht). Im Zuge einer Standardaufnahme wurden dabei die Brusthöhendurchmesser (BHD) ab Derbholzstärke (7 cm mit Rinde), ab der die Bäume individuell und dauerhaft nummeriert sind, an einem in 1,3 m Höhe markierten Messpunkt auf 1 mm Genauigkeit voll erhoben. Dies erfolgte normalerweise mit dem Umfangmessband und davon abweichend bei den Versuchen der älteren Roteichen-Ertragsversuchsserie mittels Kreuzklappung. Außerdem wurden Baumhöhen (H) und Kronenansätze (KA) eines für das gesamte Durchmesserpektrum repräsentativen Kollektivs im Umfang von 30 bis 35 Bäumen jeder vertretenen Baumart auf 1 dm Genauigkeit mit dem Vertex IV gemessen. Bei Anzahlen einer Baumart unter 30 Bäumen je Parzelle wurden deren Höhen voll erhoben. Bäume unter Derbholzstärke und über 1,3 m Höhe wurden mit auf cm-Stufen gerundeten Durchmesser in einer Strichliste erfasst. Für jede Durchmesserstufe der Strichliste wurden in der Regel mehrere repräsentative Höhen ohne Kronenansätze gemessen. Bei jeder Aufnahme wurde eine Ansprache der Zugehörigkeit der Einzelbäume zu Oberstand bzw. Unter-

stand im Anhalt an das Baumklassensystem des Vereins der Forstlichen Versuchsanstalten Deutschlands (VDFV 1902) vorgenommen, wobei die Baumklassen 1 - 3 dem Oberstand zugerechnet wurden, während die Baumklassen 4 und 5 gemäß Festlegung zum Unterstand zählten. Bei jeder fünften Aufnahme erfolgte eine vollständige Baumklassenansprache.

Für einen Teil der Roteichenversuchsflächen wurden außerdem die Stammfußkoordinaten der Bäume ab Derbholzstärke mittels elektronischer Totalstation Topcon eingemessen und damit ein sogenannter Stammverteilungsplan erzeugt (NFV 2005, unveröffentlicht), der auch die Berechnung abstandsabhängiger Konkurrenzindizes erlaubte. Für Roteichenbestände mit Stammverteilungsplänen gab es keine Erfassung außerhalb der Messparzelle befindlicher, jedoch mit ihrer Konkurrenz Parzellenbäume beeinflussender Randbäume. Dadurch ist die abstandsabhängige Konkurrenzsituation nahe am Parzellenrand befindlicher Bäume der Messparzelle nicht vollständig abgebildet. Für den Roteichendurchforstungsversuch Arenberg-Meppen 857, zu dem ein Stammverteilungsplan erst mit der dritten Aufnahme erstellt wurde, konnte der Stammverteilungsplan für die erste und zweite Aufnahme mithilfe der Stammverzeichnisse und der nachträglichen Zuordnung der Stubben anhand der Nummernfolge und Dimension in den noch gut erkennbaren Pflanzreihen ergänzt werden. Bei den neueren Probeflächen, einschließlich der bei Mauerhof (2011) beschriebenen, handelte es sich um Probekreise, von deren Mittelpunkt aus Winkel und Entfernung der Baumpositionen erfasst worden waren. Daraus konnten über die Winkelbeziehungen des Sinus- und Kosinus-Satzes die Koordinaten eines Stammverteilungsplans berechnet werden. Außerdem wurde mit dem Pflanzplan des Eichen-Leistungsvergleichs SHLF 3113 aus den Reihenformularaufnahmen nachträglich ein Stammverteilungsplan erstellt. Für die Versuche der neu angelegten Serie der Roteichenversuche im niedersächsischen Tiefland wurden bei Versuchseinrichtung die erkennbaren Stubben mit ihren Durchmessern per Umfangmessband erfasst und ihre Positionen in den Stammverteilungsplan aufgenommen. Die Stubben wurden nach dem Zeretzungsgrad den Ausscheidezeitpunkten der betrieblich verbuchten Durchforstungen zugeordnet. Aus einer einfachen linearen Regression von Stammfußdurchmessern und BHD auf der Basis von ca. 40 je Parzelle gemessenen repräsentativen Wertepaaren des verbleibenden Bestandes wurden die BHD vorab ausgeschiedener Bäume rekonstruiert, so dass sie z. B. für die Berechnung der Gesamtwuchsleistung (GWL) berücksichtigt werden konnten. Ebenso wurde bei den neueren Probeflächenaufnahmen verfahren.

Darüber hinaus lagen für einen Teil der Bäume einmalige Kronenablotungen vor. Dafür wurde mithilfe von Kronenspiegel, Taschenbussole mit 400-Gon-Teilung und Vertex IV die Radienlänge von der Stammmitte zur Kronenperipherie in acht Richtungen fester Winkelabstände von 50 Gon, bei Nord beginnend, erfasst (NFV 2005, unveröffentlicht). Daraus ergaben sich horizontale Kronenprojektionen bzw. Kronenschirmflächen. Für fünf ältere Versuchspartellen waren Kronenablotungen an allen Par-

zellenbäumen des Oberstandes erfolgt. Für die neu angelegten Versuche im niedersächsischen Tiefland wurden Kronenablotungen jeweils an den Höhenmessbäumen vorgenommen, wodurch ein breites BHD-Spektrum repräsentiert ist und auch Bäume des Unterstandes mit erfasst wurden.

4.4.2 Bodenprobennahme

4.4.2.1 Bodenbeprobung und chemische Analysen der Versuche im niedersächsischen Tiefland

Im Hinblick auf den geplanten Anbauswerpunkt der Roteiche im Rahmen des Waldumbaus von Kiefernreinbeständen auf mittleren und schwächeren Standorten wurden mit der Anlage der neuen Roteichen-Versuchsserie im niedersächsischen Tiefland Bodenproben gewonnen. Nach dem gleichen Probennahmeschema wurde der Waldumbauversuch Hüneberg beprobt. Bereits vorhandene, für die Einbeziehung in diese Auswertung neu aufbereitete Analysedaten des Waldumbauversuchs Wiese, des Roteichen-Durchforstungsversuchs Arenberg-Meppen 857 und eines Punktes der Bodenzustandserhebung (BZE) mit einer Roteichenbestockung im westniedersächsischen Tiefland erweiterten die Datenbasis bodenchemischer Kennwerte. Diese Probennahmeserie wird im Folgenden als „Standardbeprobung“ bezeichnet.

Die Einzelbohrungen der Probennahmen wurden standortkundlich horizontiert und einschließlich der Ableitung einer Standortkennziffer nach dem Rahmenschema der Standortaufnahme (Geländeökologischer Schätzrahmen) für Niedersachsen und Schleswig-Holstein (NFP u. LLUR 2009) in einem Bohrprotokoll dokumentiert. Die als Ergebnis der Bohrungen auf 1,2 m Tiefe vergebenen Standortkennziffern verdeutlichen den Gradienten der Standortgüte innerhalb des Sets beprobter Versuchsflächen (Tab. 8). Die Ergebnisse der Feldansprache bei der Beprobung wurden mit der digitalen forstlichen Standortkarte der Niedersächsischen Landesforsten (NLF) abgeglichen (Web-Line der NLF, Abruf 2019). Substanzielle Abweichungen zwischen betrieblicher Standortkartierung und der Ansprache bei Probennahme traten nicht auf. In den vorkommenden Fällen geringer Abweichungen wurde die im Rahmen dieser Arbeit ermittelte Standortkennziffer zur standörtlichen Charakterisierung der jeweiligen Parzelle weiter verwendet. Ergänzt wurden die Daten durch die Einordnung in die im Rahmen der Bodenzustandserhebung II (BZE II) gebildeten Substratgruppen (Evers et al. 2019) sowie die bundeseinheitliche Übersetzung der Nährstoff- und Wasserhaushaltsstufen nach Wolff et al. (1998).

Von den fünf Nährstoffstufen der bundeseinheitlichen Skala sind mit der vorliegenden Flächenauswahl nach feldökologischer Ansprache die vier Stufen von „arm“ (A) bis „kräftig“ (K) besetzt. Ein reicher Standort befindet sich nicht unter den beprobten Versuchspartellen. Kräftige, mittlere und ziemlich arme Verhältnisse sind je sieben Mal repräsentiert, während nur vier Partellen nach feldökologischem Befund als arm eingestuft wurden. Die Wasserhaushaltsstufen innerhalb der Nährstoffstufen variieren,

wobei bessere Nährstoffstufen tendenziell in Kombination mit besseren Wasserhaushaltsstufen vorkommen und umgekehrt. In acht Fällen wurden je zwei Parzellen einer Versuchsanlage beprobt, wobei deren Standorte in Ausnahmefällen graduelle Unterschiede aufwiesen.

Tabelle 8: Standörtliche Charakterisierung der im Rahmen der Standardbeprobung bodenchemisch analysierten Roteichenversuchsflächen im niedersächsischen Tiefland

Versuch, Parzelle	ökologische StaO-Kz. *	Substratgruppe nach Forstl. StaO-Aufnahme (NFP u. LLUR 2009)	Substratgruppe BZE II (Evers et al. 2019)	Nährstoffstufe (Wolff et al. 1998)	Bodenwasserhaushalt (Wolff et al. 1998)
Ahlhorn 2150j	41.4+.9.3	Sandlöss	Lehm	Kräftig	4 frisch
Rotenburg 2315j	41.4.4.3	Lehm_Sand	Lehm	Kräftig	4 frisch
Rotenburg 208j, P.1	37.4-.3.7g	sand. Lehm	Lehm	Kräftig	7 staufeucht
Rotenburg 1127j	41.4.3.7	sand. Lehm	Lehm	Kräftig	4 frisch
Sellhorn 2123j, P. 1	37.4.4.3	Lehm_Sand	Lehm	Kräftig	7 staufeucht
Sellhorn 2123j, P. 2	37.4.4.3	Lehm_Sand	Lehm	Kräftig	7 staufeucht
Bernstorff 160	34.4.5.3f	Wasserabsatz	verlehm. Sande	Kräftig	10 grundfeucht
Ankum 1127j, P.1	41.3+.9.2	Sandlöss	schw. v'lehm. Sd.	Mittel	4 frisch
Ankum 1127j, P.2	42.3.3.4f	schluff. Sand	schw. v'lehm. Sd.	Mittel	3 mäßig frisch
Ankum 1118j, P.1	41.3+.9.2	Sandlöss	schw. v'lehm. Sd.	Mittel	4 frisch
Ankum 1118j, P.2	42.3.3.6f	schluff. Sand	verlehm. Sande	Mittel	3 mäßig frisch
Arenbg.-Meppen 857, P.2	34.3.3.1P, h	anlehm. Sand	schw. v'lehm. Sd.	Mittel	9 grundfrisch
Rotenburg 59j, P.2	42.3.3.1	anlehm. Sand	schw. v'lehm. Sd.	Mittel	3 mäßig frisch
Nienburg 21/22j, P.2	42.3.3.4f	schluff. Sand	schw. v'lehm. Sd.	Mittel	3 mäßig frisch
BZE NI00849 (Cloppenbg.)	35.3-.2.2	unverlehm. Sand	unverlehm. Sand	Ziempl. arm	9 grundfrisch
Harsefeld 515j, P.1	42.2+.3.1	anlehm. Sand	schw. v'lehm. Sd.	Ziempl. arm	3 mäßig frisch
Rotenburg 83j, P.1	43.2+.2.2f	unverlehm. Sand	unverlehm. Sand	Ziempl. arm	2 mäßig trocken
Rotenburg 83j, P.2	35.2+.2.2	unverlehm. Sand	unverlehm. Sand	Ziempl. arm	9 grundfrisch
Nienburg 21/22j, P.1	42.3-.3.1t	anlehm. Sand	schw. v'lehm. Sd.	Ziempl. arm	2 mäßig trocken
Göhrde 114j. P.1	43.3-.3.1f	anlehm. Sand	schw. v'lehm. Sd.	Ziempl. arm	2 mäßig trocken
Göhrde 114j. P.2	42.3-.3.1t	anlehm. Sand	schw. v'lehm. Sd.	Ziempl. arm	2 mäßig trocken
LWK Südosth., Hünebg., P.1	43.2.2.3	unverlehm. Sand	unverlehm. Sand	Arm	1 trocken
LWK Südosth., Hünebg., P.2	43.2.2.3	unverlehm. Sand	unverlehm. Sand	Arm	1 trocken
LWK Südosth., Wiese, P.9	43.2.2.3	unverlehm. Sand	unverlehm. Sand	Arm	1 trocken
LWK Südosth., Wiese, P.18	43.2.2.3	unverlehm. Sand	unverlehm. Sand	Arm	1 trocken

Die Standardbeprobung wurde in den Frühjahren 2005 und 2006 vorgenommen. Die Anordnung von fünf Probennahmepunkten innerhalb der Versuchsparzelle folgte dem Muster einer Würfelfünf. Humusproben wurden mit dem Murach'schen Wurzelbohrer (Durchmesser 8 cm) gewonnen und die fünf Einzelproben ohne Trennung der einzelnen Humushorizonte volumengerecht zu einer Mischprobe je Parzelle vereinigt. Im Labor wurden neben dem Humusvorrat die pH-Werte in H₂O und KCl bestimmt sowie Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt der Auflage ermittelt. Der Mineralboden wurde in festen Tiefenstufen (0 bis 5 cm, 5 bis 10 cm, 10 bis 30 cm, 60 bis 90 cm und 90 bis 120 cm) nach dem Schema der BZE II (BMELV 2006, Evers et al. 2019) beprobt. Die Proben der oberen, geringer mächtigen Schichten bis 30 cm wurden ebenfalls mit dem aufgrund des größeren Durchmessers vorteilhaften Murach'schen Wurzelbohrer genommen. Die tieferen Stufen wurden mit dem Pürckhauer-Bohrer beprobt. Die fünf Einzelproben einer jeden Tiefenstufe des Mineralbodens wurden parzellenweise volumengerecht zu einer Mischprobe vermengt. Anschließend wurden die Humus- und Bodenproben einer bodenchemischen Analyse nach den im Umweltlabor der NW-FVA geltenden methodischen Standards unterzogen (König et al. 2014). Für den Mineralboden wurden für jede Tiefenstufe neben den pH-Werten in Wasser (H₂O) und Kaliumchlorid (KCl) die effektive Kationenaustauschkapazität (Ake), die Basensättigung (BS), die Anteile der austauschbaren Basen, der Anteil der austauschbaren Kation-Säuren in der Bodenlösung sowie die Elementvorräte von organischem Kohlenstoff (C), Kalium (K), Stickstoff (N), Phosphor (P) und Schwefel (S) bestimmt. Die Hochrechnung auf flächenbezogene Ake-Werte und Elementvorräte erfolgte unter Verwendung mittlerer Trockenrohdichten und Skelettgehalte bei der BZE II gebildeter Substratgruppen (Evers et al. 2019). Qualitative Bewertung und Einordnung der pH-Werte, effektiven Austauscherkapazitäten, Basensättigungen und Elementgehalte sowie die Tiefenreduktion bei der Berechnung flächenbezogener Vorratswerte folgten den Empfehlungen des Arbeitskreises Forstliche Standortskartierung der AG Forsteinrichtung (2016).

4.4.2.2 Spezielle Probennahme zur Streuzersetzung und Kohlenstoffverfügbarkeit

Für die Beurteilung einer Beeinflussung des Bodenzustandes durch eine Bestockung mit der nach Deutschland eingeführten Roteiche standen keine langfristig beobachteten Experimente mit einer quantitativen Beschreibung des Ausgangszustandes des Bodens sowie Messungen der anschließenden Dynamik bodenchemischer und bodenbiologischer Parameter zur Verfügung. Ersatzweise ergab sich die Möglichkeit einer Fallstudie zum Vergleich von Roteiche mit standortgleicher, gleichalter Traubeneiche auf zwei Versuchsflächen mittels einmaliger Bestimmung des chemischen und biologischen Humus- und Bodenzustandes. Zwischen den beiden Versuchen besteht ein starker Unterschied der Bodengüte, was über den Effekt der Baumart hinaus die Untersuchung eines Einflusses des Standortes auf die Zielgrößen des Humus- bzw. Kohlenstoffhaushaltes ermöglicht. Weitgehend gleiche klimatische Bedingungen können durch die Lage beider Flächen im Wuchsbezirk Ostheide des Wuchsgebietes Ost-

niedersächsisches Tiefland vorausgesetzt werden. In Relation zum durchschnittlichen Klima des gesamten niedersächsischen Tieflandes weist der Wuchsbezirk eine kontinentalere Klimatönung auf. Beide Versuchsflächen waren auch in der Serie der Standardbeprobung (Kap. 4.4.2.1) enthalten. Deren Ergebnisse zum allgemeinen bodenchemischen Zustand werden in dem Vergleich der Baumarten-Standortinteraktion deskriptiv mit berücksichtigt.

Bei den Vergleichspaaren gleichalter Rot- und Traubeneichenbestände handelt es sich um die ertragskundlichen Versuchsflächen Sellhorn 2123 j nahe der Ortschaft Barendorf östlich von Lüneburg und Göhrde 114 j, 19 km südöstlich der ersten Fläche nahe der Revierförsterei Röthen gelegen (s. auch Kap. 4.3.3). Beide Versuche waren im Jahre 2005 als Teil der Versuchsserie von Roteichenbeständen im niedersächsischen Tiefland neu angelegt worden.

Im Zusammenhang mit der Bodenbeprobung der Versuchsflächen wurden Details zur Bestandesgeschichte sowie zu standörtlichen Merkmalen und Besonderheiten recherchiert. Die Trauben- und Roteichen des Versuchs Göhrde wurden im Jahre 1936 mit sehr hohen Pflanzenzahlen von ca. 20.000 je ha gepflanzt. Beide Bestände sind Teil eines langen, an einem Hauptweg in Ost-West-Richtung verlaufenden Waldbrandschutzriegels von ca. 80 m Tiefe, der aus wechselnden Reinbestandspartien von Rot- und Traubeneiche sowie Lärche gebildet wird. Der Pflanzung war eine vollflächige, tiefe Bodenbearbeitung vorausgegangen, die bei flächendeckendem starkem Bewuchs mit Besenheide (*Calluna vulgaris* [L.] Hull) erst die Pflanzung ermöglichte und die Heidevegetation in den Boden einarbeitete (Auszug eines Forstamtsberichtes von 1936 in der Versuchsakte der NW-FVA des Versuches Göhrde 114j, unveröffentlicht). In den beiden heute stark horizontal und vertikal differenzierten Beständen mit lockerem Kronenschluss kommen vereinzelt gleichalte Sandbirken (*Betula pendula* Roth) als Begleitbaumart vor.

In Sellhorn weist der Standort beider Baumarten Spuren einer streifenweisen Bodenbearbeitung im Zusammenhang mit der Bestandesbegründung auf. Hier war die Roteiche 1949 gesät worden. Die Saatgutaufwandmenge ist unbekannt, ebenso die Entstehung der Hainbuche (*Carpinus betulus* L.), die in geringer Stammzahl zusammen mit zurückbleibenden Roteichen heute einen Unterstand bildet. Die Hainbuchenanteile wurden bereits für den damals 11-jährigen Jungbestand beschrieben (Bestandeslagerbuch des Klosterforstamtes Lüneburg von 1960, unveröffentlicht). Gleichzeitig wurde der Bereich der heutigen Traubeneichenparzelle von der damaligen Forsteinrichtung als missglückte, mehrfach nachgebesserte Kultur von 1949 aus Pflanzung beschrieben und aufgrund der sehr unbefriedigenden Dichte und Qualität als Blöße (!) eingestuft. Hainbuche und Buche (*Fagus sylvatica* L.) sind als Mischbaumarten bereits erwähnt (Bestandeslagerbuch des Klosterforstamtes Lüneburg von 1960, unveröffentlicht). Heute präsentiert sich die Fläche als sehr wüchsiger Traubeneichenbestand durchschnittlicher Qualität, vergleichsweise kurzschäftig und großkronig, mit lockerem Bestandesschluss und einem

Unter- und Zwischenstand aus Buche und Hainbuche. Beide Bestände waren einige Jahre vor der Probenahme im Zuge einer starken Hochdurchforstung mit vergleichbaren Z-Baumanzahlen und Entnahmemengen durchforstet worden.

Der Standort in Sellhorn ist kräftig nährstoffversorgt und frisch, partiell mit Merkmalen eines tief sitzenden und deshalb physiologisch günstig zu beurteilenden Wasserrückstaus. Der zweischichtige Boden besteht aus einem schwach verlehmtten Geschiebedecksand, der in ca. 1 m Bodentiefe von einem kompakten Geschiebelehm der Bodenart schluffiger Lehm unterlagert wird (Kennziffer nach dem Rahmenschema der Standortsaufnahme: 37.4.4.3 bzw. 41.4.4.3.s). Der einheitliche Standort beider Baumarten in der Görhde wurde hingegen als mäßig, mit Tendenz zu schwach mit Nährstoffen versorgt und im Wasserhaushalt als mäßig sommertrocken eingestuft. Bezüglich der Bodenarten liegt hier ein schwach verlehmtter Geschiebesand über unverlehmttem Sand vor (Kennziffer: 43.3-3.1 f).

Die Probenahme für die speziellen Untersuchungen zur Kohlenstoffspeicherung und den Kohlenstoffumsätzen unter Roteiche und Traubeneiche war im April 2012 erfolgt. Dazu wurden auf den Versuchspartellen Sellhorn 2123 II (Roteiche) und Sellhorn 2123 III (Traubeneiche) sowie Görhde 114 II (Roteiche) und Görhde 114 III (Traubeneiche) Humus- und Bodenproben entnommen. Es wurde mit dem Glatzel-Bohrer gearbeitet, der einen Durchmesser von 6,8 cm hat. Damit repräsentiert der runde Querschnitt eine Fläche von $0,003632 \text{ m}^2$. An vier Probennahmepunkten je Fläche wurden die Proben gewonnen. Die Sollpunkte der Probenahme lagen 7 m von den Parzellenecken in Richtung Flächenmitte entfernt. Bei offensichtlichen Störungen z. B. durch dichtere Bodenvegetation wie Gras oder Brombeere, größeren Bestandeslücken oder Rückegassen wurde der Probennahmepunkt in geeigneter Weise verschoben. Die tatsächlichen Probennahmepunkte wurden von den Ecken aus eingemessen und in einer Kartenskizze vermerkt. Drei vom Mittelpunkt eines jeden Probennahmepunktes um ca. einen Meter versetzte Einstiche wurden schichtenweisen volumengerecht zu Mischproben vereinigt. Die beprobten Schichten des Mineralbodens waren die Tiefenstufen 0 bis 5, 5 bis 10 und 10 bis 15 cm. Im Auflagehumus wurden folgende Humushorizonte nach ihrer morphologischen Ausprägung (Arbeitskreis Standortkartierung in der AG Forsteinrichtung 2016, S. 100-103) getrennt beprobt: L (nicht oder wenig zersetzte Pflanzensubstanz), Of (neben Pflanzenresten höhere Anteile organischer Feinsubstanz) und Oh (hohe Anteile organischer Feinsubstanz). Die Mächtigkeit der Humushorizonte wurde mit einer Genauigkeit von 0,5 cm ermittelt. War die morphologische Trennung der Humushorizonte nicht möglich oder deren Mächtigkeit sehr gering, wurden sie dem L-Horizont zugeordnet. Damit wurden je Baumart und Standort je vier Mischproben (Wiederholungen) der Horizonte des Auflagehumus und der drei Tiefenstufen des oberen Mineralbodens den weiteren Laboranalysen zugeleitet.

4.4.3 Datenaufnahmen der Verjüngungsversuche

Auf den Versuchsflächen zu verjüngungsökologischen Fragen werden die Daten aufgrund größerer Vielfalt der Fragestellungen und Unterschieden der Ausgangssituationen nach weniger standardisierten Messprogrammen erhoben als in der Ertragskunde. Als wichtigste Wachstumsgrößen für Versuche der Waldverjüngung werden regelmäßig Höhen mit dem Gliedermaßstab oder mit der Messlatte auf 1 cm Genauigkeit und Wurzelhalsdurchmesser in Kreuzklappung mit der elektronischen Schieblehre auf 0,1 mm Genauigkeit erfasst. Meistens handelt es sich nicht um Vollaufnahmen, sondern um repräsentative Aufnahmen in verschiedenen Plot-Designs, die häufig in systematischen Rastern angeordnet werden bzw. bei Reihenverbänden festgelegten Reihenabschnitten bzw. Pflanzplätzen folgen. Zu messende Pflanzen eines Plots sind in der Regel fest markiert und nummeriert. Die Aufnahmen erfolgen in engem zeitlichem Turnus, oft jährlich in der Vegetationsruhe. Neben Ausfällen (Mortalität) und ggf. Schäden und - soweit feststellbar - deren Ursachen werden in Naturverjüngungsversuchen häufig Dichtezählungen mit Bezug auf eine bestimmte Plotgröße vorgenommen. Genaue Beschreibungen der Versuchsaufbauten, Datenerhebungen und Auswertungsmethoden der Verjüngungsversuche werden zusammen mit den versuchsweisen Auswertungen gegeben.

4.5 Kontrolle und Aufbereitung der waldwachstumskundlichen Daten

Die ertragskundlichen Daten wurden aus der Waldwachstumsdatenbank der NW-FVA mithilfe des Standardauswertungsprogramms „Versuchsflächeninformationssystem“ (VIS) einzelversuchsweise exportiert und mit den in VIS implementierten Plausibilitätsprüfungen sowie weiteren Kontrollabfragen (Scatter-Plots, Ausreißer und extreme Werte in Box-Plot-Darstellungen) sorgfältig geprüft. Datenfehler aus identifizierten Eingabe- oder Übertragungsfehlern wurden, soweit möglich, anhand von Urlisten bzw. archivierten Urdaten der manuellen oder elektronischen Aufnahmebelege korrigiert. Fehlerprüfungen und Korrekturen des Datensatzes folgten den Richtlinien der Sektion Ertragskunde im Deutschen Verband Forstlicher Forschungsanstalten (DVFFA) zur Aufbereitung ertragskundlicher Daten forstlicher Dauerversuche, der sogenannten „DESER-Norm“ (Johann 1993). Die parzellenweise Berechnung der ertragskundlichen Bestandeskennwerte für den Gesamtbestand und aufgegliedert nach Ober- und Unterstand wurden ebenfalls mit dem VIS vorgenommen. Die geprüften und korrigierten Daten wurden anschließend mithilfe von reproduzierbaren Routinen der Statistik-Software R (Version 3.6.1, R Core Team 2019) zu einer einheitlichen Datenbasis zusammengeführt und strukturiert. Für bestimmte Auswertungen wurden nach festgelegten Kriterien ausgewählte Unterkollektive des Gesamtdatensatzes verwendet (s. Kap. 4.4).

Die Datengrundlage für die Aufstellung einer neuen Roteichen-Ertragstafel für Nordwestdeutschland bildeten die mit dem VIS nach der DESER-Norm (Johann 1993) berechneten ertragskundlichen Standardkenngrößen für die Parzellen der ertragskundlichen Versuchsflächen. Die sind baumartenweise

aufgeschlüsselt nach Oberstand (vorherrschende, herrschende und mitherrschende Bäume) und Unterstand (beherrschter Bestand). Darüber hinaus werden die ertragskundlichen Kennwerte baumartenweise für den Gesamtbestand ausgegeben. Sind in einem Versuch Zukunftsbäume (Z-Bäume) markiert, wurden die ertragskundlichen Kennwerte auch für dieses Kollektiv berechnet. Die Standardkennwerte werden vom VIS in zwei Varianten ausgegeben: Nur für Derbholz und inklusive aller aufgenommenen Bäume einschließlich derer unter Derbholzstärke. Die Standardkennwerte wurden einzelbestandsweise auf Plausibilität geprüft. Neben den übernommenen Standardkennwerten wurden zusätzliche Kenngrößen wie der Gesamtvorrat als Summe des verbleibenden und ausscheidenden Bestandes, die Gesamtwuchsleistung (GWL) sowie durch deren Division mit dem Alter der durchschnittliche Gesamtwuchs (dGz) berechnet. Je nach Vollständigkeit der erfassten Vornutzungen einer Versuchsparzelle wurde die Verwendbarkeit der Gesamtwuchsleistung für eine Modellbildung im Datensatz vermerkt. Mischungsanteile der Baumarten in Mischbeständen wurden nach dem gewichteten Grundflächenanteil der Baumart ermittelt. Mittels Division durch den Mischungsanteil der Roteiche wurden zunächst für alle Bestände unabhängig vom tatsächlichen Mischungsanteil ertragskundliche Kennwerte für einen ideellen Roteichen-Reinbestand erzeugt. Weitere berechnete Größen waren das Stammzahl-Grundflächenverhältnis (N/G -Maß, Gadow 2003) und das Stammzahl-Mitteldurchmesser-Verhältnis des ausscheidenden Bestandes (N/dg), beides Kennwerte zur quantitativen Charakterisierung der Eingriffsart, sowie der Stand-Density-Index (SDI) nach Reineke (1933) als zusätzliches Maß der Bestandesdichte. Die in der Ertragskundendatenbank enthaltenen Angaben zur vorgegebenen Bestandesbehandlung der einzelnen Parzellen nach Versuchskonzept enthalten Art (Nullfläche, Hochdurchforstung, Niederdurchforstung, Zielstärkennutzung) und Stärke der Behandlung und wurden aufnahmebezogen auch unter Heranziehung von Kenngrößen wie N/G - und N/dg -Maß geprüft und ggf. korrigiert. Außerdem wurden für jede Versuchsparzelle die parzellenbeschreibenden Metadaten der ertragskundlichen Datenbank übernommen, geprüft und vor allem hinsichtlich standörtlicher und klimatischer Parameter (Höhenlage ü. NN, Vereinheitlichung der Lagekoordinaten in WGS 84, klimatische Kennwerte) und der Angaben zur Bestandesbegründung (Begründungsverfahren, Pflanzverband, Ausgangspflanzenzahl) durch eigene Recherchen vervollständigt bzw. aktualisiert.

Die Daten der Versuche der Waldverjüngung lagen einzelversuchsweise vor und wurden für die Auswertungen in die Statistik-Software R (Vers. 3.6.1, R Core Team 2019) importiert. Hier erfolgte zunächst eine Datenprüfung mit explorativen Routinen (Box-Plots, Scatter-Plots, Abfragen) und daraufhin soweit möglich die Korrektur von Schreib- und Übertragungsfehlern anhand von Urlisten und Datenaufnahmetabellen bzw. der Ausschluss unplausibler, nicht mehr korrigierbarer Datensätze von den Auswertungen. Die Daten der drei Versuche zur Naturverjüngung der Roteiche wurden für die Auswertungen im Rahmen dieser Arbeit zu einem gemeinsamen Datensatz zusammengefügt.

4.6 Beschreibung der Datengrundlagen

4.6.1 Alters-Höhenbeziehung und Bonitätsfächer

Für die Ableitung der Alters-Höhenbeziehung der Roteiche in Nordwestdeutschland standen verwendbare Beobachtungen aus 425 ertragskundlichen Aufnahmen von 90 Parzellen der Versuchs- und Probeflächen zur Verfügung. Gründe für den Ausschluss von Aufnahmen waren das Absinken der Stammzahl im Oberstand deutlich unter 100 je ha bzw. die bereits deutliche Beeinflussung des Kollektivs vorherrschender Bäume durch Entnahmen im Zuge von Zielstärkennutzungen. Für Aufnahmen mit Stammzahlen des Oberstandes über 90 je ha und ohne bisherige Zielstärkennutzung wurde anstelle der Spitzenhöhe (h100) die Höhe des Grundflächenmittelstammes (hg) des Oberstandes verwendet. Innerhalb der Datengrundlage gab es 339 Fälle, in denen Beobachtungen für eine Parzelle mindestens zu zwei Zeitpunkten vorlagen und damit durch Differenzenbildung Zunahmen der Spitzenhöhe („Zuwächse“) berechnet werden konnten. Daten aus Verjüngungsversuchen mit Beobachtungen im Bereich des Nichtderbholzes BHD < 7 cm wurden nicht verwendet. Hier handelte es sich in der Regel um repräsentative Verjüngungsaufnahmen, für die eine absolute Spitzenhöhe nicht berechenbar war bzw. Erkenntnisse über einen der h100 vergleichbaren Höhenwert zunächst nicht vorlagen. Die verwendeten Daten decken ein breites Alters- und Leistungsspektrum ab (Tab. 9).

Tabelle 9: Verteilungskennwerte relevanter Bestandesmerkmale der Datengrundlage für die Alters-Höhenbeziehung der Roteiche

Merkmal	Minimum	1. Quartil	Median	arith. Mittel	3. Quartil	Maximum	Standard-abw. (±)
Alter [Jahre]	14	48	62	62,9	79	117	21,8
Mittelhöhe hg [m]	8,8	18,2	22,4	22,2	26,2	34,5	5,4
Spitzenhöhe h100 [m]	10,6	22,5	26,5	25,8	29,5	35,7	5,3
Ertragsklasse (nach Bauer 1955)	-I,6	0,5	I,1	I,1	I,7	III,4	(0,9)

Die Datengrundlage enthält im Vergleich zur Ertragstafel von Bauer (1955) offensichtlich zahlreiche deutlich leistungsfähigere Bestände, während der untere Rahmen der Beobachtungen durch die III. Ertragsklasse der bestehenden Ertragstafel recht gut getroffen wird. Erkennbar wird außerdem, dass einige Versuchsparzellen mit langer Zeitreihe in ihrer h100-Entwicklung offenbar von dem durch die Ertragstafel beschriebenen Verlauf abweichen (Abb. 6).

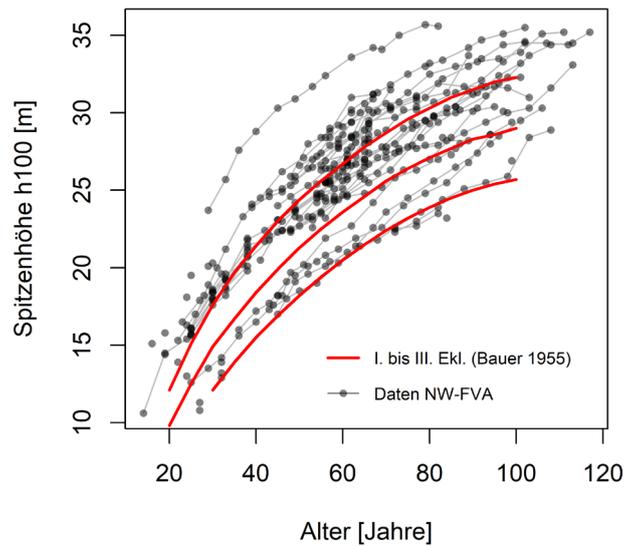


Abbildung 6: Spitzenhöhen h_{100} über dem Alter für die aktuelle Datengrundlage im Vergleich zum Bonitätsfächer der Roteichen-Ertragstafel von Bauer (1955)

4.6.2 Kronenbreite

Für die Modellierung von Kronenbreiten der Roteiche standen erstmalig Kronenablotungen an 1.412 Bäumen aus 16 Versuchen bzw. 33 Versuchspartzen zur Verfügung. Dabei handelte es sich um 1.007 Bäume des Oberstandes, die restlichen gehörten dem Unterstand an. Die Kronenablotungen erfolgten in den Jahren 2000 bis 2008. Es gibt keine wiederholten Kronenablotungen.

Der mittlere Kronenradius bzw. die mittlere Kronenbreite wird gemäß dem Teilkreismodell (Röhle 1983) hergeleitet, indem aus je zwei benachbarten Radien der acht Ablotungen mit festem Winkelabstand von 50 gon, beginnend bei 0 gon, ein mittlerer Radius gebildet wird. Aus diesen gemittelten Radien werden die Flächen der acht Kreissegmente berechnet und die resultierenden Teilkreisflächen addiert. Aus der vereinfachend als Kreis angenommenen Gesamtfläche wird schließlich der zugehörige Durchmesser als mittlerer Kronendurchmesser des Baumes berechnet. Sehr unterschiedliche Einzelradien als Ausdruck asymmetrischer Kronen beeinflussen nach diesem Vorgehen nur rechnerisch die horizontale Kronendimension, spiegeln sich aber nicht in der Form der letztlich modellhaft als ideal kreisförmig angenommenen Horizontalprojektion der Krone wider (Sprauer 2013).

Das Histogramm der aus den Projektionsflächen nach dem Teilkreismodell (Röhle 1983, Kramer u. Akça 1995) berechneten mittleren Kronenbreiten (Abb. 7, links) zeigt eine rechtsschiefe Verteilung.

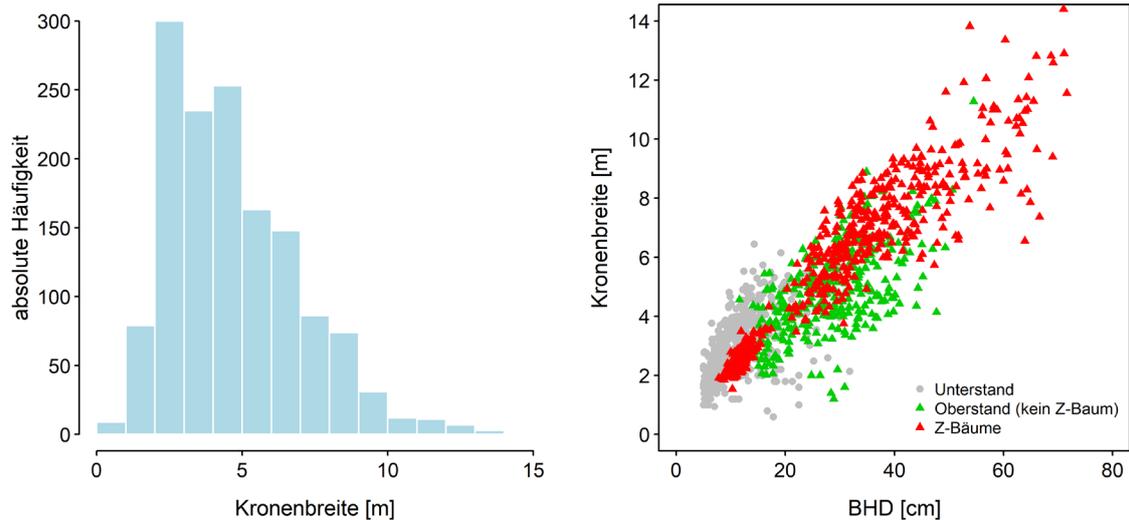


Abbildung 7: Häufigkeitsverteilung der mittleren Kronenbreiten (Teilkreismodell) aus empirischen Kronenprojektionen von Roteichen in Nordwestdeutschland (links) und Kronenbreiten über dem BHD unterschieden nach Unterstand, Zukunftsbäumen und sonstigem Oberstand (rechts)

In fünf älteren Ertragsversuchen, darunter in dem praktisch undurchforsteten A-Grad in Saarbürg 110, wurden die Kronen des Oberstandes vollständig abgelotet. Für den Durchforstungsversuch Arenberg-Meppen 857 gibt es Kronenablotungen nur für die ausgewählten Z-Bäume vor Durchforstungsbeginn. In der neu angelegten Versuchsserie im niedersächsischen Tiefland wurden Kronenablotungen an allen Höhen- und Kronenansatzmessbäumen vorgenommen. Sie erfassten ca. 35 Roteichen je Versuchspartelle repräsentativ über das vertretene BHD-Spektrum. Die Verteilungskennwerte zur Verfügung stehender Beobachtungen und potenzieller Kovariablen belegen die Abdeckung eines breiten Wertebereiches durch die erhobenen Daten (Abb. 7, rechts u. Tab. 10).

Tabelle 10: Verteilungskennwerte der gemessenen mittleren Kronenbreiten von Roteiche und zugehöriger potenzieller Kovariablen

Merkmal	Minimum	1. Quartil	Median	arith. Mittel	3. Quartil	Maximum	Standard-abw. (\pm)
Kronenbreite [m]	0,6	2,86	4,32	4,72	6,13	14,4	2,3
Alter [Jahre]	25	55	56	62,1	79	104	20,0
BHD [cm]	5,0	12,4	22,2	24,4	33,4	85,5	13,9
Baumhöhe [m]	7,0	13,6	22,5	18,9	25,8	38,4	9,2
Baumhöhe/BHD	0,58	0,72	0,96	0,91	1,19	1,82	0,33

4.6.3 Kronenansatz und Bekronungsgrad

Die Kronenansatzhöhe von Laubbäumen ist in der Aufnahmeanweisung für ertragskundliche Versuchsfelder der NW-FVA definiert als Ansatzhöhe des ersten lebenden Primärastes (NFV 2005, unveröffentlicht). Ausdrücklich nicht berücksichtigt werden demzufolge Wasserreiser und zu Klebästen erstarkte Wasserreiser. Damit dürfte sich der Kronenansatz ein und desselben Baumes im Zeitverlauf nicht verringern.

Verwendbar waren 7.942 Beobachtungen mit Höhen- und Kronenansatzmessungen aus 51 verschiedenen Versuchen und 74 Versuchspartzen. Zwischen den 1960er und den 1980er Jahre wurden in den Roteichen-Ertragsversuchen mit langen Zeitreihen zwischenzeitlich über mehrere Aufnahmen keine Kronenansätze gemessen. Die Gesamtanzahl der Beobachtungen von Kronenansatzhöhen bezieht sich zu 75 % auf Bäume des Oberstandes, der Rest sind Unterstandsbäume. Neben den absoluten Baum- und Kronenansatzhöhen unterscheiden sich beide Teilkollektive auch hinsichtlich ihrer H/BHD-Verhältnisse. Die Bekronungsgrade (BG), die den relativen Kronenlängen entsprechen und sich als Quotient von Kronenansatzhöhe und Baumhöhe ergeben, weisen dagegen nur relativ geringe Unterschiede auf (Abb. 8).

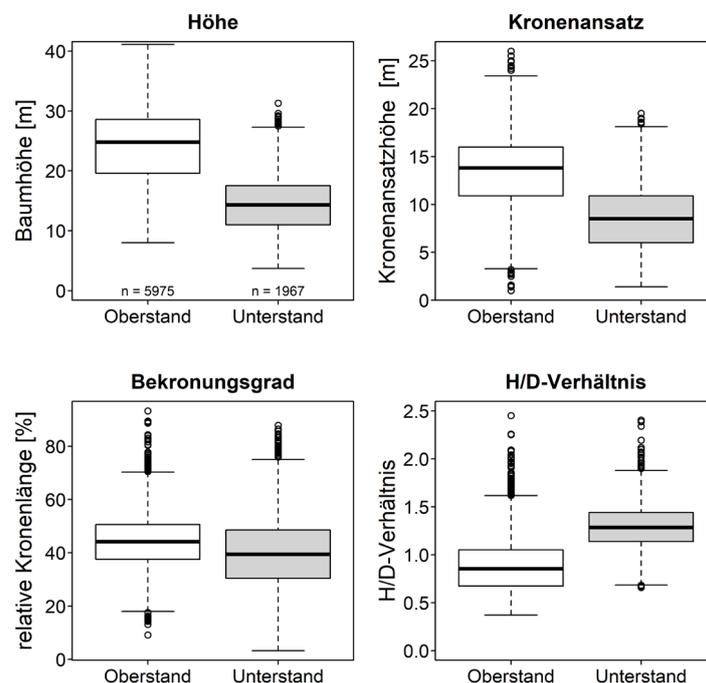


Abbildung 8: Baumhöhen, Kronenansatzhöhen sowie Bekronungsgrade (= relative Kronenlängen) und H/D-Verhältnisse der Datengrundlage des Kronenansatzmodells der Roteiche nach Ober- und Unterstand

4.6.4 Daten zur Bestandesdichte

Unter den Versuchsfeldern befindet sich nur eine Nullfläche (keine Eingriffe) mit vier Aufnahmen sowie eine Parzelle mit der Durchforstungsvorgabe „schwache Niederdurchforstung“ (A-Grad) mit 11 Aufnahmen, in der es während der Versuchsbeobachtung ebenfalls keine aktiven Entnahmen über

die natürliche Mortalität hinaus gegeben hatte. Die Kennwerte der letzten Aufnahme dieser Parzelle waren aufgrund einer versehentlich mit dem Umfangmessband statt der vorgeschriebenen Kreuzklappung durchgeführten BHD-Messung nicht verwendbar. Ebenfalls teilweise noch unbehandelt waren die Probekreise in jungen Roteichenbeständen (Mauerhof 2011) der natürlichen Altersstufen Gerten- und Stangenholz im Übergangsbereich des Einwuchses in das Derbholz. Damit bleibt die Datenbasis unbehandelter Bestände insgesamt gering. Die meisten der verfolgten Modellierungsansätze der maximalen Dichte von Roteichenbeständen beziehen deshalb Beobachtungen behandelter Roteichenflächen mit Roteichenanteilen $\geq 90\%$ mit ein, die mit der Anteilsfläche auf ideelle Reinbestände hochskaliert wurden. 327 Beobachtungen erfüllten dieses Kriterium. Die Stammzahlen und Grundflächen von wenigen sogenannten Nebenaufnahmen, die ausnahmsweise vorgenommen wurden, um einen ausscheidenden Bestand z. B. aus Schadereignissen zwischen zwei Vollaufnahmen zu erfassen, wurden berücksichtigt, wenn sie gegenüber der Hauptaufnahme nicht länger als zwei Jahre zurücklagen. Grundflächenhaltungen und abstandsunabhängige Konkurrenzindizes bzw. Indizes zur Beschreibung der Konkurrenzänderung wurden einmal unter Einbeziehung aller Durchmesser einschließlich des Nichtderbholzes berechnet sowie in einer Variante, die nur das Derbholz berücksichtigte. Es wurde hier nicht zwischen Ober- und Unterstand bzw. nach Bestandesschichten unterschieden. Die Bestandeskennwerte und Dichtemaße aller verwendbaren Beobachtungen beschreiben einen weiten Bereich an Bestandesstrukturen und -dichten (Tab. 11).

Tabelle 11: Verteilungskennwerte von Kenngrößen der Bestandesdichte von 327 Beobachtungen aus Roteichen-Reinbeständen (Mischungsanteil anderer Baumarten < 10 %, hochgerechnet auf 100 % Mischungsanteil); Abk.: dg = Mitteldurchmesser, N = Stammzahl, SDI = Stand Density Index (Reineke 1933), G = Bestandesgrundfläche, Ndh. = Nichtderbholz

Merkmal	Minimum	1. Quartil	Median	arith. Mittel	3. Quartil	Maximum	Standard-abw. (\pm)
dg [cm]	8,1	14,9	20,7	22,3	27,0	55,7	9,3
dg inkl. Ndh. [cm]	5,2	13,0	19,3	21,0	26,7	55,7	10,1
N [ha ⁻¹]	90	484	814	980	1343	2837	632
N inkl. Ndh. [ha ⁻¹]	90	525	914	1466	1992	8080	1419
SDI	162	500	581	585	647	1122	125
SDI inkl. Ndh.	291	543	623	633	696	1122	145
G [m ² /ha]	5,1	22,9	26,4	26,7	29,7	64,3	6,7
G inkl. Ndh. [m ² /ha]	11,1	23,8	27,3	27,6	30,1	64,3	6,3

Die Stammzahlbeobachtungen über den Mitteldurchmessern, abgetragen im doppelt logarithmischen Koordinatensystem, erhalten eine Referenz durch die Darstellung der negativen Steigung nach Reineke (1933) mit einem variierenden Interzept, durch das verschiedene initiale Pflanzanzahlen abbildet werden (Abb. 9, links).

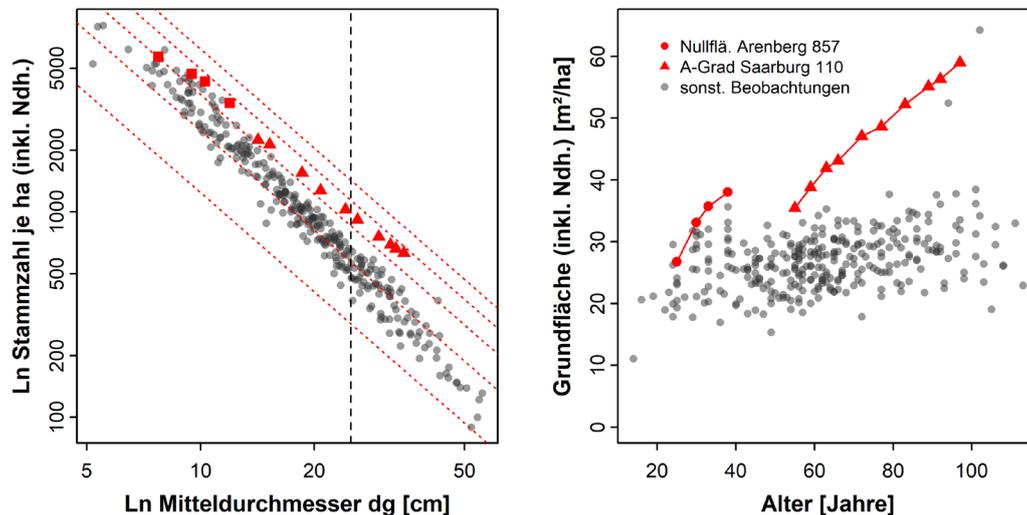


Abbildung 9: links: Stammzahlen von Roteichen-Reinbeständen über dem dg im doppelt logarithmischen Koordinatensystem, rot-gestrichelt = Reineke-Steigung von $-1,605$ für maximale Dichte (Reineke 1933) mit verschiedenen Ausgangsstammzahlen (= Interzept) zwischen 200.000 und 5.000 je ha; senkrecht gestrichelt: $dg = 25$ cm (Bezug für den Stand-Density-Index SDI); rechts: beobachtete Grundflächen in Roteichen-Reinbeständen über dem Alter

Die Grundflächenhaltungen des Gesamtbestandes behandelter Roteichenversuchsflächen, über dem Alter dargestellt, bleiben weit unter denen der Nullfläche bzw. des A-Grades (Abb. 9, rechts).

Im Wachstumssimulator BWinPro/TreeGrOSS bildet der Kronenkonkurrenzindex c66 die Konkurrenzsituation der Einzelbäume ab (Nagel 1999). Für Einzelheiten zur Berechnung des Konkurrenzindex c66 wird auf die Methodenbeschreibung (Kap. 4.7.1) verwiesen. Der Konkurrenzindex kann auch zur Herleitung maximaler Grundflächen genutzt werden (Döbbeler et al. 2003). Für die Ableitung maximaler Grundflächen im Rahmen dieser Arbeit wurde der c66 mit den neu parametrisierten Kronenbreiten- und Kronenansatzfunktionen berechnet. Die Verteilungskennwerte weisen für den abstandsunabhängigen c66 einen höheren Mittelwert mit einer deutlich geringeren Standardabweichung und Spannweite aus als für den abstandabhängigen c66xy (Tab. 12). Der geringere Mittelwert des abstandabhängigen Konkurrenzindex geht auf die Einbeziehung von Bäumen zurück, deren Suchradius der Konkurrentenauswahl über die Parzellengrenze hinausreicht und dadurch die Konkurrenzsituation ggf. nicht vollständig abgebildet wird. Höhere Spannweite und Standardabweichung dieses Mittelwertes sind darüber hinaus Ausdruck einer differenzierteren Abbildung der tatsächlichen Nachbarschaftsverhältnisse der Einzelbäume, die extremere Konstellationen einschließen kann.

Tabelle 12: Verteilungskennwerte von Beobachtungen des abstandsunabhängigen ($c66$) und des abstandsabhängigen Kronenkonkurrenzindex ($c66xy$) in Roteichen-Reinbeständen berechnet mit den neuen Funktionen der Kronenbreite und des Kronenansatzes

Merkmal	Minimum	1. Quartil	Median	arith. Mittel	3. Quartil	Maximum	Standardabw. (\pm)
$c66$	0,24	0,87	1,08	1,11	1,30	2,78	0,35
$c66xy$	0	0,46	0,82	0,86	1,21	3,57	0,55

4.6.5 Radial- und Grundflächenzuwachsbeobachtungen der Einzelbäume

Insgesamt standen über 70.000 Radial- bzw. Grundflächenzuwachsbeobachtungen an Roteichen zur Verfügung, ca. 29.000 bzw. 40 % davon für den Oberstand. Die Beschränkung des beobachteten Zuwachsintervalls auf mindestens drei und höchstens sechs Jahre reduzierte diese Anzahl nur unwesentlich. Zu 7.482 Zuwachsbeobachtungen des Oberstandes lag eine Höhenmessung vor. Die absoluten Häufigkeiten beobachteter Radialzuwächse zeigen annähernd das Bild einer Normalverteilung. Das arithmetische Mittel der Beobachtungen liegt bei 0,27 cm mit einer Standardabweichung von 0,119 cm. Dagegen folgen die Häufigkeiten der Grundflächenzuwächse mit ihrer ausgeprägten Rechtsschiefe eher einer Gamma-Verteilung (Abb. 10). Der arithmetische Mittelwert der Grundflächenzuwächse beträgt ca. 146 cm² mit einer Standardabweichung von 106 cm².

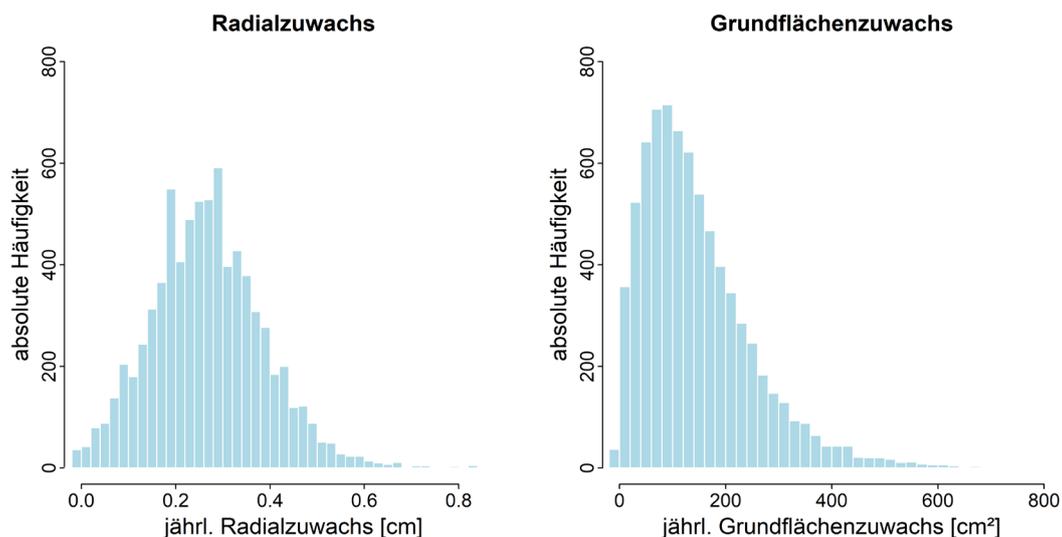


Abbildung 10: Absolute Häufigkeitsverteilungen der Radial- und Grundflächenzuwachsbeobachtungen der Roteichen-Höhenmessbäume des Oberstandes

Die Zuwachsbeobachtungen decken einen Altersbereich von 16 bis 118 Jahren ab, das Durchmesserpektrum reicht von 7 bis ca. 87 cm und die maximale Höhe liegt bei 41 m (Abb. 11). Splines der mitt-

leren Verläufe des BHD über dem Alter und der Höhe über dem BHD dienten der Ableitung eines Testdatensatzes der BHD- und Höhenentwicklung eines „mittleren“ Baumes über dem Alter für die Überprüfung und den Vergleich der Sensitivität zwischen der Neuparametrisierung bewährter Modelle und einem alternativen neuen Modell des Kronenansatzes und der Grundflächenzuwachsschätzung (im Folgenden kurz: Testdaten „mittlerer Baum“).

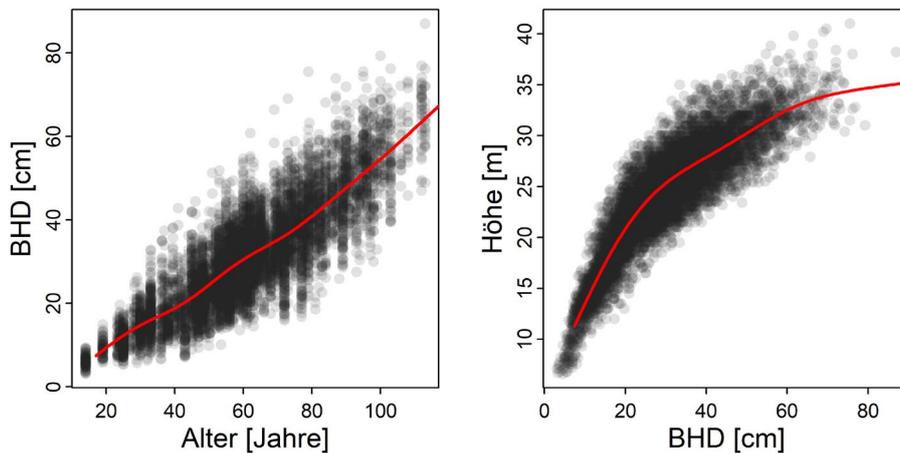


Abbildung 11: BHD über dem Alter (links) und Baumhöhe über dem BHD für die Zuwachsbeobachtungen an Rot-eichen des Oberstandes mit Höhenmessungen; rote Linien: Splines mittlerer Verläufe (entspricht den Testdaten „mittlerer Baum“)

Außerdem wurde ebenfalls zum Zweck späterer Modellanalysen ein zweiter Testdatensatz mit Zuwachsgeraden für je 20 Jahre umspannende Altersklassen (11 bis 30 Jahre mit Klassenmitte 20 Jahre, 31 bis 50 Jahre mit Klassenmitte 40 Jahre usw.) erzeugt, die den mittleren Zuwachs über dem Ausgangs-BHD bei gegebener Altersklasse abbilden (kurz: Testdaten „Zuwachsgeraden“). Um ein zum jeweiligen Alter passendes Spektrum ertragskundlicher Kenngrößen abzuleiten, wurden die 10 %-Quantilklassen der empirischen BHD innerhalb jeder Altersklasse ermittelt. Höhen- und Konkurrenz-Quantilklassen wurden anschließend für jede Alters- und BHD-Klasse berechnet. Jede Altersklasse mit den 10 %-Quantilklassen der empirischen BHD bildet somit ein zum Alter passendes Spektrum der Messdaten auch für weitere relevante Größen wie Höhe und Konkurrenz ab. Unter der Annahme, dass die erzeugten Zuwachsgeraden für Bäume mit einer Höhe von 90 % der Spitzenhöhe innerhalb ihres imaginären Bestandes gelten, kann die Spitzenhöhe h_{100} , die für die Berechnung der Bekronungsgrade erforderlich ist, entsprechend ergänzt werden. Weiterhin können aus diesen Daten Modellgrößen wie Kronenmantelfläche und Bekronungsgrad hergeleitet werden. Diese normierte Datenbasis ermöglicht einen direkten Vergleich von Grundflächenzuwachsschätzungen und daraus rückgerechneten Radialzuwächsen verschiedener zu überprüfender Modelle.

Für die Parametrisierung der Zuwachsmodelle wurden letztlich die Teilmengen der Zuwachsbeobachtungen verwendet, für die der Modellvariante entsprechende Messungen aller direkt eingehenden bzw. unmittelbar zu deren Berechnung verwendeten Kovariablen (Kronenmantelfläche, Konkurrenz)

vollständig vorlagen, abgesehen von der Kronenbreite, für die angesichts eines sonst viel zu kleinen Datensatzes auch modellierte Werte akzeptiert wurden. In 4.014 Fällen wurde zusammen mit der Höhe auch der Kronenansatz gemessen. An verwertbare Stammfußpositionen wurde die Anforderung gestellt, dass zu einer Aufnahme der Versuchsparzelle für mindestens 90 % der Derbholz-Bäume (BHD ≥ 7 cm) Koordinaten vorhanden sein müssen. Für jeden Baum mit Koordinaten wurde die Distanz zum Parzellenrand berechnet. Für die Modellbildung mit abstandsabhängiger Konkurrenz wurden nur Bäume mit mindestens 3 m Abstand zur Parzellengrenze verwendet, um Randeffekte möglichst gering zu halten. Das Kriterium einer vollständig gemessenen Kombination aus verwertbarer Stammfußposition, Höhe und Kronenansatz erfüllten nur 1.327 Zuwachsbeobachtungen.

4.6.6 Bestandeskennwerte als Grundlage der Ertragstafelerstellung

Ein Vergleich ertragskundlicher Bestandeskennwerte des Oberstandes der Datengrundlage, berechnet mit dem VIS, mit Referenzkennwerten der derzeit verwendeten Roteichen-Ertragstafel von Bauer (1955), die sich ebenfalls auf den Oberstand bezieht, verdeutlicht einige Unterschiede (Abb. 12).

Bezüglich der Spitzhöhen enthält die Datengrundlage sehr leistungsfähige Bestände jenseits der I. Ertragsklasse. Ein etwas schnelleres Höhenwachstum in der Jugend gegenüber dem Verlauf des bestehenden Bonitätsfächers deutet sich an (Abb. 12, links oben). Nachrichtlich mit dargestellte Höhenbeobachtungen mit Altern unter 10 Jahren stammen aus Verjüngungsversuchen und bilden statt einer h_{100} den Mittelwert der 10 % höchsten gemessenen Bäume ab. Sie wurden in die Neuableitung des Bonitätsfächers und weiterer Ertragstafelkennwerte nicht mit einbezogen, ebenso nicht die in der Abbildung farblich hervorgehobenen Beobachtungen überschränkter Roteichenbestände, obwohl diese gegenüber der Freifläche ein offenbar kaum verringertes Höhenwachstum zeigen.

Die Gesamtwuchsleistungen fächern sich nach den aktuellen Beobachtungen viel stärker über der Spitzhöhe h_{100} auf als nach der bestehenden Ertragstafel. Diese bildete zwar ebenfalls einen Einfluss der Bonität auf die Gesamtwuchsleistung ab, jedoch in einem deutlich engeren Rahmen. Außerdem erreicht die Mehrzahl auf den Versuchsfeldern registrierter Gesamtwuchsleistungen nicht das Niveau der Ertragstafel. Vielmehr markiert diese Referenz nahezu eine obere Grenze der Beobachtungen (Abb. 12, rechts oben).

Die Stammzahlhaltungen des verbleibenden Bestandes der Versuchsfeldern befinden sich insbesondere ab dem Alter von 40 Jahren ebenfalls sehr deutlich unter denen der bestehenden Ertragstafel (Abb. 12, links Mitte).

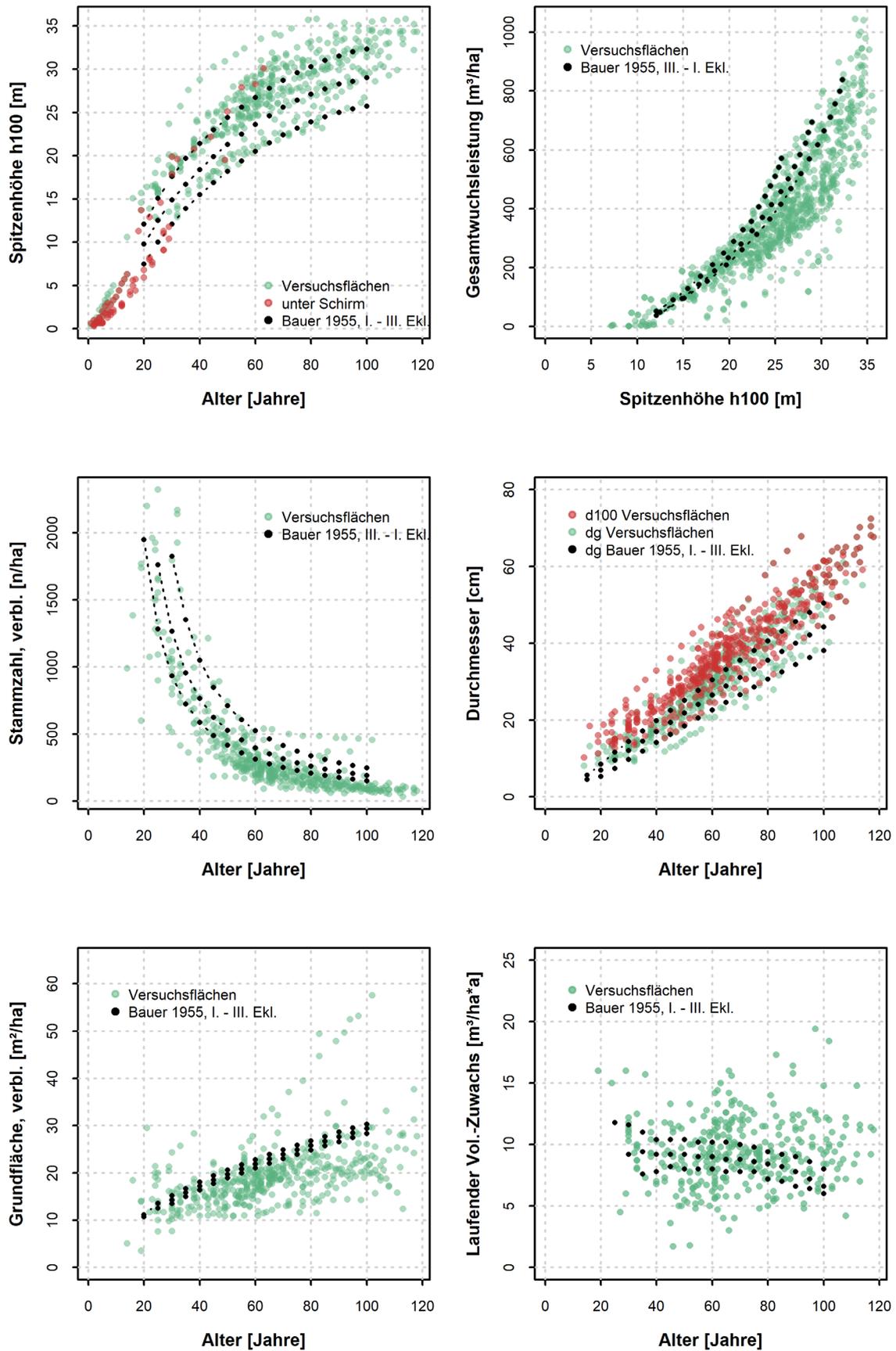


Abbildung 12: Ertragskundliche Kennwerte des Oberstandes von Roteichenversuchsflächen und einmaligen Profbeflächenaufnahmen der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt im Vergleich zur Roteichen-Ertragstafel von Bauer (1955)

Die Bestandesmitteldurchmesser (dg) zeigen dagegen zu gleichen Altern höhere Werte als die Ertragstafel. Die Mitteldurchmesser der 100 stärksten Bäume je ha ($d100$) erreichen für wüchsige Bestände im Alter von 100 Jahren 60 cm. Im Alter von 115 Jahren werden ca. 70 cm erzielt. In der bisherigen Ertragstafel sind $d100$ -Werte nicht angegeben (Abb. 12, rechts Mitte).

Die Grundflächenverläufe des verbleibenden Bestandes über dem Alter zeigen in der Ertragstafel von Bauer (1955) kaum Unterschiede zwischen den Ertragsklassen. Dagegen weisen die Grundflächenbeobachtungen der behandelten Versuchsflächen eine große Streuung auf, für die wiederum die Ertragstafelangaben eine kaum überschrittene Obergrenze markieren (Abb. 12, links unten).

Ebenso eine sehr große Streuung und kaum einen erkennbaren Alterseinfluss besitzen die beobachteten laufenden Volumenzuwächse. Die Ertragstafelwerte liegen zunächst in der Mitte deren großen Streuungsbereiches. Der altersbedingte Zuwachsrückgang der Ertragstafel lässt sich in den Beobachtungen nicht eindeutig ausmachen (Abb. 12, rechts unten).

Die zur Herleitung des Bonitätsfächers verwendete Datengrundlage ist identisch mit der in Kap. 4.1 beschriebenen. Sie umfasst 425 Beobachtungen der Spitzenhöhe $h100$ von Roteichenbeständen.

Wie bereits bei der Ertragstafel von Bauer (1953a, 1955) und analog zum Vorgehen von Schober (1967 in Schober (Hrsg.) 1987, 1971) bei der ebenfalls durch eine starke Selbstdifferenzierung gekennzeichneten Rotbuche wird in der neuen Roteichen-Ertragstafel nur der Oberstand berücksichtigt. Verwendet werden nur Bestandesaufnahmen mit einer Anteilfläche der Roteiche am Oberstand von mindestens 90 %, was Reinständen nahekommt. Die ertragskundlichen Kennwerte wurden bei Mischungsanteilen mittels Division von Stammzahlen, Grundflächen sowie Vorrats- und Zuwachswerten durch den gewichteten Flächenanteil der Roteiche auf einen ideellen Reinbestand hochgerechnet. Das Kriterium für die Brauchbarkeit der Daten von Versuchs- und Probeflächen zur Ableitung der Gesamtwuchsleistung war die möglichst vollständige Erfassung aller Vornutzungen. In die Ableitung der Grundbeziehung der Gesamtwuchsleistung über der Spitzenhöhe $h100$ wurden nur Parzellen einbezogen, deren Versuchssteuerung eine Hochdurchforstung vorgab, was für 363 Beobachtungen zutraf. Für die Datenverwendbarkeit der weiteren ertragskundlichen Kennwerte der Ertragstafel war eine möglichst weitgehend der Norm der neuen Ertragstafel entsprechende Bestandesbehandlung gemäß einer gestaffelten Hochdurchforstung mit anfangs starken und später mäßigen Eingriffen das entscheidende Kriterium. Bei der sorgfältigen Auswahl entsprechender Versuchsflächen und ertragskundlicher Aufnahmen wurden die Eingriffsart auch anhand der quantitativen Weiser N/G -Maß, Grundflächenentnahmeprozent und N/dg -Verhältnis des ausscheidenden Bestandes sowie die Grundflächenentwicklung des verbleibenden Bestandes berücksichtigt. Den gestellten Anforderungen genügten im Wesentlichen 253 Beobachtungen, wobei gewisse Kompromisse, insbesondere der hinsichtlich der Grundflächenverläufe, unumgänglich waren.

4.7 Methoden

4.7.1 Das Einzelbaumwachstumsmodell für Roteiche

Das Wachstumsmodell des Einzelbaumsimulators BWinPro/TreeGrOSS besteht aus folgenden Teilfunktionen: Der altersabhängigen Fortschreibung der Spitzenhöhe h_{100} als Potenzial des Höhenwachstums der Einzelbäume, der Einheitshöhenkurve zur Datenergänzung bei fehlenden baumindividuellen Höhenmessungen, einer Funktion der maximalen Bestandesdichte, ab der eine dichtebedingte Mortalität einsetzt, der Schaftformfunktion sowie der eigentlichen Grundflächenzuwachsfunction des Einzelbaumes in Abhängigkeit von Alter, Kronenmantelfläche sowie Konkurrenz und Freistellung.

Zur Parametrisierung wurde als Konkurrenzindex der bewährte, im Anhalt an Wensel et al. (1987) definierte c_{66} (Nagel 1999) eingesetzt. Der c_{66} eines Einzelbaumes ist die Summe der Kronenschirmflächen aller Bäume, die in einer bestimmten relativen Höhe des Bezugsbaumes geschnitten werden. Liegt der Kronenansatz eines Baumes über der Schnitthöhe, so wird seine volle Kronenschirmfläche berücksichtigt. Ist der Baum kleiner als die Schnitthöhe, bleibt er unberücksichtigt. Damit lässt sich der c_{66} als Kronenschlussgrad in einer bestimmten Höhe interpretieren. Abweichend von Wensel et al. (1987), die als maßgebliche Schnitthöhe 66 % der Baumhöhe ansetzten, ist sie bei BWinPro/TreeGrOSS auf 66 % der Kronenlänge des Bezugsbaumes, gemessen von der Baumspitze aus, festgelegt (Döbbeler et al. 2003). Biging u. Dobbertin (1995) erreichten durch iterative Bestimmung für genau diese Schnitthöhe die beste Anpassung der Konkurrenzparameter. Damit verbunden ist die Annahme, dass sich in diesem Bereich der Übergang von der Licht- zur Schattenkrone befindet (Burger 1939a, b). Zusätzlich verwendet BWinPro/TreeGrOSS die Veränderung des c_{66} durch einen Durchforstungseingriff als Variable c_{66c} für die Freistellung eines Baumes. Der c_{66} kann abstandsunabhängig mit Bezug auf einen gesamten Plot bzw. Bestand berechnet werden. Bei Vorliegen von Stammfußkoordinaten für einen Bestand kann die Konkurrenz auch als abstandsabhängiger Kronenkonkurrenzindex c_{66xy} berechnet werden, der sich auf einen festgelegten Radius um den Bezugsbaum bezieht, bei BWinPro/TreeGrOSS standardmäßig dessen doppelte Kronenbreite.

Weitere Einzelheiten zum Gesamtkonzept des Einzelbaumwachstumssimulators BWinPro/TreeGrOSS, dem Zusammenwirken seiner Teilfunktionen und den derzeitigen Parametrisierungsversionen für die verschiedenen Baumarten sind bei Nagel (1999), Nagel et al. (2002), Döbbeler et al. (2003) sowie Hansen u. Nagel (2014) ausführlich dargestellt.

Die vorliegende Arbeit widmet sich der Überprüfung und Aktualisierung wichtiger Teilfunktionen dieses Einzelbaummodells für die Roteiche (*Quercus rubra* L.) auf einer deutlich erweiterten Datengrundlage. Die Überarbeitung umfasst die Beziehung der Spitzenhöhe h_{100} zum Alter, die Funktion der maximalen Dichte von Roteichen-Reinbeständen und die Grundflächenzuwachsfunction. Im Rahmen der

Grundflächenzuwachsfunction kommt der Kronenmantelfläche der Lichtkrone als Zuwachsbestimmender Dimensionsgröße des Baumes eine entscheidende Bedeutung zu. Eine für Roteiche in Ermangelung der empirischen Datengrundlage bisher fehlende artspezifische Kronenbreitenfunktion wird erstmals erstellt und die bestehende Kronenansatzfunktion überarbeitet. Daraus ergeben sich auch Veränderungen für den abstandsunabhängigen und den abstandsabhängigen Kronenkonkurrenzindex. Darüber hinaus soll im Rahmen eines neu konzipierten alternativen Zuwachsmodells die Eignung anderer erklärender Dimensionsgrößen als Alternativen zur Kronenmantelfläche für die Schätzung des Grundflächenzuwachses untersucht werden. Die Ableitung einer maximalen Bestandesdichte der Roteiche erfolgt unter Anwendung unterschiedlicher methodischer Ansätze, deren Ergebnisse miteinander verglichen werden.

Nicht neu bearbeitet werden die implementierte Einheitshöhenkurve (Nagel 1990) und die Derbholzformzahlfunktion (Bergel 1974), letztere da sie bereits auf einer breiten Datengrundlage beruht, der gegenüber keine zusätzlichen Sektionsmessungen zur Verfügung standen. Der bestehenden Formzahlfunktion liegen Sektionsmessungen an 1.421 Probestämmen in einem BHD-Bereich von 6 bis 62 cm, einem Höhenbereich von 7 bis 34 m und einem Altersbereich von 21 bis 101 Jahren zugrunde. Dieses Material deckt alle drei Ertragsklassen der Tafel von Bauer gut ab und schließt 300 bereits von Bauer (1953a) gemessene Probestämme mit ein. Die Derbholzformzahlfunktion von Bergel (1974) führt gegenüber Bauer (1953a, S. 28-30) für Bäume mittlerer und größerer Dimension zu um mehr als 5 % geringeren Derbholzvolumina. Nur sehr gering dimensionierte Bäume enthalten nach der neueren Formzahlfunktion geringfügig mehr Derbholz.

4.7.2 Alters-Höhenbeziehung und Bonitätsfächer

Die Höhenentwicklung der Baumarten ist in erster Linie vom Alter und dem Standort abhängig (Mitscherlich 1970). Bei konstanten Standortbedingungen lässt sich die Leistungsfähigkeit eines Standortes durch die Bonität kennzeichnen. Die Alters-Höhenbeziehung ist daher ein grundlegender Zusammenhang für Zuwachsprognosen in Einzelbaum- und Bestandeswachstumsmodellen.

Innerhalb des Einzelbaumwachstumsmodells wird eine funktionalisierte Alters-Höhenbeziehung als Rahmen des potenziellen Höhenwachstums von Einzelbäumen benötigt und für die neue Roteichen-ertragstafel als Einordnungsbeziehung der standortabhängigen Leistungsfähigkeit von Beständen. Die Wuchsleistung wird in der Regel zunächst als absolute Bonität eines Höhenkennwertes ausgedrückt, der zu einem bestimmten festgelegten Alter die Wuchsleistung des Bestandes charakterisiert. Als bestandesbezogener Höhenkennwert kann eine Mittel- bzw. eine Ober- oder Spitzenhöhe verwendet werden. Während früher die Mittelhöhe, am häufigsten die Höhe des Grundflächenmittelstammes (hg), zur Bonitierung herangezogen wurde, werden heute in der Regel die weniger durch rechnerische Verschiebungen in Abhängigkeit der Bestandesbehandlung beeinflusste Oberhöhen eines relativen

(z. B. Weise'sche Oberhöhe) oder absoluten Kollektivs stärkster Stämme verwendet (Kramer 1988). Im Rahmen dieser Arbeit wird die Spitzenhöhe h_{100} als Höhe des Grundflächenmittelstamms der stärksten 100 Stämme je ha verwendet, die für ertragskundliche Versuchsflächen der NW-FVA als Standardkennwert berechnet wird. Zur Beschreibung des Wachstums und speziell der Alters-Höhenbeziehung im Sinne altersabhängiger Wachstumsmodelle von Baumarten gibt es mittlerweile eine Vielzahl gebräuchlicher und bewährter Funktionen. Neben der Höhenwuchsleistung wird auch der Verlauf des Höhenwachstums über der Zeit durch den Standort beeinflusst. In wüchsigeren Beständen kulminiert das Höhenwachstum in der Regel früher als in weniger wüchsigen. Dies kann durch polymorphe Funktionen abgebildet werden (Kramer 1988, S. 55, Sloboda 1971). In Abhängigkeit von der Leistung des Bestandes werden dabei die Formparameter der Funktion so gesteuert, dass die unterschiedlichen Kulminationszeitpunkte des Höhenwachstums nach der Leistungsfähigkeit der Bestände abgebildet werden. Dagegen erzeugen sogenannte „guide curves“ (dt. „Leitkurven“) anamorphe Bonitätsfächer, in denen die einzelnen Kurven zueinander proportional verlaufen (Gadow 2003). Die Formparameter solcher Funktionen sind also nicht standortabhängig. Im Rahmen dieser Arbeit wird für die Baumart Roteiche eine Auswahl bewährter Ansätze an dem zur Verfügung stehenden Datenmaterial geprüft und die Ergebnisse werden miteinander verglichen.

Mit der dreiparametrischen Chapman-Richards-Funktion (Richards 1959) steht eine anamorphe Funktion zur Beschreibung der Alters-Höhenbeziehung von Beständen zur Verfügung (Gadow 2003, Westphal 1997). Die allgemeine Form der dreiparametrischen Chapman-Richards-Funktion lautet:

$$h_{100} = a \cdot (1 - e^{-k \cdot t})^p \quad (1)$$

darin bedeuten

h_{100}	Spitzenhöhe h_{100}
t	Alter
a, k, p	Parameter der Funktion
e	Euler'sche Zahl

Die Funktion ist einfach zu handhaben und ihre lediglich drei Parameter sind durch nichtlineare Regression relativ unkompliziert zu bestimmen. Der Parameter a stellt die Asymptote dar, k und p sind die Formparameter der Funktion. Nagel (1994) verwendete bisher diese Funktion zur Beschreibung des altersabhängigen Höhenwachstums der Roteiche und erweiterte sie im Anhalt an Biging (1985) um die absolute Höhenbonität, die er multiplikativ mit der Asymptote a verknüpfte. Damit wird gleichzeitig die geclusterte Datenstruktur durch Wiederholungsaufnahmen von Versuchspartzen in gewisser

Weise und unter der Annahme berücksichtigt, dass Unterschiede der Versuchspartellen, die auf das Lageniveau der Alters-Höhenbeziehung wirken, sich durch die Bonität beschreiben lassen. Damit ergibt sich folgende Form der Funktion:

$$h_{100} = a \cdot h_{bon} \cdot (1 - e^{-k \cdot \text{Alter}})^p \quad (2)$$

Als absolute Höhenbonität h_{bon} , auch als Site Index (SI) bezeichnet, wird für die Roteiche die Spitzenhöhe h_{100} zum Referenzalter von 50 Jahren (h_{bon50}) verwendet, da dieses Alter für viele Versuchs- und Probeflächen durch Beobachtungen abgedeckt ist und für die meisten weiteren Versuchs- und Probeflächenbeobachtungen zumindest nahe zu den Beobachtungsaltern liegt. Da allerdings nicht für alle Zeitreihen und Probeflächen Beobachtungen im Alter von 50 Jahren vorlagen und es weiterhin sinnvoll erschien, zunächst jede Aufnahme zu bonitieren, wurde eine Datenergänzung für die h_{bon50} notwendig. Die Datenergänzung folgte diesem Vorgehen:

1. Zuerst wurde der flächenübergreifende Altersverlauf der Spitzenhöhe („Leitkurve“) mittels Anpassung der dreiparametrischen Chapman-Richards-Funktion (CR3) an alle Daten abgeleitet.
2. Aus der Höhendifferenz zwischen dem Bonitierungsalter 50 und dem Alter der zu bonitierenden Aufnahme errechnet sich mithilfe der an alle Daten angepassten CR3 der Höhenzuwachs zwischen diesen beiden Zeitpunkten. Durch Addition dieses Zuwachses (negativ für Alter > 50) zur Höhe des aktuellen Alters ergibt sich für jede Aufnahme eine Höhenbonität im Alter 50 Jahre.
3. Die so für das Alter 50 berechnete Bonität unterschied sich häufig zwischen wiederholten Aufnahmen einer Parzelle. Dies eröffnete für das weitere Vorgehen zwei Möglichkeiten: Die Nutzung der Einzelwerte für jede Aufnahme, was der Gleichgewichtung aller Aufnahmen entspräche, oder die Verwendung des parzellenbezogenen arithmetischen Mittels, was eine Gleichgewichtung aller Parzellen bedeutet. Das letztere Vorgehen vermeidet die Übergewichtung von Standorten langer Zeitreihen mit häufig wiederholten Beobachtungen und repräsentiert Beobachtungen zusätzlicher Standorte auch bei nur einmaliger Aufnahme gleichgewichtet. Deshalb wird in der erweiterten Variante der dreiparametrischen Chapman-Richards-Funktion für die h_{bon50} der arithmetische h_{bon50} -Mittelwert von Wiederholungsaufnahmen einer Parzelle verwendet und in dieser Form in die multiplikative Verknüpfung des Asymptoten-Parameters aufgenommen.

Außerdem wurden weitere Wachstumsfunktionen für die Abbildung der Alters-Höhenbeziehung der Roteiche getestet, die potenziell polymorphe Verläufe erzeugen können, da sie über einen Parameter zur flexiblen Abbildung des Wendepunktes verfügen, so die vierparametrische Chapman-Richards-Funktion (CR4):

$$h100 = a \cdot (1 + b \cdot e^{-k \cdot t})^{-\left(\frac{1}{m}\right)} \quad (3)$$

bzw. die vierparametrische Chapman-Richards-Funktion unter Einziehung der absoluten Höhenbonität:

$$h100 = a \cdot hbon \cdot (1 + b \cdot e^{-k \cdot t})^{-\left(\frac{1}{m}\right)} \quad (4)$$

wobei a, b, k und m Parameter der Funktion sind.

Da für die vierparametrische Chapman-Richards-Funktion das Erreichen der Konvergenz bei der Parameteranpassung schwierig ist (Fischer u. Schönfelder 2017), wurde die von diesen Autoren modifizierte Form der Funktion (CR4 FS) verwendet:

$$h100 = (a \cdot (1 + m \cdot e^{\left(\frac{zm}{a}\right) \cdot (t_w - t) \cdot (m+1)^{\left(1 + \frac{1}{m}\right)}})^{-\frac{1}{m}} \quad (5)$$

bzw. erweitert um die absolute Höhenbonität:

$$h100 = (a \cdot hbon \cdot (1 + m \cdot e^{\left(\frac{zm}{a \cdot hbon}\right) \cdot (t_w - t) \cdot (m+1)^{\left(1 + \frac{1}{m}\right)}})^{-\frac{1}{m}} \quad (6)$$

wobei a, m, zm und t_w Parameter der Funktion sind und t das Alter.

Da es sich bei einem großen Teil der Beobachtungen um Wiederholungsaufnahmen von Versuchspartellen handelte, wurden drei- und vierparametrische Chapman-Richards-Funktionen auch als gemischte Modelle mit einem zusätzlichen Zufallseffekt der Parzelle auf den Parameter a getestet.

Als weitere Möglichkeit zur Darstellung polymorpher Alters-Höhenbeziehungen wurde die Wachstumsfunktion nach Sloboda (1971) angewendet. Dies bedeutet eine Verringerung der Datengrundlage, da nur jene 339 Fälle einbezogen werden konnten, für die sich aus wiederholten Aufnahmen ein „Höhenzuwachs“ berechnen ließ. Es handelt sich bei den verwendeten Daten also nicht um echte Einzelbaumzuwächse, sondern um das Richtungsfeld der Differenzen der Spitzenhöhen $h100$ zweier aufeinanderfolgender Beobachtungen für eine Versuchspartelle. Auf dieser Basis wird die Funktion in der folgenden Differenzenform (Zuwachsform) angepasst:

$$ih100 = p_0 \cdot \frac{h100}{t^{p_1}} \cdot \frac{\ln(65^{p_2})}{h100} \quad (7)$$

Die jährlichen Veränderungen der Spitzenhöhe $h100$ zwischen zwei Aufnahmezeitpunkten $ih100$ wurden berechnet, indem die $h100$ -Differenz zweier aufeinander folgender Aufnahmen durch die zugehörige Altersdifferenz dividiert wurde. Es werden nur die Veränderungen unmittelbar aufei-

einanderfolgender Aufnahmen verwendet, nicht die theoretisch ebenfalls mögliche Bildung der Differenzen aller möglichen Zeitpunkte einer Zeitreihe wie bei Westphal (1997). Die Funktion enthält die zu schätzenden Parameter $p_0 \dots p_2$ und t als die Zeit. Durch die anschließende Integration der Funktion zur Wachstumsform lassen sich die Spitzenhöhen h_{100} in Abhängigkeit des Alters berechnen:

$$h_{100} = 65^{p_2} \cdot \left(\frac{h_{100_0}}{65^{p_2}} \right) e^{-\frac{p_0}{(1-p_1)} \cdot (\text{Alter}_1^{(1-p_1)} - \text{Alter}_0^{(1-p_1)})} \quad (8)$$

Für die Anpassung und Parameterbestimmung aller Höhen-Alters-Modelle wurde die Funktion ‚nls‘ der Statistiksoftware R (Vers. 3.6.1, R Core Team 2019) verwendet. Startwerte der Parameter wurden aus Literaturangaben, z. B. für die dreiparametrische Chapman-Richards-Funktion nach Nagel (1994), für die vierparametrische Chapman-Richards-Funktion nach Fischer u. Schönfelder (2017) bzw. durch Iteration gefunden. Für die Überprüfung gemischter Modellvarianten unter Einbeziehung eines Zufallseffektes der Versuchsparzelle zur Berücksichtigung von Messwiederholungen kam das R-Paket ‚nlme‘ (Pinheiro et al. 2019) zum Einsatz.

Der Entscheidungsmaßstab für die letztlich zur Verwendung vorgeschlagene Funktion war neben der biologischen Plausibilität und der Güte der Anpassung an die verwendeten Daten die Stabilität bzw. Robustheit. Nach diesen Gesichtspunkten wurde bei Vergleichbarkeit der sonstigen Eigenschaften der einfacheren Funktionsform mit weniger Parametern der Vorzug gegeben.

4.7.3 Kronendimensionen von Roteichen

In der Regel werden die horizontale und vertikale Dimension von Baumkronen aus Gründen der Praktikabilität unabhängig voneinander erfasst. Für die vertikale Kronenausdehnung ist die Kronenlänge als Differenz aus Baumhöhe und Kronenansatzhöhe nach Messung beider Größen leicht zu bestimmen. Setzt man die absolute Kronenlänge in Relation zur Baumhöhe, ergibt sich die relative Kronenlänge oder der Bekronungsgrad. Die horizontale Kronenausdehnung ist über den Kronenradius bzw. die Kronenbreite einer vereinfachend als kreisförmig angenommenen Kronenschirmfläche gegeben. Für Details zu deren Messung und Berechnung im Rahmen dieser Arbeit sei auf Kap. 4.3.1 verwiesen.

4.7.3.1 Kronenbreite

Viele Untersuchungen belegen den engen allometrischen Zusammenhang zwischen BHD und Kronenbreite für verschiedene Baumarten (z. B. Krajicek et al. 1961, Biber 1996, Guericke 2001). So lassen sich bei Unterstellung einer linearen Abhängigkeit der Kronenbreite vom BHD Bestimmtheitsmaße von über 0,7 für Buche und Lärche (Guericke 2001) bzw. 0,9 für Buche und Fichte im Solling (Biber 1996) erreichen. Nicht immer erreicht ein rein linearer Zusammenhang die beste Näherung (Assmann 1961). Andere Ansätze zur Schätzung der Kronenbreite verwenden daher nichtlineare Funktionen, die insbesondere im Bereich schwächerer Bäume zu besseren Anpassungen führen können als einfache lineare

Modelle (Schmidt et al. 2001, Nagel et al. 2002) oder integrieren einen quadratischen Term des BHD zusätzlich in das lineare Modell (z. B. Gill et al. 2000), was Schätzungen für große Durchmesser verbessern kann. Letztere Autoren modellieren Kronenradien mehrerer Nadelbaumarten, darunter Douglasie in Kalifornien, mit dem Befund der guten Eignung einfacher linearer Modelle in Abhängigkeit des BHD für viele der untersuchten Baumarten. Zusätzliche Variablen (Zugehörigkeit zu Oberstand bzw. Unterstand, Kronenansatzhöhe, Bestandesgrundfläche, Geländehöhe) führten nur ausnahmsweise zu einer Modellverbesserung. Anhand von Inventurdaten aus dem Westen der USA untersuchte Bechtold (2004) weitere Einflussfaktoren für 53 Baumarten mittels linearer Modelle. Es bestätigte sich zunächst die herausragende Bedeutung des BHD (linear und tlw. quadratisch) als Prädiktor für die Vorhersage der Kronenbreite. Anders als bei Gill et al. (2000) verbessert sich jedoch für viele Arten die Schätzung durch die zusätzliche Berücksichtigung des Kronenprozentages, der Bestandesgrundfläche sowie eines Index zur Charakterisierung der klimatologischen Bedingungen für das Baumwachstum. Einige Studien bestätigen einen Einfluss der Bestandesgrundfläche in Modellen, in die ansonsten nur der BHD eingeht (Bragg 2001). Andere Ansätze nutzen neben dem BHD die Baumhöhe zur Schätzung der Kronenbreite (Pretzsch et al. 2002, Condes u. Sterba 2005, Schröder et al. 2005, Goudie et al. 2009). Schröder et al. (2005) untersuchten Kronenbreiten für Fichte, Kiefer, Eiche und Buche in Sachsen. Die Ergebnisse zeigen neben einem guten Zusammenhang zum BHD eine deutliche Abhängigkeit der Kronenbreite der untersuchten Baumarten vom zusätzlich herangezogenen Verhältnis zwischen Brusthöhendurchmesser und Höhe. Demnach besitzen schlankere Bäume eine geringere horizontale Kronenausdehnung als solche mit höherem BHD/Höhen-Verhältnis. In Bayern konnte ebenfalls ein Einfluss der Baumhöhe bzw. des H/BHD-Verhältnisses zusätzlich zum BHD bestätigt werden (Pretzsch et al. 2002). Für Eiche, Buche und Fichte werden auch hier geringere Kronenbreiten für schlankere Bäume vorhergesagt. Nach Condes u. Sterba (2005) ist für Kiefer und Tanne der Einfluss der Höhe sehr viel geringer und entgegengesetzt gerichtet. Auch Untersuchungen an Küstenkiefer (*Pinus contorta* Dougl. ex. Loud.) ergaben geringere Kronenschirmflächen für schlankere Bäume und zeigen die Bedeutung von BHD, Höhe und darüber hinaus der Höhe des Kronenansatzes für die Beschreibung der Kronenschirmfläche (Goudie et al. 2009). Sattler u. LeMay (2011) betonen den engen physiologischen Zusammenhang zwischen Kronenlänge und Kronenbreite und schätzen aufgrund dessen sogar beide Größen simultan. Darüber hinaus gibt es mehrere Untersuchungen aus jüngerer Zeit, die auf einen Einfluss der Konkurrenzsituation (Frech 2006, Thorpe et al. 2010) und der Baumartenmischung (Dieler u. Pretzsch 2013) auf die Kronenschirmfläche eines Baumes hinweisen. Intensiv mit der Modellierung von Baumkronen beschäftigt sich die Arbeit von Sprauer (2013). Hier wird die Kronenbreite von Einzelbäumen mittels eines verallgemeinerten additiven gemischten Modells (GAMM) mit erklärenden Variablen auf Einzelbaum- und Zufalls-

variablen auf Parzellenebene modelliert. Zur Beschreibung der Kronenbreite von Einzelbäumen werden dabei verschiedene Variablen verwendet: BHD, Baumhöhe, Alter, Bekronungsgrad, verschiedene Konkurrenzindizes einschließlich des H/BHD-Verhältnisses, die Geländehöhe und der Site Index.

Im Wachstumssimulator BWinPro/TreeGrOSS sind derzeit baumartenspezifisch unterschiedliche Ansätze für die Modellierung der Kronenbreite implementiert. Der am häufigsten verwendete, nachfolgend als „nichtlineare Simulatorfunktion“ bezeichnete Ansatz zur Schätzung der Kronenbreite ist ein nichtlineares Modell, in dem die Kronenbreite nur vom Durchmesser abhängt (Hansen u. Nagel 2014):

$$Kb = (a + b \cdot BHD) \cdot (1 - e^{-e^{(\ln(\frac{BHD}{c}) \cdot d)})} \quad (9)$$

Darin sind Kb die Kronenbreite, BHD der Brusthöhendurchmesser, e die Euler'sche Zahl sowie $a \dots d$ Parameter der Funktion. Diese Funktion passt sich durch den zusätzlichen zweiten Term häufig besser an empirische Daten an, als eine einfache lineare Funktion des BHD und kann zur Vermeidung von Überschätzungen der Kronenbreite bei kleinen und großen Durchmessern beitragen (Döbbeler et al. 2003). In TreeGross findet diese Funktionsform für Stiel- und Traubeneiche, Buche, Douglasie, Kiefer, Esche, Bergahorn, Europäische Lärche und Küstentanne (Nagel u. Geb 2009) Verwendung. Für die Elsbeere ist eine andere nichtlineare Modellform ebenfalls nur mit dem BHD als erklärender Variable implementiert (Kahle 2004).

Die Kronenbreiten der Baumarten Fichte, Weißtanne, Hainbuche, Eberesche und Moorbirke werden dagegen aktuell mit einfachen linearen Funktionen des BHD, von der Form her im Folgenden als „lineare Simulatorfunktion“ bezeichnet, modelliert:

$$Kb = a + b \cdot BHD \quad (10)$$

Nur in wenige derzeit in BWinPro/TreeGrOSS verwendete Kronenbreitenmodelle gehen über den BHD hinaus weitere Variablen ein. So in das nichtlineare Kronenbreitenmodell der Japanlärche (Döbbeler et al. 2003), wo neben dem BHD noch die Höhe, das H/BHD-Verhältnis des Baumes sowie die Spitzenhöhe des Bestandes enthalten sind, und in jenes der Schwarzerle, deren nichtlineare Kronenbreitenfunktion außer dem BHD die absolute Kronenlänge als Differenz von Baumhöhe und Kronenansatz einbezieht.

In Ermangelung von Kronenprojektionsdaten der Roteiche wurden deren Kronenbreiten bisher nach der nichtlinearen Kronenbreitenfunktion der heimischen Stiel- und Traubeneichen berechnet. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird zunächst das derzeit in BWinPro/TreeGrOSS für die Mehrzahl der Baumarten verwendete nichtlineare Simulatormodell mit dem BHD als einziger erklärender Variable

mittels nichtlinearer Regression (R-Funktion ‚nls‘) auf die Kronenbreitenmessungen der Roteiche angepasst. Ein inhaltlicher Vorteil der nichtlinearen Funktionsform ist die Gewährleistung eines biologisch plausiblen Verlaufs durch den Koordinatenursprung. Als Startwerte werden die Koeffizienten der heimischen Eichen verwendet. Flexibler in der Anpassung der gleichen Funktionsform, da geeignet, eine Heteroskedastizität der Residuen durch die Anpassungsmöglichkeit der Kovarianzmatrix zu verringern, ist ein verallgemeinerter nichtlinearer Modellansatz (R-Funktion ‚gnls‘).

Ein Merkmal von Roteichen-Reinbeständen ist die langfristige, bei starker Hochdurchforstung dauerhafte Erhaltung eines arteigenen Unterstandes (u. a. Bauer 1953a, Göhre u. Wagenknecht 1955). Durch die Kronenablotungen an den Höhenmessbäumen gingen auch Individuen des Unterstandes in die Datengrundlage ein. Nach explorativer Datenanalyse zeigten Unterstandsbäume bei gleichem BHD tendenziell breitere Kronen als Bäume des Oberstandes. Für die Schätzung von Kronenbreiten ‚typischer‘, i. S. schirmfrei erwachsener Roteichen wurde deshalb das nichtlineare Modell mit gleicher Funktionsform auch in einer Version ausschließlich für die Kronenbreiten von Oberstandsbäumen angepasst.

Weiterhin wurden in Anlehnung an das einfache lineare Simulatormodell vergleichbare lineare Modellansätze auf ihre Eignung untersucht. In diesem Rahmen wurde zuerst ein generalisiertes additives Modell (GAM), das vor allem einer explorativen Übersicht über die Wirkung der Modelleffekte diene, zunächst ebenfalls nur unter Einbeziehung des BHD angepasst. Das lineare Simulatormodell wurde zur Behebung von Problemen der Heteroskedastizität der Residuen auch in Form eines verallgemeinerten linearen Modells mit der Annahme der Gamma-Verteilung der Zielgröße getestet, außerdem dieselbe Modellform unter zusätzlicher Einbeziehung der Kovariablen Baumhöhe. Kriterien des Modellvergleichs waren das AIC (Akaike’s Information Criterion, Akaike 1973) und der RMSE (Root Mean Square Error) sowie die Unverzerrtheit der Residualstreuung des Modells gegenüber den Vorhersagen und gegenüber anderen potenziell die Kronenbreite beeinflussenden Variablen.

In Erwartung des Einflusses von Zufallseffekten, die sich aus der räumlich geclusterten Datenstruktur von Beobachtungen aus verschiedenen Parzellen unterschiedlicher Versuchsflächen ergeben, wurden sowohl der nichtlineare Modellansatz als auch das generalisierte additive gemischte Modell (GAMM) mit Zufallseffekten der Parzelle und der Versuchsfläche getestet. Potenzielle Probleme, die sich im Zusammenhang mit der Verwendung der Zufallseffekte ergeben könnten, sind die Verzerrung der Globalmodelle und ein daraus resultierender Mangel an Robustheit und Plausibilität im Extrapolationsbereich, Eigenschaften, die für das gesuchte robuste Prognosemodell als nachteilig zu beurteilen wären.

Unter den Roteichen mit einer Kronenablotung befanden sich zahlreiche Z-Bäume. Deshalb sollte geprüft werden, ob es bei den Kronenbreiten in Abhängigkeit des BHD Unterschiede zwischen Z-Bäumen und Füllbestandsbäumen gibt oder ein allgemeines Kronenbreitenmodell ohne Berücksichtigung der

Baumklassifikation gleichermaßen zutreffende Schätzungen für Z-Bäume liefert. Die parzellenweise deskriptive Betrachtung der Kronenbreiten von Zukunfts- und Füllbestandsbäumen in Abhängigkeit des BHD wies darüber hinaus auf Unterschiede zwischen Versuchspartellen bzw. Versuchsflächen hin. Deshalb wurde ein gemischtes lineares Modell (LME, R-Paket ‚nlme‘) gefittet mit einem hierarchischen Zufallseffekt ‚Versuchspartelle in Versuch‘. Als feste Effekte gingen der BHD und dessen Wechselwirkung mit dem zweistufigen Faktor der Klassifizierung des Baumes als Zukunfts- oder Füllbestandsbaum in das Modell ein. Dadurch könnten mögliche Unterschiede der Entwicklung von Kronenbreiten beider Kollektive im Verlauf des Bestandeslebens in Abhängigkeit des BHD berücksichtigt werden und über den Zufallseffekt gleichzeitig versuchsbedingte Unterschiede. Diese Teilanalyse diente primär der Untersuchung waldbaulicher Zusammenhänge und ist von vornherein nicht zur Implementierung im Wachstumssimulator BWinPro/TreeGrOSS vorgesehen. Das gleiche Ziel verfolgten einfache lineare Modelle zum Vergleich der Verhältnisse in ausgewählten Einzelversuchen, was zusätzlich eine zumindest beschreibende Einbeziehung der Bestandesbehandlung und des Standortes ermöglicht. Die in dieser Hinsicht betrachteten Versuche stocken im niedersächsischen Tiefland überwiegend auf hinsichtlich der Wasser- und Nährstoffverhältnisse günstigen Standorten. Lediglich der Standort des Versuchs Görde 114 ist mäßig sommertrocken und ziemlich nährstoffarm.

4.7.3.2 Kronenansatz und relative Kronenlänge (Bekronungsgrad)

Die Kronenlänge als Differenz zwischen Baumhöhe und Kronenansatz bestimmt zusammen mit der Kronenbreite die Kronenmantelfläche des Baumes als modellhaften Ausdruck seiner Assimilationspotenz. Im Einzelbaumsimulator BWinPro/TreeGrOSS ist die Kronenmantelfläche der Lichtkrone deshalb die zur Schätzung des Grundflächenzuwachses eines Baumes verwendete Dimensionsgröße. Außerdem steht die Kronenlänge in unmittelbarem Zusammenhang mit der astfreien Schaftlänge eines Baumes und beeinflusst damit auch die Holzqualität (Schmidt 2001). Die derzeit im Wachstumssimulator BWinPro/TreeGrOSS implementierte Form der Schätzfunktion des Kronenansatzes aller Baumarten einschließlich der Roteiche (Döbbeler et al. 2003) wurde in Anlehnung an Biging (1985) erstellt. Die Funktion ist so aufgebaut, dass der Kronenansatz, der Werte zwischen Null und der Baumhöhe annehmen kann, über das H/BHD-Verhältnis gesteuert wird. Mit steigendem H/BHD-Verhältnis steigt der Kronenansatz, d. h. die Krone wird kürzer. Von Schmidt (2001) wurde die ursprüngliche Funktion um den BHD und die Spitzhöhe (h100) des Bestandes zu der Funktionsform erweitert, wie sie derzeit in BWinPro/TreeGrOSS verwendet wird:

$$ka = h \cdot \left(1 - e^{-\left|p_0 + p_1 \cdot \frac{h}{d} + p_2 \cdot d + p_3 \cdot \ln(h100)\right|}\right) \quad (11)$$

Darin bedeuten:

ka Kronenansatzhöhe

h	Baumhöhe
d	BHD
$p_0 \dots p_3$	Koeffizienten der Funktion

Der Kronenansatz der Roteiche sollte zunächst weiterhin mit der in BWinPro/TreeGrOSS bestehenden Modellform abgebildet werden. Die neuen Koeffizienten der Funktion ergaben sich aus der Parametrisierung eines allgemeinen linearen Modells mit Beobachtungen von Datenpaaren aus gemessener Höhe und gemessenem Kronenansatz des aktuellen Datensatzes. Die Parameter der Funktion wurden geschätzt mit der R-Funktion ‚gnls‘ aus dem Paket ‚nlme‘ (Pinheiro et al. 2019). Zur Behebung der in dieser ersten einfachen Modellschätzung beobachteten Heteroskedastizität in den Residuen wurden verschiedene Funktionen zur Modellierung der Varianz getestet (Pinheiro u. Bates 2000). Als wichtigstes Kriterium für die Auswahl unter mehreren formal gültigen Modellen wird das AIC verwendet.

Ein anderer von Sprauer (2013) für die Hauptbaumarten auf umfangreicher Datengrundlage von Versuchsflächen und systematischen Stichprobeninventuren genutzter Ansatz ist die indirekte Herleitung der Kronenlänge über den Bekronungsgrad bg , gleichbedeutend mit der relativen Kronenlänge:

$$bg = e^{-|p_0 + p_1 \frac{h}{d} + p_2 \cdot d + p_3 \cdot \ln(h100)|} \quad (12)$$

Da es sich um eine Verhältniszahl handelt, kann der Bekronungsgrad theoretisch nur Werte zwischen 0 und 1 annehmen. Die Verwendung des linearen Modells erfordert die Linearisierung der Funktion. In einem verallgemeinerten Regressionsmodell mit einer Logit-Linkfunktion wurden, neben den bereits bisher im BWinPro/TreeGrOSS-Modell verwendeten Variablen, weitere getestet u. a. das Alter und ein räumlicher Trend. Der räumliche Trend lieferte bei Sprauer (2013) die höchsten Erklärungsbeiträge für die Varianz des Bekronungsgrades. Seine Verwendung war im Zusammenhang mit geografisch weit gestreuten deutschlandweiten Inventurdaten angebracht. Des Weiteren wurden Zufallseffekte zur Abbildung der hierarchischen Datenstruktur im Rahmen gemischter Modelle eingeführt. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden vergleichbare rechenaufwändige Modellansätze nur ansatzweise verfolgt. Dabei stellte sich als Hauptproblem heraus, dass sich mit der verfügbaren Datengrundlage im Rahmen der gemischten Modelle keine verzerrungsfrei schätzenden, für die Prognose geeigneten Globalmodelle erzielen ließen. Deshalb wurde der Ansatz schließlich verworfen, zumal die Daten für die Roteiche sich auf eine vergleichsweise geringere Anzahl an Versuchsflächen mit einem im Gegensatz zu den von Sprauer (2013) verwendeten bundesweiten Inventurdaten deutlich kleineren geografischen Gradienten beziehen.

4.7.4 Maximale Dichte von Roteichenbeständen

Das Konzept der maximalen Bestandesdichte wurde im Zusammenhang mit der Untersuchung der Beziehung zwischen der Dichteregulierung und dem Volumenzuwachs von Waldbeständen eingeführt (Assmann 1956, Skovsgaard u. Vanclay 2008). Verstanden wird darunter die höchst mögliche Bestandesgrundfläche lebender Bäume, die sich unter den gegebenen Standortbedingungen in jedem Stadium der Bestandesentwicklung einstellt, wenn ein Bestand vollkommen undurchforstet bleibt. Bei Assmann (1956, 1961) dient dieser sogenannte „natürliche Bestockungsgrad“ mit dem zugehörigen Volumenzuwachs als Referenz für die Produktivität in Abhängigkeit der Bestandesdichte, z. B. bei der Beurteilung der Zuwachsreaktion auf Managementmaßnahmen wie Durchforstungen. Spätestens seit Assmann (1956, 1959) wird auch darüber diskutiert, ob diese maximale Bestandesdichte und ihre Produktivität neben der Oberhöhe noch von anderen Variablen, nämlich dem zu dieser Oberhöhe gegebenen Alter und damit der Höhenbonität sowie möglicherweise weiteren Komponenten des Standortes abhängt.

In Wachstumsmodellen kommt die maximale Dichte von Waldbeständen in zwei Zusammenhängen zur Anwendung. So hängt im Einzelbaumsimulator BWinPro/TreeGrOSS die Wahrscheinlichkeit der dichtebedingten Mortalität von Einzelbäumen vom Erreichen sogenannter „kritischer Kronenschlussgrade“ ab, die durch baumartenspezifische Maximalwerte des Konkurrenzindex c_{66} ausgedrückt werden (Nagel 1999). Auf Bestandesebene werden maximale Dichten, bevorzugt in Abhängigkeit einer Oberhöhe und damit des Standortes, als Referenz im Sinne eines auf die Bestandesgrundfläche bezogenen natürlichen Bestockungsgrades für die Dichtesteuerung resp. Ableitung einer relativen Durchforstungsstärke genutzt (Assmann 1961, Skovsgaard u. Vanclay 2008, Wördehoff 2016).

Die erste funktionale Beschreibung der maximalen Dichte von Wäldern stammt von Reineke (1933) in Form des Stand Density Index (SDI) u. a. am Beispiel von Douglasienbeständen. Der SDI bildet Stammzahl und Durchmesser als in der Bestandesgrundfläche enthaltene Größen unmittelbar in ihrem Verhältnis ab, welches gemäß Reinekes Konzept in langfristig unbehandelten Beständen einem Grenzverhältnis maximaler Dichte zustrebt, das nicht überschritten wird. Durch die unmittelbare Berücksichtigung der Baumdimensionen und damit der Bestandesentwicklungsphase ist der SDI für unbehandelte Bestände, zumindest bei gleicher Baumart und unter gleichen Standortbedingungen, im Gegensatz zur höhen- bzw. altersabhängigen maximalen Grundfläche, weitgehend altersunabhängig (Skovsgaard u. Vanclay 2008).

Mathematisch formulierte Reineke (1933) seine Erkenntnis zur natürlichen Dichte unbehandelter Bestände als die Abnahme der Stammzahl in Abhängigkeit vom Durchmesser des Grundflächenmittlammes mit einer konstanten Rate:

$$N_{G \max} = a_o \cdot dg^{-1,605} \quad (13)$$

mit	$N_{G \max}$	Stammzahl bei maximaler Grundfläche
	dg	BHD des Grundflächenmittelstamms
	a_o	Parameter

Nachdem Reineke (1933) den bei beidseitiger Logarithmierung der Beziehung gefundenen Wert der Abnahmerate zunächst für allgemeingültig hielt, wird mittlerweile von deren Abhängigkeit von der Baumart (Pretzsch u. Biber 2005, Woodall et al. 2005, Bravo-Oviedo et al. 2018) bzw. von Baumarteneigenschaften, wie der Schattentoleranz (Weiskittel et al. 2009) ausgegangen. In der vorliegenden Arbeit wird jedoch zunächst grundsätzlich von der von Reineke (1933) ermittelten Steigung ausgegangen. Sehr differenziert und mit hoher biologischer Kausalität und Interpretierbarkeit wird das zugrunde liegende Konzept der maximalen Dichte von Zeide (2005) diskutiert. Für eine Anwendung von dessen Ansätzen fehlt im Rahmen der vorliegenden Arbeit jedoch die erforderliche breite Datengrundlage an unbehandelten Flächen, welche in der Datenbasis für die Roteiche nur gering repräsentiert sind (s. Kap. 4.6.4).

In einem ersten einfachen Ansatz, der eine breite Nutzung des verfügbaren Datenmaterials erlaubt, werden deshalb innerhalb der Reineke-Dichtebeziehung alle Beobachtungen von Roteichen-Reinbeständen, außer jenen aus sehr starken Durchforstungen mit dauerhaften Schlussunterbrechungen, verwendet und die Geradensteigung der logarithmischen Stammzahl einschließlich Nichtderbholz in Abhängigkeit vom logarithmischen Mitteldurchmesser mithilfe linearer Regression bestimmt. Dieser Ansatz wird im Weiteren kurz als „Reineke-Ausgleich, mäßige Durchforstung“ bezeichnet. Eine Gerade mit der Originalsteigung nach Reineke (1933) für vollbestockte, unbehandelte Bestände mit iterativ angepasstem Achsenabschnitt könnte als Referenz herangezogen werden. Entlogarithmiert man die ermittelte N/dg -Beziehung und berechnet aus den sich ergebenden Stammzahlen die Bestandesgrundflächen über dem Mitteldurchmesser, resultiert daraus ein mittlerer Grundflächenverlauf durchforsteter Flächen über dem dg . Unter Annahme einer Normalverteilung der Grundflächenbeobachtungen erhält man durch die Addition der doppelten Standardabweichung eine Umhüllende, die ca. 95 % der empirischen Grundflächenwerte einschließen sollte:

$$G_{\text{maß } Df} = e^{a_o - b \cdot \ln(dg)} \cdot \frac{\pi}{4 \cdot 10000} dg^2 + 2 \cdot sd \quad (14)$$

mit $G_{\text{maß } Df}$ als einer „oberen“ Grundflächenhaltung durchforsteter Roteichenbestände in m^2 je ha, dg als dem Mitteldurchmesser in cm, a_0 als dem Interzept und b als der Steigung der doppelt logarithmischen N/dg -Beziehung der Bestände sowie sd als der Standardabweichung des arithmetischen Mittelwertes der Grundflächenbeobachtungen.

Ein komplexerer Ansatz zur Herleitung kritischer Kronenschlussgrade und maximaler Grundflächenhaltungen in Abhängigkeit der Spitzenhöhe h_{100} , der von Sterba (1975, 1981, 1987) entwickelt wurde, wird für ausreichend mit Daten belegte Baumarten derzeit im Einzelbaumsimulator BWinPro/TreeGrOSS verwendet. Im Folgenden wird dieser Ansatz kurz als „Sterba-Ansatz“ bezeichnet. Im Rahmen dieser Methode sind nach Nagel (1999), der sie zwischenzeitlich auch für die Roteiche eingesetzt hatte, ebenfalls Beobachtungen aus durchforsteten Beständen mit verwendbar. Derzeit sind nach dem Sterba-Ansatz berechnete, als „kritische Kronenschlussgrade“ bezeichnete maximale Überschirmungsdichten und maximale Grundflächen in BWinPro/TreeGrOSS noch für Trauben- bzw. Stieleiche, Buche, Fichte, Kiefer und Douglasie implementiert. In deren neuere Berechnung bezog Döbbeler (2004) allerdings nur unbehandelte und schwach durchforstete Versuchsflächen ein. In der empirischen Datengrundlage der vorliegenden Arbeit standen für die Roteiche neben den wenigen Beobachtungen unbehandelter Flächen (s. o.) überwiegend hochdurchforstete Bestände (D- und E-Grad) zur Verfügung, wobei hier wie im Reineke-Ansatz sehr starke Durchforstungen ausgeschlossen wurden. Sterba leitet im Rahmen eines mehrere Schritte umfassenden Berechnungsverfahrens zunächst die Koeffizienten der hyperbelartigen Beziehung zwischen dem Mitteldurchmesser und der Stammzahl von Beständen gleicher h_{100} her. Durch die Abhängigkeit von der Höhe sollen erwartete Ertragsniveauunterschiede von Standorten verschiedener Güte berücksichtigt werden, die sich in einer unterschiedlichen Stammzahlhaltbarkeit ausdrücken. Zuerst werden mittels nichtlinearer Regression die Parameter der dg -Funktion in Abhängigkeit von h_{100} und Stammzahl ermittelt:

$$dg = \frac{1}{a_0 \cdot h_{100}^{a_1} \cdot N + b_0 \cdot h_{100}^{b_1}} \quad (15)$$

mit	dg	Durchmesser des Grundflächenmittelstamms
	h_{100}	Spitzenhöhe (Höhe des Grundflächenmittelstamms der 100 Stärksten je ha)
	N	Stammzahl
	dg	BHD des Grundflächenmittelstamms
	a_0, b_0	Parameter
	a_1, b_1	Parameter

Mit den aus dieser Beziehung geschätzten Parametern können die Stammzahl bei maximaler Grundfläche N_{Gmax} und der maximale Stand Density Index SDI_{max} mit folgendem Vorgehen bestimmt werden:

$$N_{Gmax} = \frac{b_0}{a_0} \cdot (2 \cdot b_0 \cdot dg_{Gmax})^E \quad (16)$$

worin	N_{Gmax}	Stammzahl bei maximaler Grundfläche
	dg_{Gmax}	BHD des Grundflächenmittelstamms bei maximaler Dichte
	a_0, b_0	Parameter
	E	Steigung

Die Steigung E errechnet sich dabei aus den Koeffizienten a_1 und b_1 der dg-Beziehung, Formel (15):

$$E = \frac{a_1}{b_1} - 1 \quad (17)$$

Unter Einsetzen des dem SDI definitionsgemäß zugrunde liegenden „Normdurchmessers“ von 25 cm für dg_{Gmax} in Formel (16) entspricht die Stammzahl bei maximaler Grundfläche N_{Gmax} dem SDI_{max} :

$$SDI_{max} = \frac{b_0}{a_0} \cdot (2 \cdot b_0)^E \cdot 25^E \quad (18)$$

Ein maximaler Überschirmungsgrad bzw. Kronenkonkurrenzindex $c66$ ($c66_{max}$) berechnet sich aus der Stammzahl und der Kronenschirmfläche dann mit der Kronenbreite Kb und dem Flächenbezug auf einen Hektar (= 10.000 m²) nach:

$$c66_{max} = \frac{N_{Gmax} \cdot \frac{\pi}{4} \cdot Kb^2}{10.000}, \quad Kb = f(dg_{Gmax}) \quad (19)$$

bzw. unter direkter Einsetzung des nach Formel (18) berechneten maximalen SDI, des zugehörigen „Normdurchmessers“ von 25 cm und der neuen linearen Kronenbreitenfunktion der Roteiche und deren Koeffizienten a_{Kb} und b_{Kb} in Formel (19) nach:

$$c66_{max} = \frac{SDI_{max} \cdot \frac{\pi}{4} \cdot (a_{Kb} \cdot b_{Kb} \cdot 25)^2}{10.000} \quad (20)$$

Bezogen auf einen Einzelbaum wird dieser $c66_{max}$ auch als der bereits erwähnte „kritische Kronenschlussgrad“ verwendet, mit dem Nagel (1999) im Einzelbaum-Wachstumssimulator BWin-Pro/TreeGrOSS die Initialisierung eines dichtebedingten Absterbens verbindet.

Eine maximale Grundfläche des Reinbestandes in m² je ha in Abhängigkeit der Spitzenhöhe h₁₀₀, die als Referenz der Grundflächensteuerung oberhöhenabhängiger Durchforstungsstrategien dienen kann, ließe sich nach dem Sterba-Ansatz schließlich mit den Koeffizienten aus Formel (15) folgendermaßen berechnen:

$$G_{max} = \frac{\pi}{16 \cdot a_0 \cdot b_0 \cdot h_{100}^{(a_1+b_1)} \cdot 10.000} \quad (21)$$

Eine Alternative für die Bestimmung des „maximalen“ Stand Density Index SDI_{max} von Roteichenbeständen und damit auch eine Vergleichsmöglichkeit der SDI_{max} -Berechnung des Sterba-Ansatzes besteht in der einzelnen Berechnung der SDI aus Stammzahl und Mitteldurchmesser für alle Beobachtungen der empirischen Datengrundlage und der anschließenden Bestimmung von deren 95 %-Quantil als Surrogat eines SDI_{max} . Diese Methode soll die Kurzbezeichnung „SDI-Quantil“ erhalten. Hieraus ergibt sich allerdings nicht die Möglichkeit der Berechnung einer maximalen Grundfläche in Abhängigkeit der h₁₀₀, sondern nur in Abhängigkeit des dg. Die folgende, dazu verwendete Formel der maximalen Grundfläche in Abhängigkeit des dg kann genauso mit dem nach dem Sterba-Ansatz bestimmten SDI_{max} und der Steigung E genutzt werden:

$$G_{max} = \frac{SDI_{max}}{\left(\frac{25}{dg}\right)^E \cdot \pi \cdot \left(\frac{dg}{200}\right)^2} \quad (22)$$

Dabei soll E für Berechnungsvarianten nach Sterba der Steigung aus den Koeffizienten der jeweiligen Modellanpassung (Formel (17)) entsprechen, während bei der Methode „SDI-Quantil“ die Originalsteigung von Reineke (1933) verwendet wird.

Für Baumarten mit geringerer Datenabdeckung, für die zudem Beobachtungen undurchforsteter bzw. schwach durchforsteter Versuchsflächen kaum zur Verfügung standen, verwendet BWin-Pro/TreeGrOSS nicht den Sterba-Ansatz, sondern eine höhenunabhängige Methode, die auf der direkten Beobachtung größter vorkommender Überschildungsdichten beruht. Diese werden berechnet als 95 %-Quantil des Kronenkonkurrenzindex $c66$ der empirischen Datengrundlage ($c66_{max95}$), in diesem Fall des abstandsunabhängigen $c66$. Auf dieser Herleitung beruht auch der aktuell in BWin-Pro/TreeGrOSS für die Roteiche verwendete kritische Kronenschlussgrad, für den dort ein Wert von 1,88 angegeben ist. Genauso kann hierfür bei ausreichenden Beobachtungsdaten der abstandsabhängige $c66_{xy}$ verwendet werden. Dieser methodische Ansatz soll kurz als „festes $c66$ -Quantil“ bezeichnet werden. Aus den $c66_{max95}$ lässt sich unter Einbeziehung der Kronenbreite ebenfalls eine maximale

Grundfläche berechnen, zur besseren Unterscheidung hier G_{max95} genannt. Eine auf diese Weise berechnete maximale Grundflächenhaltung ist wiederum vom dg und der zugehörigen Kronenbreite Kb nach der neuen Kronenbreiten-Funktion abhängig:

$$G_{max95} = \pi \cdot \left(\frac{dg}{200}\right)^2 \cdot \frac{c66_{max95}}{\pi \cdot \left(\frac{Kb}{2}\right)^2} \quad (23)$$

Eine Verwendung der 95 %-Quantile des abstandsunabhängigen bzw. abstandsabhängigen Konkurrenzindex über alle Beobachtungen ginge von der Unabhängigkeit maximaler Kronenschlussgrade von Dimensionsgrößen wie dem BHD aus. Einer möglichen Abhängigkeit des $c66_{max95}$ vom Durchmesser und daraus folgenden Auswirkungen auf die maximale Grundflächenhaltung wird in einer Variation des c66-Quantilsansatzes unter der Kurzbezeichnung „BHD-abhängige c66-Quantile“ nachgegangen. Die Grundlage bilden die Einzelbeobachtungen der Überschirmungsdichten resp. des Konkurrenzindex c66. Es werden wiederum beide Varianten des c66 überprüft, der abstandsunabhängige c66 wie auch der abstandsabhängige c66xy mit seiner kleineren Datengrundlage. Getestet wird die BHD-Abhängigkeit maximaler c66 anhand von 95 %-Quantilen sowohl innerhalb fester BHD-Intervalle mit Schritten von 5 cm, als auch innerhalb von relativen 5 %-Quantils-Klassen des BHD. Die 95 %-Quantile des Konkurrenzindex der BHD-Intervalle werden ebenfalls mit Formel (23) in Maximalgrundflächen über dem Mitteldurchmesser dg umgerechnet. Die resultierenden Grundflächenverläufe in Abhängigkeit der BHD-Quantile werden durch geeignete Funktionen mittels nichtlinearer Regression ausgeglichen, mit dem Ziel, die empirischen Verläufe möglichst gut abzubilden. Dazu werden mehrere Funktionen getestet. Kriterium für die beste Anpassung ist ein möglichst geringer Standardfehler.

Ein weiterer von Wördehoff et al. (2014) vorgestellter Ansatz zur Herleitung einer von der Spitzenhöhe h_{100} abhängigen maximalen Grundfläche mittels Quantilsregression auf der Datengrundlage unbehandelter Flächen wurde ebenfalls auf seine Anwendbarkeit für die Roteiche geprüft. Für eine Quantilsregression war jedoch die Datenbasis mit nur zwei unbehandelten Versuchsflächen zu gering. Alternativ wurde deshalb eine Direktanpassung der von Wördehoff et al. (2014) verwendeten Weibull-Funktion an die Grundflächenbeobachtungen der beiden Nullflächen mittels nichtlinearer Regression (R-Funktion „nls“) getestet. Die Weibull-Funktion entsprach der folgenden Form:

$$G_{max} = a + b \cdot e^{-e^{(c \cdot h_{100})^d}} \quad (24)$$

Als Startwerte der vier Koeffizienten $a \dots d$ der Funktion wurden die bei Wördehoff et al. (2014) angegebenen Koeffizientenschätzungen der Buche (*Fagus sylvatica* L.) genutzt.

4.7.5 Grundflächenzuwachsmodell der Einzelbäume

In Einzelbaumwachstumsmodellen wird für die Beschreibung des Dickenzuwachses der Bäume häufig der Grundflächenzuwachs als Zielgröße verwendet. Dessen biologische Aussagefähigkeit wird höher bewertet als die des Durchmesserzuwachses, da ein stärkerer Bezug zur tatsächlich gebildeten Biomasse besteht (Wykoff 1990, Pretzsch 1992, Biber 1996, Westphal 1997, Nagel 1999). Die Beschreibung des Grundflächenzuwachses der Roteiche geht zunächst von dem bestehenden Modell des Wachstumssimulators BWinPro/TreeGrOSS (Nagel 1999, Döbbeler et. al 2003, Nagel 2009, Hansen u. Nagel 2014) aus. Bei dieser bewährten Modellkonstruktion, zur Unterscheidung von einem später parametrisierten Alternativmodell anderer Konstruktion im Folgenden als „Referenzmodell“ bezeichnet, handelt es sich um ein verallgemeinertes lineares Modell mit logarithmischer Verknüpfungsfunktion bei Annahme der Gamma-Verteilung der Zielgröße (Statistik-Software R, Vers. 3.6.1: ‚glm‘, family=„Gamma“, link=„log“), mit dem der Erwartungswert des fünfjährigen Grundflächenzuwachses der Einzelbäume geschätzt wird:

$$\log(E[igpos_i]) = d_0 + d_1(km_i) + d_2(alt_i) + d_3(k_i) + d_4(\Delta k_i),$$

$$igpos_i \sim \text{Gamma} \quad (25)$$

Darin bedeuten die Variablen:

$igpos_i$	mittlerer Grundflächenzuwachs von Baum i für eine fünfjährige Periode (empirische Werte transformiert, so dass ausschließlich positiv)
km_i	Kronenmantelfläche von Baum i zu Beginn der Zuwachperiode
alt_i	Alter von Baum i zu Beginn der Zuwachperiode
k_i	Konkurrenzindex auf Baum i zu Periodenbeginn
Δk_i	Änderung der Konkurrenz (Freistellung) von Baum i zu Periodenbeginn
$d_0 \dots d_4$	Koeffizienten der Funktion

Ein weiterer im BWinPro/TreeGrOSS-Modell vorhandener Term für die Altersdifferenz kann hier entfallen, da die als Zielgröße verwendeten Zuwachsbeobachtungen in der Datenvorbereitung durch Beschränkung der verwendeten Aufnahmeturnusse und Umrechnung auf fünfjährige Mittelwerte des Grundflächenzuwachses bereits normiert wurden.

Ein Vorteil der logarithmischen Verknüpfungsfunktion besteht darin, dass ausschließlich plausible positive Zuwächse prognostiziert werden. In den Parametrisierungsdaten sind neben Nullzuwächsen auch einige, im Falle des vorliegenden Datenmaterials wenige, negative Zuwachswerte (i. d. R. Messfehler) vorhanden, was im Hinblick auf die Logarithmusfunktion eine Datentransformation erfordert. Der transformierte durchschnittliche jährliche Grundflächenzuwachs der fünfjährigen Zuwachperiode

wurde durch Addition einer ganzzahligen Konstante in Anlehnung an den kleinsten (also dem absoluten Betrag nach den größten negativen) Grundflächenzuwachs der Beobachtungen *igmin* (für Roteiche $igmin = 8$) erzeugt (Sprauer 2013). Bei früheren Parametrisierungen waren die Zuwächse nicht transformiert, sondern negative Zuwächse waren komplett ausgeschlossen und Null-Zuwächse mit einem sehr kleinen positiven Zuwachswert (0,0001) belegt worden, während positive Zuwachsbeobachtungen, die ja ebenfalls Messfehler enthalten können, unverändert blieben. Das Grundflächenzuwachsmmodell wurde analog zum Vorgehen bei der Parametrisierung des derzeit im Einzelbaumsimulator verwendeten Modells für Bäume im Derbholzbereich ≥ 7 cm konzipiert und demzufolge nur mit Beobachtungen von Derbholzbäumen parametrisiert, die nicht als Unterstand klassifiziert wurden. Von diesen werden für die Modellparametrisierung nur Zuwachsbeobachtungen verwendet, für die innerhalb der jeweiligen Parametrisierungsvariante gemessene Werte der Kovariablen Baumhöhe und Kronenansatz zur Berechnung der Kronenlänge vorlagen. Die einzige Ausnahme bildet die Verwendung modellierter Kronenbreiten, weil andernfalls angesichts vergleichsweise weniger Kronenablotungen die empirische Datengrundlage sehr klein bliebe.

Insgesamt wurde das Referenzmodell (Formel 25) in vier Varianten an die aktuellen Zuwachsbeobachtungen angepasst (s. auch Tab. 13):

1. mit Kronenmantelflächen und Konkurrenzberechnung nach den alten Funktionen von Kronenbreite und Kronenansatz und mit abstandunabhängiger Konkurrenz ($c66$) und Freistellung ($c66c$), im Folgenden bezeichnet als „Simulatormodell, alt / abstandsunabhängig“ (kurz: Sim_alt_AU)
2. mit Kronenmantelflächen und Konkurrenzberechnung nach im Rahmen dieser Arbeit neu abgeleiteten Funktionen von Kronenbreite und Kronenansatz und mit abstandunabhängiger Konkurrenz ($c66$) und Freistellung ($c66c$), bezeichnet als „Simulatormodell, neu / abstandsunabhängig“ (Sim_neu_AU)
3. mit Kronenmantelflächen und Konkurrenzberechnung nach den alten Funktionen von Kronenbreite und Kronenansatz und mit abstandabhängiger Konkurrenz ($c66xy$) und Freistellung ($c66xyc$), „Simulatormodell, alt / abstandsabhängig“ (Sim_alt_AA)
4. mit Kronenmantelflächen und Konkurrenzberechnung nach den im Rahmen dieser Arbeit neu abgeleiteten Funktionen von Kronenbreite und Kronenansatz und mit abstandabhängiger Konkurrenz ($c66xy$) und Freistellung ($c66xyc$), bezeichnet als „Simulatormodell, neu / abstandsabhängig“ (Sim_neu_AA).

Verglichen wurden die Varianten untereinander sowie mit der in ihren Koeffizienten unveränderten, derzeit in BWinPro/TreeGrOSS verwendeten, abstandsunabhängigen Parametrisierung (Döbbeler et al. 2003, Hansen u. Nagel 2014), Bezeichnung: „Simulatormodell BWinPro/TreeGrOSS / abstandsunabhängig“ (BWinPro_AU).

Alle Varianten des Referenzmodells verwenden als erklärende Dimensionsgröße des Grundflächenzuwachses die Mantelfläche der Lichtkrone. Nach der Kronenrepräsentation des Wachstumssimulators BWinPro/TreeGrOSS (Nagel 2009) ergibt sich für die Lichtkrone die Form eines horizontal-symmetrischen, quadratischen Rotationsparaboloides. Als Höhe der maximalen Kronenbreite, die gleichzeitig den Übergang von der Licht- zur Schattenkrone markiert, wird für alle Baumarten ein Anteil der Lichtkronenlänge an der Gesamtkrone von 66 % unterstellt. Diese Annahmen zur Kronenform wurden durchgängig beibehalten. Neben der Berechnung entsprechender Modellkronen für die Roteiche nach dem alten Modellstand (Varianten des Referenzmodells Sim_alt_AU und Sim_alt_AA) gehen in die Neuberechnungen der Kronenmantelfläche die im Rahmen dieser Arbeit neu entwickelten bzw. angepassten Kronenbreiten- und Kronenansatzmodelle ein (Varianten des Referenzmodells Sim_neu_AU und Sim_neu_AA) .

Tabelle 13: Überblick über die vier Varianten der Neuparametrisierung des Referenzmodells für den Einzelbaumgrundflächenzuwachs der Roteiche. Zum Vergleich die aktuell in BWinPro/TreeGrOSS implementierte Parametrisierung (Döbbeler et al. 2003)

Parametrisierungsvariante des Referenzmodells	Kurzbezeichn.	Behandlung negativer Zuwachsbeobachtungen	Kronenbreiten- u. Kronenansatzfkt.	Konkurrenz/ Freistellung	Anzahl verw. Zuwachsbeob.
Simulatormodell, alt / abstandsunabhängig	Sim_alt_AU	alle Zuwächse transformiert	alt	alt	4014
Simulatormodell, neu / abstandsunabhängig	Sim_neu_AU	alle Zuwächse transformiert	neu	neu	4014
Simulatormodell, alt / abstandsabhängig	Sim_alt_AA	keine vorhanden	alt	alt	1327
Simulatormodell, neu / abstandsabhängig	Sim_neu_AA	keine vorhanden	neu	neu	1327
Simulatormodell BWinPro/TreeGrOSS / abstandsunabhängig (Döbbeler et al. 2003)	BWinPro_AU	negative entfernt, Nullzuwächse auf 0,0001 gesetzt	alt	alt	?

Weitere wichtige erklärende Variable sind die Konkurrenz und die Freistellung. Neben den o. g. Kriterien des Modellvergleichs ist für ein geeignetes Modell eine plausible Sensitivität der Zielgröße gegenüber der Konkurrenz zu fordern. Der abstandsabhängige Kronenkonkurrenzindex $c66xy$ ergibt sich gemäß der Festlegung aus der Summe der Kronenquerschnittsflächen aller Bäume auf der Höhe der maximalen Kronenbreite des Bezugsbaumes innerhalb einer kreisförmigen Einflusszone mit dem Radius der doppelten Kronenbreite des Bezugsbaumes. Der abstandsunabhängige Kronenkonkurrenzindex

c66 (= „Plotkonkurrenz“) ist die Summe aller Kronenquerschnittsflächen des Plots bzw. der Versuchsparzelle auf Höhe der maximalen Kronenbreite des Bezugsbaumes (definitionsgemäß bei 2/3 der Kronenlänge von der Baumspitze aus), dividiert durch die Flächengröße des Plots. Neben der bestehenden Konkurrenz ist für das Wachstum eines Baumes ebenso eine Konkurrenzverringering („Freistellung“) im Zuge von Durchforstungen von Bedeutung. Diese wird durch die Änderung des Kronenkonkurrenzindex (c66cxy bzw. c66c) als Differenz der Konkurrenz vor und nach einem Eingriff ausgedrückt. Weiterhin wird das Baumalter als erklärende Variable des Grundflächenzuwachses verwendet. Ein deutlicher Alterseinfluss auf das Niveau der Einzelbaumzuwächse in Abhängigkeit des BHD wurde u. a. bereits von Prodan (1965, S. 474ff.) gezeigt.

Da Voruntersuchungen und vorhergehende Arbeiten (Sprauer 2013) auf eine gewisse Verzerrung der Grundflächenzuwachsschätzungen des Referenzmodells hinwiesen, die u. a. möglicherweise auf der Nichtlinearität von Effekten für die Vorhersage verwendeter Variablen beruht, sollte außerdem ein alternatives abstandsunabhängiges Grundflächenzuwachsmo­dell für Oberstandsbäume der Roteiche (kurz: AMod_AU) parametrisiert werden, das nichtlineare Effekte grundsätzlich zulässt. Dessen Herleitung folgte einem schrittweisen, mehrstufigen Vorgehen. Zunächst wurden die bisher im Referenzmodell verwendeten Variablen explorativ in ein generalisiertes additives Modell (GAM, Statistik-Software R, Vers. 3.6.1: ‚mgcv‘ (Wood 2017), im ersten Schritt auch noch ohne spezifizierte Varianzannahmen, eingesetzt, dessen Flexibilität einen Überblick über die tatsächliche Form der Effektverläufe und -wirkungen gewähren sollte (Kurzbezeichnung dieses „Referenzmodells + GAM“: Ref_GAM). Anschließend wurde eine erweiterte Modellform mit der Möglichkeit verwendet, zusätzliche Terme zur Abbildung der Kovarianzstruktur der Effekte aufzunehmen. Diese Option bieten generalisierte additive Modelle der Modellfamilie ‚gauss‘ (Wood et al. 2016). Derartige Modelle erlauben, Mittelwert und Standardabweichung der Effektschätzungen über zusätzliche glättende Prädiktoren der Haupteffekte zu beschreiben. Für die Fehlerverteilung des Mittelwertes stehen verschiedene Link-Funktionen zur Auswahl ("identity", "inverse", "log" und "sqrt"). Unter der Annahme, dass der Grundflächenzuwachs ig_i des Baumes i normalverteilt mit dem Erwartungswert μ_i , der Varianz σ_i^2 und der Standardabweichung σ_i ist, werden Erwartungswert und Varianz wie angegeben in Abhängigkeit der Variable $x1_{ijk} \dots xn_{ijk}$ geschätzt.

Die Grundflächenzuwachs-Funktion ist linear, so dass die weitere Modellentwicklung als verallgemeinertes additives Regressionsmodell mit Normalverteilungsannahme und heterogener Varianz sowie logarithmischer Verknüpfungsfunktion erfolgte (Wood et al. 2016). Hinsichtlich der Varianz der Effektmittelwerte erwies sich die logarithmische Link-Funktion als am besten geeignet. Die logarithmische Linkfunktion für den Erwartungswert (Formel 26) definierte, dass der Grundflächenzuwachs exponen-

tiell multiplikativ durch die verschiedenen Wachstumsfaktoren beeinflusst wird und gewährleistet positive Erwartungswerte. Die Heteroskedastizität wurde über einen zweiten linearen Prädiktor explizit modelliert, wobei sich diese Modellierung technisch auf die Standardabweichung σ_i bezog. Diese explizite Modellierung der Standardabweichung ist für die Gewährleistung der statistischen Annahmen notwendig. Die Link-Funktion zu den Standardabweichungen der Effekte war die Log-Normalverteilung.

Die verwendete Modellform, die kurz als AMod_GAULSS bezeichnet werden soll, ließ sich allgemein folgendermaßen formulieren:

$$\begin{aligned} \log(E[y_{ijk}]) &= \alpha + f_1(x1_{ijk}) + \dots + f_n(xn_{ijk}) \\ y_{ijk} &\sim \log \\ ig_i &\sim N(\mu_i, \sigma_i^2) \\ \mu_i &= e^{(\beta_{0,\mu} + f_{1,\mu}(x1_i) + \dots + f_{n,\mu}(xn_i))} \\ \sigma_i &= 0,01 + e^{(\beta_{0,\sigma} + f_{1,\sigma}(x1_i) + \dots + f_{n,\sigma}(xn_i))} \end{aligned} \quad (26)$$

$x1_{ijk} \dots xn_{ijk}$	erklärende Variable gemessen an Baum i
$\beta_{0,\dots}$	Parameter, hier: Interzept zur Beschreibung des Erwartungswertes bzw. der Varianz
$f_{1,\dots} \dots f_{n,\dots}$	glättende Funktionen, die als penalisierte ‚thin plate‘ Regressionssplines spezifiziert werden

Im nächsten Schritt werden auf der Basis dieser Modellklasse und in Anlehnung an das Referenzmodell erklärende Variablen verschiedener Gruppen auf ihre Eignung für eine möglicherweise weniger verzerrte Zuwachsschätzung getestet. Neben der unverzerrten Zuwachsschätzung wird als weiteres Kriterium zur Selektion der am besten geeigneten unabhängigen Variablen das Bayes'sche Informationskriterium (BIC) genutzt. Dessen Vorteil gegenüber dem AIC besteht bei großen Stichproben darin, dass der Strafterm die Stichprobengröße berücksichtigt, was eher zu einer Sanktionierung hoch parametrisierter Modelle führt (Schwarz 1978). Außerdem wird der mittlere quadratische Fehler (Root Mean Square Error, RMSE) als Maß für die Unterschiede zwischen den Modellvorhersagen und den beobachteten Werten als Auswahlkriterium herangezogen (Hyndman u. Koehler 2006). Ebenfalls bei dem Modellvergleich zu berücksichtigen ist eine biologisch plausible Sensitivität gegenüber der Konkurrenz. Zur Überprüfung dessen wird der aus den empirischen Daten erzeugte Testdatensatz „mittlerer Baum“ genutzt (s. Kap. 4.6.5).

In dem neuen alternativen Grundflächenzuwachsmodell wurde alternativ zur Kronenmantelfläche die direkte Verwendung einfacherer Dimensionsgrößen wie Brusthöhendurchmesser und Bekronungsgrad auf ihre Eignung getestet. In den Referenzmodellvarianten fanden diese bisher stets nur indirekt im Rahmen der Berechnung der Kronenmantelfläche Berücksichtigung, innerhalb derer der BHD sowohl Bestandteil des Teilmodells der Kronenbreiten-, als auch des Teilmodells der Kronenansatzfunktion ist. Grundsätzlich wurde außerdem ein Vergleich von Parametrisierungen des alternativen Grundflächenzuwachsmodells mit Kronenmantelfläche und Bekronungsgrad gemessen versus modelliert vorgenommen. Mit dem Alter sowie der Konkurrenz in Form des Konkurrenzindex c_{66} und der Freistellung als Änderung des Konkurrenzindex c_{66} nach einem Eingriff waren weitere erklärende Variable bereits im biologisch plausiblen Referenzmodell von BWinPro/TreeGrOSS enthalten. Diese sollten auch in dem alternativen Grundflächenzuwachsmodell weiter verwendet werden.

Die Einbeziehung zusätzlicher erklärender Variablen wie Baumhöhe, H/BHD-Verhältnis sowie Keimjahr und Beobachtungszeitpunkt wurde in Voruntersuchungen geprüft. Durch deren Einbeziehung ergaben sich keine Modellverbesserungen und da zudem vor allem die Verwendung der beiden letztgenannten Größen im Rahmen eines robusten Prognosemodells problematisch erschien, wurden diese Ansätze nicht weiter verfolgt. Die hier getesteten Variablen blieben aber insofern zu berücksichtigen, als dass die Residuen eines akzeptablen Zuwachsmodells auch ihnen gegenüber keine Anzeichen einer systematischen Verzerrung aufweisen sollten.

Um ein neues alternatives Zuwachsmodell AMod_AU in den Einzelbaumsimulators BWinPro/TreeGrOSS implementieren zu können, mussten aus technischen Gründen die nichtlinearen Haupteffekte des generalisierten additiven Modells linearisiert werden. Dafür wurde auf eine an der NW-FVA vorhandene, mit der Statistik-Software R programmierte Sammlung von ein- und mehrteiligen Linearisierungsfunktionen zurückgegriffen (Schmidt u. Schönfelder 2017, unveröffentlicht). Vor allem Effekte hoher Erklärungskraft sollten durch die hier als Linearisierung bezeichnete „Übersetzung in Funktionen“ möglichst präzise beschrieben werden, insbesondere in sensiblen Bereichen mit großer Veränderung wie z. B. zu jungen Altern bzw. geringen BHD. In diesem Sinne wurden besonders für Variablen mit einem großen Erklärungsbeitrages für die Zuwachsschätzung Linearisierungen mit der bestmöglichen Anpassung bevorzugt, auch wenn sie ggf. komplexer ausfielen. So kommen hier auch zweiteilige Linearisierungsvarianten zur Anwendung, während für Variablen mit geringerem Erklärungsbeitrag ausschließlich einteilige Linearisierungen getestet wurden. Als Vergleichsmaßstab der Güte verschiedener Linearisierungsvarianten diente der Standardfehler der Residuen (RSE). Bei mehrteiligen Linearisierungen war außerdem auf einen möglichst glatten Übergang der Teillinearisationen ohne Dellen und Versätze am „cut point“ zu achten. Dafür wurden Daten im Bereich des „cut point“ in der Anpassung höher gewichtet. Dies hatte zwar einen etwas höheren Standardfehler zur Folge, was bei besseren Verlaufseigenschaften aber in Kauf genommen wurde. Für Varianten, die exponentielle

Transformationen für die Linearisierung nutzen, wurde auf plausible Verläufe in einem für die beabsichtigten Prognosen relevanten Extrapolationsbereich geachtet.

Anschließende Vergleiche des Modellverhaltens aller Parametrisierungsvarianten des Referenzmodells und des neuen alternativen Zuwachsmodells wurden anhand der Testdaten „Zuwachsgeraden“ vorgenommen. Für Sensitivitätsanalysen der Modelle gegenüber Konkurrenz und Freistellung wurde auf den Testdatensatz „mittlerer Baum“ (s. Kap. 4.6.5) sowie auf einen Durchforstungsversuch der Parametrisierungsgrundlage mit großen Konkurrenzunterschieden zwischen den Durchforstungsstärken zurückgegriffen. Ein Vergleich der Prädiktionsleistungen der verschiedenen Modelle in der Anwendung auf unabhängige Daten aus Nordostdeutschland (s. Kap. 4.3.1) wurde schließlich im Rahmen der Ergebnisdiskussion vorgenommen.

4.7.6 Methoden der Ertragstafelaufstellung

Neben der Überprüfung, Neuparametrisierung bzw. Erstellung wichtiger Teilfunktionen des Einzelbaumwachstumssimulators BWinPro/TreeGrOSS für die Baumart Roteiche bietet das Datenmaterial der Untersuchungsbestände auch die Grundlage für die Aufstellung eines Bestandeswachstumsmodells in Form einer klassischen Ertragstafel. Entsprechende Reinbestandsmodelle sind in der Praxis aufgrund ihrer einfachen Handhabung und Transparenz trotz ihrer Gültigkeitslimitierungen in der Anwendung auf Mischbestände oder bei Abweichungen von der unterstellten Behandlung nach wie vor weit verbreitet. Sie finden vielfach Anwendung in der Forstplanung, der Waldbewertung und der Kalkulation praktischer Bewirtschaftungsmaßnahmen (Albert et al. 2023).

Für die Aufstellung einer neuen Ertragstafel der Roteiche in Nordwestdeutschland wurden folgende Konventionen getroffen:

1. Der Geltungsbereich sollte im Wesentlichen dem regionalen Ursprung des Datenmaterials entsprechen und schließt damit den Zuständigkeitsbereich der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt mit den Bundesländern Hessen, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein ein. Dabei war die Datenlage für Niedersachsen und insbesondere das niedersächsische Tiefland am besten, während das küstennahe Schleswig-Holstein und das kontinentaler geprägte Sachsen-Anhalt weniger gut mit Daten belegt waren. Zusätzlich waren Rheinland-Pfalz und Nordrhein-Westfalen durch die Daten einiger langer Zeitreihen gut repräsentiert, so dass auch hier eine Anwendbarkeit gegeben sein sollte.
2. Die Aufstellung der Ertragstafel folgte der u. a. bei Kramer (1988) und Pretzsch (2002) beschriebenen, „klassischen“ Vorgehensweise, nach der als Einordnungsbeziehung zuerst ein Bonitätsfächer aufgestellt wird, der die standortabhängige Entwicklung einer Bestandeshöhe mit dem Bestandesalter beschreibt. Weiterhin wurde gemäß dem erweiterten Eichhorn'schen Gesetz (Gerhardt 1909) die Gesamtwuchsleistung als abhängig von der durch die Bestandeshöhe charakterisierten Leistungsfähigkeit

des Standortes angenommen. Diese Beziehung wird als Grundbeziehung bezeichnet (Kramer 1988). Da die Spitzenhöhe h_{100} wenig von behandlungsbedingten rechnerischen Verschiebungen beeinflusst ist, wurde diese Bestandeshöhe als unabhängige Variable der Grundbeziehung zur funktionalen Beschreibung der Gesamtwuchsleistung verwendet. Anschließend wurde mittels der Umrechnung anhand der Alters-Höhenbeziehung die Zunahme der Gesamtwuchsleistung mit dem Alter abgebildet. Die Beziehungen der weiteren ertragsbildenden Kenngrößen der Ertragstafel wurden innerhalb dieses Rahmens funktional bestimmt bzw. berechnet. Pretzsch (2002, S. 308) bezeichnet dieses Vorgehen als Top-down-Ansatz, im Gegensatz zum Bottom-up-Ansatz, bei dem sich die Grundbeziehungen aus der Aggregation der Einzelbeziehungen ergeben. Von den weiteren Innenbeziehungen der Ertragstafelkennwerte wurde nach der Modellierung der Grundfläche des verbleibenden Bestandes zunächst der dg des verbleibenden Bestandes über der h_{100} modelliert, so dass sich die Stammzahlhaltung des verbleibenden Bestandes aus Grundfläche und dg ergab.

3. Die Ertragstafel bezieht sich auf den Oberstand. Dies folgte dem Vorgehen von Bauer (1953a) bei der Roteiche und Schober (1971) bei der Buche, deren Ertragstafeln angesichts einer starken Vertikal-differenzierung beider Zielbaumarten bei dem unterstellten Behandlungsmodell ebenfalls ausdrücklich für den Oberstand gelten. Angesichts starker horizontaler und vertikaler Differenzierung bildete die Roteiche auf den hier zugrunde gelegten Versuchsflächen bei hochdurchforstungsartiger Behandlung dauerhaft einen arteigenen Unterstand aus, wie bereits an anderer Stelle beschrieben (u. a. Bauer 1953a, Göhre u. Wagenknecht 1955). Die quantitative Ausprägung dieses Unterstandes, insbesondere in Stammzahl und Grundfläche, hing neben der Bestandesbehandlung von weiteren Faktoren wie schubweisem Absterben z. B. aufgrund von Trockenheit und ggf. einem Unterbau mit Schattbaumarten ab, was zu einer hohen Variabilität in der Ausprägung führte. Dadurch war eine modellhafte Abbildung des Unterstandes anhand des vorliegenden Datenmaterials nicht möglich. Dagegen zeigten sich in der Zuordnung der Bäume zum Oberstand auch in länger beobachteten Versuchsflächen nur eine geringe Fluktuation und somit kaum ein Umsetzen.

4. Die Ertragstafel bildet hinsichtlich der Durchforstungsart eine gestaffelte Hochdurchforstung ab, die ab dem Erreichen einer astfreien Schaftlänge von 7 bis 9 m durch starke Eingriffe in der ersten Durchforstungsphase und den anschließenden Übergang zu geringeren Eingriffsstärken gekennzeichnet ist. In erster Linie zielt diese Behandlung auf ein bevorzugtes Durchmesserwachstum eines zu Durchforstungsbeginn ausgewählten, ca. 120 Bäume umfassenden und sich im Zuge der Auslese etwas verringernden Z-Baum-Kollektivs ab, ohne jedoch grundsätzlich dauerhafte Schlussunterbrechungen in der herrschenden Bestandesschicht zu bewirken. So soll das Erreichen der angestrebten Zieldimensionen in Produktionszeiten bis 120 Jahren gewährleistet werden, ohne die Flächenproduktivität überproportional zu einzuschränken. Die Grundflächenhaltung des verbleibenden Bestandes entspricht der Soll-

grundfläche des Oberstandes der als Behandlungsnorm vorgegebenen gestaffelten Hochdurchforstung. Diese Grundflächennorm soll demzufolge bei Durchforstungsmaßnahmen und Nutzungsplanungen der Forsteinrichtung angestrebt, jedoch keinesfalls systematisch unterschritten werden. Die Phase der Zielstärkennutzung, die in den leistungsfähigen Beständen bereits vor dem Alter von 120 Jahren einsetzen kann, wird durch die Ertragstafel nicht abgebildet.

Der Bonitätsfächer der neuen Ertragstafel basiert auf der für das Einzelbaummodell parametrisierten Alters-Höhenbeziehung. Die Festlegung von Ertragsklassen sollte im Hinblick auf eine gute Abdeckung der empirischen Daten sowie unter praktischen Anwendungsgesichtspunkten erfolgen. Weitere grundlegende funktionale Zusammenhänge der Ertragstafel wurden mithilfe linearer Modelle bestimmt, in welche die erklärenden Variablen teilweise in transformierter Form eingingen. Da durch häufig vorkommende Mehrfachaufnahmen echter Zeitreihen ertragskundlicher Versuchsfächen Zufallseffekte zu berücksichtigen waren, wurden gemischte lineare Modelle des Software-Pakets ‚lme4‘ (Bates et al. 2015) der Statistik-Software R genutzt. Wo sich Zufallseffekte als nicht signifikant erwiesen, wurde zu linearen Modellen ohne Zufallseffekt vereinfacht.

Für die Berechnung der Gesamtwuchsleistung in Abhängigkeit von $h100$ und relativer Ertragsklasse mit einem gemischten Modell ergab sich folgende Modellformel:

$$gwl_i = \beta_0 + \beta_1 \cdot \exp\left(\frac{h100_i}{11}\right) \cdot ekl_i + \sum_{j=1}^J (\gamma_j \cdot I_{\{vers_i=j\}}) + \epsilon_i \quad (27)$$

mit dem Beobachtungseinheitsindex i und den Kategorien für $vers$, durchnummeriert von 1 bis J . Weiterhin bezeichnen β_0 und β_1 Regressionsparameter, γ_j sind Random-Interzept-Parameter mit $\gamma_j \sim N(0, \sigma_\gamma^2)$ und ϵ_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 11 des konstanten Quotienten ist das Ergebnis iterativer Suche mithilfe einer Funktion nach dem Kriterium des höchsten Bestimmtheitsmaßes des Modells. Die Variablen haben folgende Bedeutung und Maßeinheiten:

gwl	Gesamtwuchsleistung [m^3 je ha]
$h100$	Spitzenhöhe $h100$ [m]
ekl	relative Ertragsklasse der Versuchsparzelle (Zuordnung gemäß dem SI, bei Wiederholungsaufnahmen nach deren arithmetischem Mittelwert)
$vers$	Bezeichnung der Versuchsparzelle

Für die Grundflächenhaltung der Ertragstafel im Sinne der Behandlungsvorgabe „gestaffelte Hochdurchforstung“ musste aufgrund der fehlenden Funktion einer höhenabhängigen maximalen Dichte (s. Kap. 5.1.5) auf die Herleitung in Relation zu einem natürlichen Bestockungsgrad verzichtet werden. Alternativ wurde auf eine sorgfältige Auswahl von Versuchs- und Probeflächen zurückgegriffen, die den skizzierten Behandlungsvorstellungen möglichst nahe kommen. Auswahlkriterium war der überwiegende Hochdurchforstungscharakter der Eingriffe der auch anhand quantitativer Kennzahlen wie dem Verhältnis des dg des ausscheidenden Bestandes zum dg des verbleibenden Bestandes, dem N/G-Verhältnis (Staupendahl 1999), welches die Stammzahlentnahme eines Eingriffs ins Verhältnis zur Grundflächenentnahme setzt, sowie dem Nutzungsprozent geprüft. Da nur der Oberstand betrachtet wurde, deuteten auch Beträge des N/G-Maßes etwas über 1 noch auf einen Hochdurchforstungscharakter der Entnahmen hin (Gadow 2003). Bei der Auswahl in die Modellierung einzubeziehender Beobachtungen blieben trotzdem Kompromisse notwendig. In den Versuchsflächen der ältesten Versuchsserie zeigt sich in mittleren Altern beispielsweise häufiger ein deutlicher Anstieg der Grundflächenhaltung, auf den anschließend noch einmal stärkere Durchforstungen folgen, weil die Herausarbeitung der besten Zuwachsträger vorher nicht konsequent abgeschlossen worden war. Versuchspartellen bzw. Aufnahmen, die aufgrund dessen sehr stark vom idealen Grundflächenverlauf einer gestaffelten Hochdurchforstung abwichen, blieben allerdings von der Herleitung der Grundflächenhaltung und weiterer ertragskundlicher Kennwerte der neuen Ertragstafel ausgeschlossen. Gegenüber der Datengrundlage für die Gesamtwuchsleistung wurden einige nach ihrem Zustand vorbildlich gepflegte Probeflächen einbezogen, deren Gesamtwuchsleistung nicht hergeleitet werden konnte. Für Versuchsflächen, auf denen bereits eine Zielstärkennutzung eingesetzt hatte, wurde der erste Zielstärkeneingriff für die Mitverwendung dieser Aufnahme zurückgerechnet. Die Daten weiterer Aufnahmen mit fortschreitender Zielstärkennutzung wurden nicht berücksichtigt. Mit Beobachtungen nur gering belegt war die II. Ertragsklasse. Einen gewissen Sonderfall stellte die III. Ertragsklasse dar. Hier wiesen Bestände mit deutlich herausgearbeiteten, vitalen und großkronigen Z-Bäumen und stammzahlreichem Unterstand gleichzeitig bis in fortgeschrittene Alter nur geringe Grundflächenhaltungen des Oberstandes auf, was auf eine eher lichtungsartige Behandlung schließen ließ. Dies traf auf den Großteil der Bestände der III. Ertragsklasse zu, weshalb die Daten so verwendet wurden.

Der Ausgleich der Beobachtungen der Grundfläche des verbleibenden Bestandes erfolgte mithilfe eines gemischten linearen Modells (R-Paket ‚lme4‘). Als Zufallseffekt ging aufgrund der zahlreichen Wiederholungsaufnahmen wiederum die Versuchspartelle in das Modell mit ein, was zu folgender allgemeiner Modellformulierung führte:

$$g_i = \beta_0 + \beta_1 \cdot h100_i + \beta_2 \cdot \exp\left(\frac{h100_i}{10}\right) + \sum_{j=1}^J (\gamma_j \cdot I_{\{vers_i=j\}}) + \epsilon_i \quad (28)$$

mit dem Beobachtungseinheitsindex i und den Kategorien für $vers$, durchnummeriert von 1 bis J . Es bezeichnen $\beta_0 \dots \beta_2$ Regressionsparameter, γ_j die Random-Interzept-Parameter mit $\gamma_j \sim N(0, \sigma_\gamma^2)$ und ϵ_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 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 mit einer Funktion bestimmt. Die Variablen haben folgende Bedeutung und Einheiten:

g	Bestandesgrundfläche des Oberstandes des verbleibenden Bestandes [m^2 je ha]
$h100$	Spitzenhöhe $h100$ [m]
$vers$	Bezeichnung der Versuchsparzelle

Der Mitteldurchmesser als wichtige ertragsbildende Größe eines Bestandes ist durch die Stammzahlhaltung bei gegebener Grundfläche beeinflusst, worin sich letztlich seine Standraumabhängigkeit ausdrückt. Die direkte Schätzung des Mitteldurchmessers war auf der Grundlage der vorliegenden Daten aufgrund der geringeren Streuung verlässlicher als die der Stammzahl, die komplementär in der Bestandesgrundfläche enthalten ist. Grundsätzlich unterliegt der dg durch die Art der Durchforstungseingriffe ggf. einer rechnerischen Beeinflussung (Kramer 1988). Niederdurchforstungsartige Eingriffe im Bereich der beherrschten Bestandesglieder führen z. B. zu einer Anhebung des dg . Da jedoch der Unterstand außerhalb der Betrachtungen dieser Ertragstafel liegt, besaß dieser Aspekt hier kaum Relevanz. Die Datengrundlage für die dg -Schätzung war die gleiche wie für die Herleitung der Grundfläche des verbleibenden Bestandes. Für den funktionalen Ausgleich des Mitteldurchmessers über der Spitzenhöhe wurde wiederum ein gemischtes lineares Modell parametrisiert (R-Paket ‚lme4‘) unter Berücksichtigung der Versuchsparzelle als Zufallseffekt. Die allgemeine Modellformulierung stellt sich folgendermaßen dar:

$$dg_i = \beta_0 + \beta_1 \cdot h100_i + \beta_2 \cdot \exp\left(\frac{h100_i}{8}\right) \cdot ekl_i + \sum_{j=1}^J (\gamma_j \cdot I_{\{vers_i=j\}}) + \epsilon_i \quad (29)$$

mit dem Beobachtungseinheitsindex i und den Kategorien für $vers$, durchnummeriert von 1 bis J . Es bezeichnen $\beta_0 \dots \beta_2$ Regressionsparameter, γ_j die Random-Interzept-Parameter mit $\gamma_j \sim N(0, \sigma_\gamma^2)$ und ϵ_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 dg , $h100$ und ekl sind die erklärenden Variablen und $vers$ die Zufallsvariable auf die Wiederholungsaufnahmen einer Versuchsparzelle. Der Wert 8 des Quotienten

war das Ergebnis der iterativen Suche mit einer Funktion nach dem Kriterium des höchsten Bestimmtheitsmaßes des Modells. Die enthaltenen Variablen haben die folgende Bedeutung und Einheiten:

dg	Mitteldurchmesser (Durchmesser des Grundflächenmittelstamms) [cm]
h_{100}	Spitzenhöhe h_{100} [m]
ekl	relative Ertragsklasse.

Für die Konstruktion einer Ertragstafel wurden weitere Größen benötigt, für die es der unmittelbaren Schätzung aus den empirischen Beobachtungen bedurfte. Zur besseren Einordnung standörtlich möglicher oberer Durchmesserleistungen wird in allen neueren Ertragstafeln der Durchmesser des Grundflächenmittelstamms eines Kollektivs absolut oder relativ stärkster Bäume je ha angegeben, des d_{100} als Mitteldurchmesser der 100 stärksten Bäume je ha bzw. der Durchmesser des Weise'schen Oberhöhenstamms (d_{ow}) als Mitteldurchmesser der 20 % stärksten Bäume je ha. Die Ertragstafel von Bauer (1955) enthielt keinen Oberhöhendurchmesser. Da in der vorliegenden Ertragstafel die Spitzenhöhe h_{100} verwendet wird, erschien komplementär die Angabe des d_{100} zweckmäßig. In ein lineares Modell, das den dg in einem linearen Term enthält, wurde außerdem die Wechselwirkung der relativen Ertragsklasse mit dem quadrierten Mitteldurchmesser aufgenommen (Tab. 14, Formel (30)).

Die Höhe des Grundflächenmittelstamms, kurz Mittelhöhe (hg), bildet zusammen mit dem Mitteldurchmesser dg und der zugehörigen Formzahl die Grundlage für die Berechnung des Volumens des Grundflächenmittelstammes. Die Mittelhöhe konnte auf der vorliegenden Datenbasis auf zwei unterschiedlichen Wegen geschätzt werden. Die erste Möglichkeit war die Ableitung aus der Spitzenhöhe h_{100} . Das entsprechende lineare Modell zeigte keinen signifikanten Einfluss der Ertragsklasse, weshalb sie im Modell entfällt (Tab. 14, Formel (31)). Die zweite Option zur Schätzung der Mittelhöhe aus den vorhandenen Beobachtungsdaten basierte auf dem Mitteldurchmesser dg . Ein auf dieser Grundlage hergeleitetes Berechnungsmodell bot auch die Möglichkeit, den dg des ausscheidenden Bestandes dg_a einzusetzen und eine zugehörige Mittelhöhe des ausscheidenden Bestandes zu berechnen, was zusammen mit der entsprechenden Formzahl zum Volumen des Mittelstammes des ausscheidenden Bestandes führte. Neben dessen unmittelbarem Nutzen als Kalkulationshilfe für Durchforstungen ließ sich mit ihm aus dem ausscheidenden Volumen auch eine Stammzahl des ausscheidenden Bestandes berechnen. Diese bot eine Überprüfungsmöglichkeit der als Differenz der verbleibenden Stammzahl zweier aufeinanderfolgender Zeitpunkte direkt berechneten Stammzahl des ausscheidenden Bestandes. Das lineare Modell der Mittelhöhe hg über dem dg blieb durch den signifikanten Zufallseffekt auf die Versuchsparzelle wiederum ein gemischtes Modell. Als feste Effekte enthält es den Term des natürlichen Logarithmus des Mitteldurchmessers dg , der in Wechselwirkung mit dem Faktor Ertragsklasse in die Schätzung einging (Tab. 14, Formel (32)).

Die Schätzungen der Vornutzungen, die im Rahmen der Durchforstungen anfallen, besitzen Bedeutung für die betriebswirtschaftliche Kalkulation von Vorerträgen. Insbesondere der dg des ausscheidenden Bestandes (dg_a) ist ausschlaggebend für die Sortimentsbildung der Vornutzungsmassen. Als am besten geeignete Größe für die Modellschätzung des dg_a wurde der Mitteldurchmesser dg des verbleibenden Bestandes identifiziert. Das lineare Modell zu seiner Herleitung blieb sehr einfach, da weder die Ertragsklasse noch ein Zufallseffekt der Versuchsparzelle signifikant wurden. Neben einem linearen Term der erklärenden Variablen dg ging dessen quadratische Transformation in das Modell ein (Tab. 14, Formel (33)).

Tabelle 14: Gemischte lineare Modelle zur Berechnung wichtiger Kennwerte der neuen Roteichenertragstafel für Nordwestdeutschland für eine gestaffelte Durchforstung

Zielvariable	erklärende Variablen	Modellformulierungen mit den zu bestimmenden Koeffizienten ($\beta_0 \dots \beta_i$)
d100 [cm]	dg, Ertrags- klasse (ekl)	$d100_i = \beta_0 + \beta_1 \cdot dg_i + \beta_2 \cdot (dg_i)^2 \cdot ekl_i + \sum_{j=1}^J (\gamma_j \cdot I_{\{vers_i=j\}}) + \epsilon_i \quad , \quad (30)$ $\gamma_j \sim N(0, \sigma_\gamma^2), \quad \epsilon_i \sim N(0, \sigma_\epsilon^2)$
hg [m]	h100, Ertrags- klasse (ekl)	$hg_i = \beta_0 + \beta_1 \cdot h100_i + \beta_2 \cdot (h100_i)^2 \cdot ekl_i + \sum_{j=1}^J (\gamma_j \cdot I_{\{vers_i=j\}}) + \epsilon_i \quad , \quad (31)$ $\gamma_j \sim N(0, \sigma_\gamma^2), \quad \epsilon_i \sim N(0, \sigma_\epsilon^2)$
hg [m]	dg, Ertrags- klasse (ekl)	$hg_i = \beta_0 + \beta_1 \cdot \ln(dg_i) \cdot ekl_i + \sum_{j=1}^J (\gamma_j \cdot I_{\{vers_i=j\}}) + \epsilon_i \quad , \quad (32)$ $\gamma_j \sim N(0, \sigma_\gamma^2), \quad \epsilon_i \sim N(0, \sigma_\epsilon^2)$
dg_a [cm]	dg	$dg_{a_i} = \beta_0 + \beta_1 \cdot dg_i + \beta_2 \cdot (dg_i)^2 + \sum_{j=1}^J (\gamma_j \cdot I_{\{vers_i=j\}}) + \epsilon_i \quad , \quad (33)$ $\gamma_j \sim N(0, \sigma_\gamma^2), \quad \epsilon_i \sim N(0, \sigma_\epsilon^2)$

Die übrigen Kennwerte der Ertragstafel ließen sich aus den primär geschätzten Größen berechnen. Für Vorratsberechnungen wurden Derbholzformzahlen der Mittelstämme benötigt. Unter Anwendung der Formzahlfunktion von Bergel (1974) konnten für den verbleibenden Bestand aus den Mitteldurchmessern und den aus der Spitzenhöhe h100 geschätzten Mittelhöhen die Einzelbaumderbholzvolumina des Grundflächenmittelstammes zum jeweiligen Zeitpunkt errechnet werden. Unter der Annahme, dass der Grundflächenmittelstamm annähernd dem Volumenmittelstamm entspricht, ergab sich der Vorrat des verbleibenden Bestandes durch Multiplikation mit der Stammzahl des verbleibenden Bestandes. Analog erfolgte die Herleitung des Volumens des Mittelstammes des ausscheidenden Bestandes über den dg_a und die zugehörige hg, in diesem Fall berechnet als Funktion des dg, sowie die Form-

zahl. Das Volumen des ausscheidenden Bestandes V_a 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} :

$$V_{a_{t_i}} = GWL_{t_i} - (V_{VB_{t_i}} + \sum_{t=0}^{t_{i-1}} VN) \quad (34)$$

Aus der Grundfläche des Mittelstammes des ausscheidenden Bestandes und der ausscheidenden Stammzahl berechnete sich schließlich die Grundfläche des ausscheidenden Bestandes.

4.7.7 Auswertung des Roteichen-Durchforstungsversuchs Arenberg-Meppen 857

Die Auswertung dieses Durchforstungsversuchs dient der Überprüfung des Einflusses der Durchforstungsstärke und der initialen Durchmesserdifferenzierung auf den BHD-Zuwachs der Z-Bäume im Rahmen unterschiedlicher Bestandesdichten bzw. Freistellungsintensitäten. Gleichzeitig sollen die Auswirkungen der damit verbundenen unterschiedlichen Grundflächenabsenkungen in Relation zum natürlichen Bestockungsgrad auf den laufenden Volumenzuwachs studiert werden. Beide Aspekte sollen für die Beurteilung der Grundflächenhaltung der neuen Ertragstafel herangezogen werden.

Im Rahmen dieser Auswertung des Versuchs wurden zunächst die Bestandesstrukturen der einzelnen Versuchspartellen zu Versuchsbeginn deskriptiv auf ihre Vergleichbarkeit überprüft. Dazu wurden Stammzahlen, BHD-Mittelwerte, deren Variationskoeffizienten sowie die relativen BHD-Verteilungen und Verteilungsdichten des Gesamtbestandes und der anfangs ausgewählten stammzahlgleichen Z-Baumkollektive herangezogen. Die Berechnung dieser Bestandeskennwerte bezog aufgrund des geringen Bestandesalters mit einer noch sehr hohen Anzahl von Bäumen mit einem BHD < 7 cm das Nichtderbholz mit ein. Des Weiteren wurden mittlere Grundflächenhaltungen (mgH; Assmann 1956, 1961) als arithmetisches Mittel der Grundfläche des verbleibenden Bestandes am Beginn und des Gesamtbestandes am Ende eines jeden Aufnahmeturnus berechnet. Die Grundflächenwerte der vier Aufnahmeturnusse wurden anschließend zeitgewichtet (dritter Turnus nur drei Jahre) zu einer mgH über die gesamte bisherige Beobachtungsdauer von 18 Jahren gemittelt. Analog wurden variantenbezogen die mittleren jährlichen laufenden Volumenzuwächse für den Beobachtungszeitraum als Mittelwert aus den vier mit der Zeit gewichteten Turnusmittelwerten bestimmt. Die relative mittlere Grundflächenhaltung und ein relativer mittlerer jährlicher Volumenzuwachs der Versuchspartellen ergaben sich bei Bezug dieser Werte auf den natürlichen Bestockungsgrad der unbehandelte Nullfläche (= 100 %). Für den relativen Bestandeszuwachs in Abhängigkeit der relativen Grundflächenhaltung wurde mittels nichtlinearer Regression ein funktionaler Ausgleich nach dem Kriterium eines möglichst hohen Bestimmtheitsmaßes vorgenommen. Die Effekte unterschiedlicher Durchforstungsstärken auf den Durchmesserzuwachs der einzelnen Z-Bäume und die Wechselwirkung der Durchforstungsstärke mit

dem Ausgangs-BHD des Z-Baums als erklärender Kovariable wurden mit einem multiplen linearen Regressionsmodell untersucht. Die in den qualitativen Vorgaben zur Durchforstungsart und der durchschnittlichen Bedrängerentnahme übereinstimmenden und sich im Ziel-B° kaum unterscheidenden starken Hochdurchforstungen wurden dafür in einer Stufe der kategorialen Variablen „Durchforstung“ zusammengefasst (Tab. 15).

Tab. 15: Stufen der kategorialen erklärenden Variablen „Durchforstung“ im Kontext der Vorgaben zur Versuchssteuerung

Stufe der kategorialen Variable „Durchforstung“	Qualitative Durchforstungsvorgabe	Bedrängerentnahme je Z-Baum	natürlicher B° des verbleibenden Bestandes	Versuchspartizelle
0	undurchforstet	-	1,00	1
1	mäßige Hochdurchforstung	1	0,80	3
2	starke Hochdurchforstung	2	0,70	4
2	starke Hochdurchforstung	2	0,65	2
2	starke Hochdurchforstung	2	0,60	6
3	sehr starke Hochdurchforstg.	3	0,50	5

Es wurde nur das Durchmesserwachstum bis zum Ende des Beobachtungszeitraumes bestätigter Z-Bäume modelliert, da nur diese, abgesehen von der Nullfläche, kontinuierlich gefördert wurden. Sogenannte „Umsetzer“, d. h. anfängliche Z-Bäume, die aufgrund einer zwischenzeitlichen Verschlechterung von Vitalität oder Qualität nicht weiter begünstigt worden waren, blieben in der Modellbildung unberücksichtigt. Das lineare Modell hat folgende Formulierung:

$$zuw_i = \beta_0 + \beta_1 \cdot I_{\{df_i=1\}} + \dots + \beta_3 \cdot I_{\{df_i=3\}} + \beta_4 \cdot d1_i + \beta_5 \cdot I_{\{df_i=1\}} \cdot d1_i + \dots + \beta_8 \cdot I_{\{df_i=3\}} \cdot d1_i + \epsilon_i \quad (35)$$

mit dem Beobachtungseinheitsindex i . Weiterhin bezeichnen β_0, \dots, β_8 Regressionsparameter und ϵ_i sind die Residuen mit der Normalverteilungsannahme $\epsilon_i \sim N(0, \sigma_\epsilon^2)$. Die Funktion I ist eine Indikatorfunktion, die den Wert 1 annimmt, wenn die im Index angegebene Bedingung wahr wird, und sonst den Wert 0. Die Variable zuw_i ist der Response. Die Variablen haben folgende Bedeutung und Einheiten:

- zuw_i mittlerer jährlicher BHD-Zuwachs des Z-Baumes i in der 18-jährigen Beobachtungszeit [mm]
 df_i Durchforstungsstärke (Kategorien: 0 = undurchforstet, 1 = mäßig, 2 = stark, 3 = sehr stark)
 $d1_i$ Kovariable Ausgangs-BHD des Z-Baums i [mm]

Die Annahmen der Normalverteilung der Residuen und der Varianzhomogenität als Voraussetzungen eines gültigen Modells wurden rechnerisch und grafisch überprüft (Shapiro-Wilks-Test, Q/Q-Plot).

4.7.8 Ableitung eines einfachen Standort-Leistungsmodells

Mit dem Ziel einer Überprüfung und quantitativen Absicherung der standörtlichen Zuordnung der Rot-
eiche in den aktuellen Waldbauplanungen sollte auf der verfügbaren Datenbasis ein einfaches Stand-
ort-Leistungsmodell aufgestellt und parametrisiert werden. Als standortabhängiges Leistungsmerkmal
bot sich der Site Index (SI) als Spitzenhöhe h100 im Alter von 50 Jahren als stetige Zielvariable des
Modells an. Wie im Modell der Alters-Höhenbeziehung wurde für wiederholte ertragskundliche Auf-
nahmen einer Versuchsfläche der arithmetische Mittelwert des SI verwendet (Kap. 4.7.2). Den metho-
dischen Rahmen des Standort-Leistungsmodells bildete ein multiples lineares Regressionsmodell der
allgemeinen Schreibweise

$$hbon50_i = \beta_0 + \beta_1 \cdot I_{\{wass_i=ziemlich\ trocken\}} + \dots + \beta_9 \cdot I_{\{wass_i=grundfeucht\}} + \beta_{10} \cdot I_{\{troph=arm\}} + \dots + \beta_{14} \cdot I_{\{troph=reich\}} + \beta_{15} \cdot tjahr_i + \beta_{16} \cdot sc_kj_i + \beta_{17} \cdot [Klimavariablen_{1i}] + \dots + \beta_n \cdot [Klimavariablen_{ni}] + \epsilon_i \quad (36)$$

mit dem Beobachtungseinheitsindex i . Weiterhin sind β_0, \dots, β_n Regressionsparameter und die Resi-
duen ϵ_i werden als normalverteilt angenommen mit $\epsilon_i \sim N(0, \sigma_\epsilon^2)$. Die Funktion I ist eine Indikator-
funktion, die den Wert 1 annimmt, wenn die im Index angegebene Bedingung wahr wird, und sonst
den Wert 0. Die Variable $hbon50_i$ ist der Response und bezeichnet den SI, die erklärenden Variablen
haben folgende Bedeutungen, Einheiten und Ausprägungen:

Variable	[Einheit]	Bedeutung
<i>wass</i>	-	kategoriale Wasserhaushaltsstufe nach Wolff et al. (1998) mit den Stufen wass1=trocken, wass2=ziemlich trocken, wass3=mäßig frisch, wass4=frisch, wass5=sehr frisch, wass7=staufeucht, wass8=staunass, wass9=grundfrisch, wass10=grundfeucht
<i>troph</i>	-	kategoriale Nährstoffstufe nach Wolff et al. (1998) mit den Stufen 1=reich, 2=kräftig, 3=mittel, 4=ziemlich arm, 5=arm
<i>sc_kj</i>	[Jahre]	Abstand des Keimjahres des Bestandes zum Jahr 2018, dem Zeitpunkt der letzten SI-Beobachtungen im Datensatz
<i>tjahr</i>	[°C]	Jahresmitteltemperatur
<i>arid</i>		Trockenheits- bzw. Ariditätsindex der Vegetationszeit nach de Martonne (in der Berechnung nach Gauer und Aldinger (Hrsg.) 2005, S. 52)
<i>tvz</i>	[°C]	Temperatur in der Vegetationszeit
<i>n_j</i>	[mm]	Jahresniederschlagssumme
<i>n_vz</i>	[mm]	Niederschlagssumme in der Vegetationszeit
<i>kwb_j</i>	[mm]	Klimatische Wasserbilanz des Jahres
<i>kwb_vz</i>	[mm]	Klimatische Wasserbilanz in der Vegetationszeit
<i>delta_t</i>	[K]	mittlere Temperaturdifferenz zwischen Januar und Juli

Ausgeführt wurde die statistische Modellierung mit der Funktion `lm` der Statistiksoftware R (Vers. 3.6.1, R Core Team 2019). Bodenchemische Kenngrößen zur Charakterisierung des Bodennährstoffgehaltes standen nur für ein kleineres Teilkollektiv der Versuche zur Verfügung (s. Kap. 4.4.2), weshalb deren Verwendung nicht in Betracht kam. Gemessene bodenphysikalische Kenngrößen zur Wasserspeicherfähigkeit der Böden, wie z. B. eine nach Labormethoden bestimmte nutzbare Feldkapazität (nFK) zur Kennzeichnung des Bodenwasserspeichers, lagen generell nicht vor. Deshalb wurden zur Charakterisierung der Nährstoffversorgung und des Wasserhaushaltes der Böden die kategorialen Einstufungen der forstlichen Standortkartierung als erklärende Variablen verwendet, die für alle Versuchsflächen vorhanden waren. Zur Vereinheitlichung der Kartierungsergebnisse unterschiedlicher Bundesländer wurden sie in die Wasserhaushalts- und Nährstoffstufen einer bundesländerübergreifende Klassifizierung übersetzt (Wolff et al. 1998). Die Belegung der Nährstoff- und Wasserhaushaltsstufen mit Beobachtungen wurde bereits dargestellt (s. Kap. 4.2). Daneben stand die nach morphologischen Merkmalen bestimmte Humusform für alle Versuchsflächen zur Verfügung, die grundsätzlich ebenfalls als kategoriale erklärende Variable der Wuchsleistung in Frage käme. Als eine Kovariable wurde der zeitliche Abstand des Keimjahres des Versuchsbestandes vom Zeitpunkt der letzten im Modell verwendeten SI-Beobachtung hinsichtlich eines Effekts auf die Höhenwuchsleistung überprüft. Dahinter stand die Hypothese, dass ein weniger weit zurückliegendes Keimjahr auf bessere durchschnittliche Wuchsbedingungen des Bestandes z. B. infolge von Stickstoffeinträgen und eines bereits eingetretenen moderaten Temperaturanstieges schließen ließe (Schmidt 2020). Hinsichtlich der Klimavariablen wurde auf 30-jährige Mittelwerte der Klimareferenzperiode 1961 - 1990 für die Wuchsbezirke zurückgegriffen, in denen die beobachteten Versuchsflächen liegen (Gauer u. Aldinger (Hrsg.) 2005). Hierbei handelte es sich um intervallskalierte Kovariablen, deren Wertebereiche für das verfügbare Datenmaterial bereits dargestellt worden ist (s. Kap. 4.2).

Im Rahmen von Vorüberlegungen wurden insbesondere mögliche Korrelationen zwischen den Variablen der Standortmerkmale geprüft. Die Häufigkeiten der Humusformen über den Nährstoffstufen (Abb. 13, links) legten einen Zusammenhang beider Merkmale nahe.

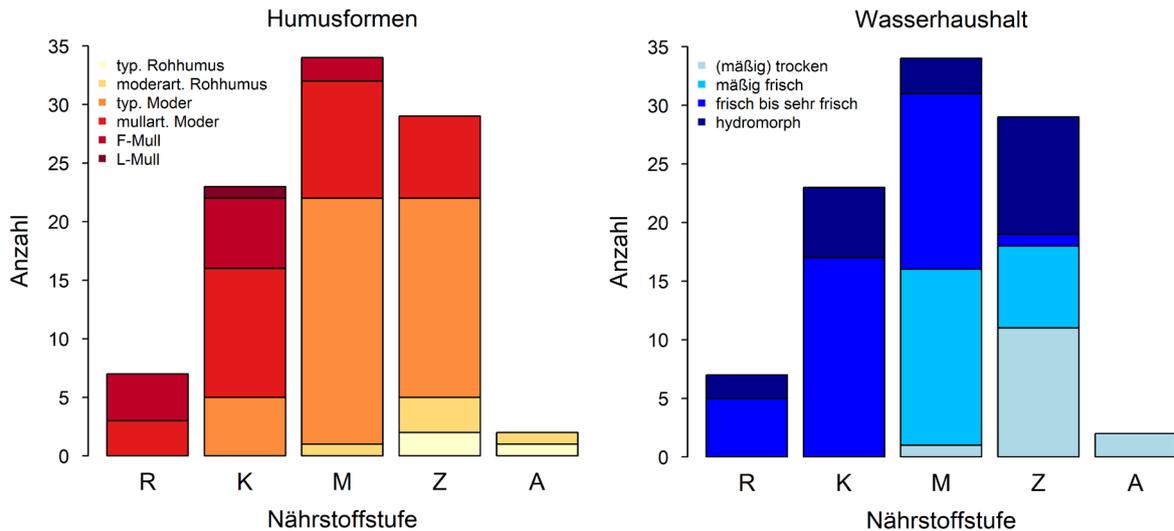


Abbildung 13: Beobachtete Häufigkeiten der Humusformen (links) und der Wasserhaushaltsstufen (rechts) über den Nährstoffstufen

Günstige Humusformen wurden deutlich öfter bei besserer Nährstoffversorgung beobachtet und ungünstige Humusformen auf schlechter nährstoffversorgten Standorten. Die statistische Überprüfung der Hypothese eines Zusammenhangs beider Variablen setzte die Aggregation der Humusformen „Rohhumus“ und „rohhumusartiger Moder“ zu „rohhumusartigen Humusformen“ und von „mullartigem Moder“ und beider Mull-Humusformen zu „mullartigen Humusformen“ voraus, um in einer Kreuztabelle beider Merkmale eine für die verlässliche Anwendung des χ^2 -Tests ausreichende Besetzung der Felder zu erzielen. Der Test ergab ein χ^2 von 50,19 bei 8 Freiheitsgraden und einem p-Wert $< 0,001$, was zur Ablehnung der Null-Hypothese keines Zusammenhangs beider Variablen führte. Der Phi-Wert als Quadratwurzel des Quotienten aus χ^2 und der Anzahl der Beobachtungen ist für nominal skalierte Variablen dem Korrelationskoeffizienten intervallskalierter Variablen vergleichbar. Sein Betrag von 0,73 deutete auf einen starken Zusammenhang zwischen der Nährstoffstufe des Standortes und der Ausprägung der Humusform hin. Aufgrund dessen sollten in einer Modellbildung nicht beide Variablen gleichzeitig verwendet werden. Inhaltlich bleibt festzuhalten, dass die beobachteten Roteichenbestände nicht durchgängig ungünstige, sondern sehr differenzierte Humusformen aufwiesen, deren Ausprägung von der Nährstoffstufe des Standortes nicht unabhängig war.

In der Häufigkeitsverteilung der Stufen des Wasserhaushalts über den Nährstoffstufen deutete sich ebenfalls eine Korrelation an (Abb. 13, rechts). Hier waren für einen gültigen χ^2 -Test inhaltlich sinnvolle Zusammenfassungen folgender Wasserhaushaltsstufen zu jeweils einer Kategorie vorgenommen worden: „trocken“ und „ziemlich trocken“ zu „mäßig trocken“ sowie „frisch“, „sehr frisch“ und „staufrisch“ (tiefsitzender, positiv wirksamer Tageswasserrückstau) zu „frisch bis sehr frisch“ und die weiteren stau- und grundwasserbeeinflussten Standorte „staunass“, „grundfrisch“ und „grundfeucht“ zu „hydromorph“. In der ursprünglichen Form erhalten blieb die stark besetzte Klasse „mäßig frisch“. Der Test ergab ein χ^2 von 59,99 bei 6 Freiheitsgraden und einem p-Wert $< 0,001$. Der resultierende Phi-

Wert von 0,80 deutete auf einen starken Zusammenhang zwischen Nährstoff- und Wasserhaushaltsstufe hin. Trotzdem sollte die Nährstoffstufe als in der Praxis für die standortgerechte Baumartenwahl bedeutendes Merkmal zunächst in der Modellbildung berücksichtigt bleiben.

Die Modellanpassung startete mit einer größeren Zahl klimatischer Variablen, unter denen teilweise ebenfalls Korrelationen zu vermuten waren. Ausgehend von diesem überparametrisierten Ausgangsmodell wurde eine Variablenselektion und Modellvereinfachung mit der Prozedur ‚step-AIC‘ (direction = c(‚both‘, ‚backward‘, ‚forward‘)) der Statistiksoftware R durchgeführt. Der Maßstab der Modellauswahl ist in dieser Prozedur das AIC als ein relatives Maß, das eine Modellvereinfachung zu dem damit verbundenen Verlust von Erklärungskraft ins Verhältnis setzt. Ein Modell mit einem geringeren AIC wurde bevorzugt. Weitere Kriterien der Modellauswahl waren das korrigierte Bestimmtheitsmaß R^2 sowie bezüglich der Auswahl erklärender Variablen ein signifikanter Erklärungsbeitrag und Unkorreliertheit. Die Normalverteilung der Residuen mit dem Erwartungswert Null und deren Varianzhomogenität bzw. Unverzerrtheit wurde als formale Voraussetzungen eines gültigen Modells selbstverständlich geprüft.

4.7.9 Laborversuch zur Streuzersetzung und Kohlenstoffverfügbarkeit

In dem Laborversuch zur Überprüfung von Unterschieden der Streuzersetzung und Kohlenstoffverfügbarkeit auf demselben Standort in Abhängigkeit einer Bestockung mit Roteiche bzw. Traubeneiche wurden die Proben der Bestände zunächst getrennt nach den einzelnen Humushorizonten und Mineralbodenschichten im Labor analysiert. Die Durchführung der Laboranalysen erfolgte im Umweltlabor der NW-FVA nach einem bei Mindrup et al. (2001) für den Auflagehumus beschriebenen methodischen Ansatz, der hier auch auf den oberen Mineralboden übertragen wurde. Im Einzelnen wurden folgende Kenngrößen analysiert: Gesamtgehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) und Kohlenstoff in der mikrobiellen Biomasse (C_{mik}) nach Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode (Vance et al. 1987, Ottow 2011, S. 38ff.). Der mikrobielle Kohlenstoff wurde als $2,22 \times E_c$ (Wu et al. 1990) berechnet, wobei E_c die Differenz zwischen extrahiertem organischem Kohlenstoff des begasteten Bodens und extrahiertem organischem Kohlenstoff des nicht begasteten Bodens ist. Die CO_2 -Basalatmung der Proben wurde nach Bebrütung bei einer unterstellten Jahresmitteltemperatur von 10 °C und Rückrechnung der Raten nach der V'ant Hoff'schen Regel errechnet. Die Messungen erfolgten gaschromatografisch (mit Wärmeleitfähigkeitsdetektor) nach Anreicherung in Bebrütungsgefäßen.

Die ermittelten Kohlenstoffmengen wurden bezogen auf die Trockensubstanz der Humusaufgabe und die Beprobungstiefe des Mineralbodens von 15 cm in Hektarwerte umgerechnet. Dabei wurden zur Näherung und als Ersatz einer fehlenden individuellen Bestimmung die mittleren Trockenrohdichten und Skelettgehalte der Tiefenstufen des Mineralbodens der entsprechenden Substratgruppen der BZE II (Evers et al. 2013, Evers et al. 2019, S. 17ff.) angenommen. Die im Laborexperiment registrierte Basal-

atmung der Proben wurde im Sinne einer zeitlichen Normierung auf ein Jahr hochgerechnet (Mindrup et al. 2001), während andere Autoren die Basalatmung auf Stundenwerte beziehen (z. B. Ottow 2011, S. 257).

Für die statistischen Analysen wurden nach fachlicher Beratung (Zederer 2019, mündliche Mitteilung) die in der Beprobung und den Laboruntersuchungen zunächst getrennt behandelten Horizonte des Auflagehumus und die oberen Mineralbodenschichten zusammengefasst. Diese aggregierten Ergebnisse der Laboranalysen wurden mittels zweifaktorieller Varianzanalyse im Hinblick auf Effekte der Faktoren Baumart (Roteiche versus Traubeneiche) und Standortgüte (nährstoffkräftiger, frischer versus ziemlich armer, mäßig trockener Standort) und deren Wechselwirkung statistisch überprüft. Zielvariablen waren die Mächtigkeit der organischen Auflage, der Vorrat an organischem Kohlenstoff, der Vorrat an mikrobiellem Kohlenstoff, die Basalatmung und der daraus abgeleitete metabolische Quotient sowie die Kohlenstoffverfügbarkeit. Außerdem wurden analog lineare Modelle mit den in der Varianzanalyse verwendeten Faktoren angepasst, u. a. für die Ermittlung eines Bestimmtheitsmaßes R^2 als Maß der Erklärungskraft des Modells. Die des Weiteren angewendeten multiplen Post-hoc-Mittelwertvergleiche Tukey-Test und paarweiser T-Test mit Bonferroni-Korrektur lieferten konservative Schätzungen für die Signifikanz von Mittelwertunterschieden.

5 Ergebnisse ertragskundlicher und standörtlicher Untersuchungen

5.1 Teilfunktionen des Einzelbaumsimulators

5.1.1 Alters-Höhenbeziehung

Für die Modellierung der Alters-Höhenbeziehung der Roteiche in Nordwestdeutschland wurden die in Kap. 4.7.2 beschriebenen nichtlinearen Funktionen und Methoden auf die Datengrundlage angewendet. Nicht bewährt hat sich die vierparametrische Chapman-Richards-Funktion (CR4) in der Grundform, deren Anpassungsversuch an die Daten keine Konvergenz erreichte. In der modifizierten Form nach Fischer u. Schönfelder (2017) konvergiert die Funktion. Wahrscheinlich auch durch Limitierungen der vorhandenen Daten, in denen z. B. Spitzenhöhen im jungen Altersbereich, in dem mutmaßlich der Wendepunkt der Höhenentwicklung liegt, kaum repräsentiert sind, ergibt sich kein biologisch plausibler Funktionsverlauf durch den Koordinatenursprung (Abb. 14).

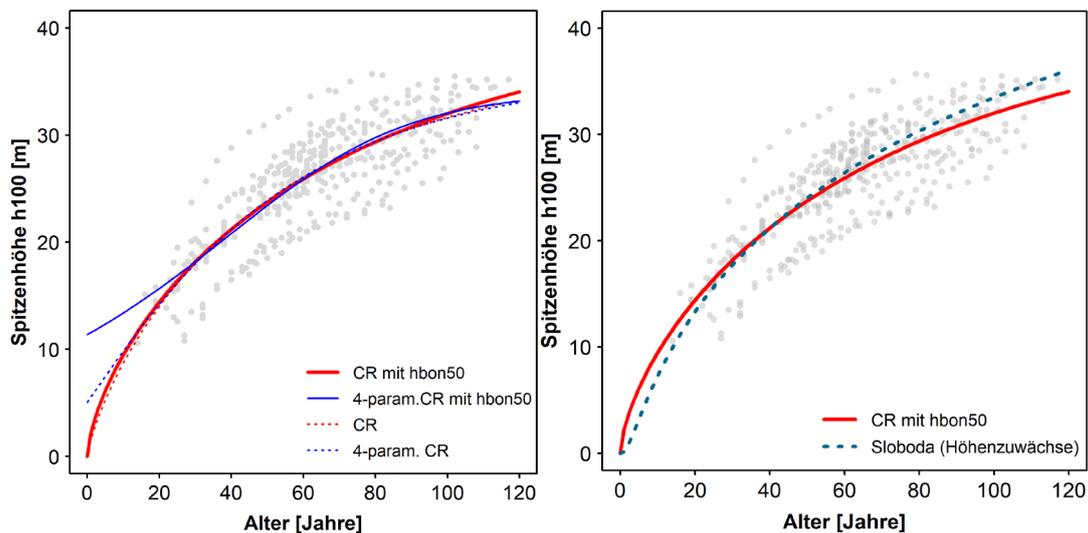


Abbildung 14: Beziehung zwischen Alter und Spitzenhöhe h_{100} von Roteichenbeständen; Parametrisierung verschiedener Wachstumsfunktionen mit nichtlinearer Regression; links: drei- und vierparametrische Chapman-Richards-Funktion, modifiziert nach Fischer u. Schönfelder 2017 (CR) mit und ohne Berücksichtigung der mittleren Höhenbonität der Parzelle im Asymptoten-Parameter, rechts: Vergleich zwischen dreiparametrischer CR mit Höhenbonität in der Asymptote und der Sloboda-Funktion, parametrisiert mit jährlichen h_{100} -Veränderungen

Die dreiparametrische Chapman-Richards-Funktion mit der bewährten multiplikativen Verknüpfung der absoluten Höhenbonität (Biging 1985) zum Alter 50 Jahre (h_{bon50}) mit dem a -Parameter passt sich den Daten relativ gut an. Durch die Einbeziehung der h_{bon50} reduziert sich der Modellfehler erheblich (Nagel 1994, Westphal 1997, Nagel 1999, Döbbeler et al. 2003). Der Versuch, im Rahmen eines gemischten nichtlinearen Modells zusätzlich einen Zufallseffekt der Versuchsparzelle auf den a -Parameter einzuführen, was angesichts häufiger Wiederholungsaufnahmen formal angezeigt erschien, führte nicht zur Konvergenz.

Für die vierparametrische CR-Funktion in der Form nach Fischer u. Schönfelder (2017) ergibt die Verknüpfung des a -Parameters mit der h_{bon50} dagegen im Altersbereich bis 30 Jahre einen noch weniger

plausiblen Verlauf als ohne. Damit erweist sich von den getesteten Varianten der CR-Funktionen die dreiparametrische Funktion mit der *hbon50* in multiplikativer Verknüpfung mit dem *a*-Parameter hinsichtlich Modellfehler und Gesamtverlauf als die geeignetste Option.

Eine Alternative für die funktionale Abbildung der Alters-Höhenbeziehung stellt die Sloboda-Funktion (Abb. 14, rechts) dar. Die Funktion trifft den Koordinatenursprung, zeigt einen deutlichen Wendepunkt und zu geringen Altern auch ohne Datenabdeckung dieses Bereiches einen plausiblen, weniger steilen Verlauf als die CR3. Dagegen erscheint bei ihr die Höhenzunahme im Bereich hoher Alter noch sehr stark.

Alle getesteten Funktionen, für die Parameter bestimmt werden konnten, sind in einer Übersicht zusammengestellt (Tab. 16).

Tabelle 16: Parameterschätzungen verschiedener Modellanpassungen der Alters-Höhenbeziehung für Roteiche in Nordwestdeutschland

Funktion	Modellformulierung	Parameterschätzung (Signifikanz)	Standard- fehler	Frei- heits- grade	RMSE
CR3	$h_{100} = a \cdot (1 - e^{-k \cdot t})^p$	a = 37,3119 (***) k = 0,0165 (***) p = 0,7734 (***)	2,2843 0,0041 0,1050	422	2,85
CR3 hbon	$h_{100} = a \cdot h_{bon50} \cdot (1 - e^{-k \cdot t})^p$	a = 1,7461 (***) k = 0,0110 (***) p = 0,6564 (***)	0,0596 0,0013 0,0280	422	0,89
CR4 FS ¹	$h_{100} = (a \cdot (1 + m \cdot e^{\frac{zm}{a \cdot h_{bon}}})^{(t_w - t) \cdot (m+1)^{(1 + \frac{1}{m})}} - \frac{1}{m})$	a = 35,7359 (***) m = -0,7446 zm = 0,4854 t _w = 1,3865	3,1353 1,2363 0,4507 29,6638	421	2,85
CR4 FS hbon	$h_{100} = (a \cdot h_{bon50} \cdot (1 + m \cdot e^{\frac{zm}{a \cdot h_{bon}}})^{(t_w - t) \cdot (m+1)^{(1 + \frac{1}{m})}} - \frac{1}{m})$	a = 1,4222 (***) m = 2,5729 (***) zm = 0,2649 (***) t _w = 39,7075 (***)	0,0141 0,3164 0,0046 1,6852	421	0,88
Sloboda ² (Zuwachs)	$ih_{100} = p_0 \cdot \frac{h_{100}}{t^{p_1}} \cdot \frac{\ln(65^{p_2})}{h_{100}}$	p ₀ = 0,3566 (*) p ₁ = 1,1843 (***) p ₂ = 1,5075 (**)	0,1529 0,1382 0,5709	336	0,12

(***): höchst signifikant, p < 0,001; (**): hoch signifikant, p < 0,01; (*): signifikant, p < 0,05; (n.s.): nicht signifikant

¹ modifizierte Form nach Fischer u. Schönfelder (2017)

² andere Zielvariable: *ih100* als jährliche *h100*-Veränderung zwischen zwei Aufnahmezeitpunkten

5.1.2 Kronenbreite

Für die Schätzung der Kronenbreite lieferte das nichtlineare Simulatormodell aus BWinPro/TreeGrOSS in der einfachsten Form ohne Link-Funktion ein inhaltlich plausibles Modell, das jedoch an einer deutlichen Heteroskedastizität der Residuen litt und deshalb als formal ungültig verworfen werden musste. Dieses Problem ließ sich durch die Anwendung der Kovarianzstruktur ‚varFixed‘ auf den BHD beheben, die innerhalb der R-Funktion ‚glns‘ der nichtlinearen Regression zur Verfügung steht. Damit wird eine Varianzstruktur unterstellt, bei der die Varianz-Kovariate einmalig bei der Initialisierung evaluiert wird und danach festgelegt bleibt (R-Funktion ‚glns‘ aus dem Paket ‚nlme‘, Pinheiro et al. 2019). Ein zusätzlich zum BHD um die Kovariable Baumhöhe erweitertes nichtlineares Modell konvergiert mit der Prozedur ‚glns‘ nicht.

Die Unterscheidung nach Ober- und Unterstand in den empirischen Daten ließ für Unterstandsbäume die Tendenz zu größeren Kronenbreiten vermuten. Deshalb wurde für die Schätzung von Kronenbreiten „typischer“, i. S. frei erwachsener Roteichen das nichtlineare, ausschließlich BHD-abhängige Simulatormodell mit derselben Kovarianz-Struktur in einer zweiten Version ausschließlich mit den Kronenbreiten des Oberstandes angepasst (ohne Abbildung). Diese Version schätzt im BHD-Bereich von < 20 cm geringere Kronenbreiten. Der weitere Funktionsverlauf ist mit dem Modell auf der Basis aller Beobachtungen weitgehend identisch. Ein Vorteil des nichtlinearen Ansatzes ist das biologisch plausible Verhalten im Bereich sehr kleiner Durchmesser einschließlich des Verlaufs durch den Koordinatenursprung. Gegenüber dem bisher in BWinPro/TreeGrOSS für die Roteiche verwendeten nichtlinearen Modell der heimischen Eichenarten werden mit der neuen Funktion im BHD-Bereich zwischen 10 und 50 cm geringere Kronenbreiten für Roteichen geschätzt, während sich für stärkere Bäume nunmehr breitere Kronen ergeben als vorher.

Als erster Ansatz eines linearen Kronenbreitenmodells analog dem linearen Simulatormodell wurde für eine explorative Übersicht über die Modelleffekte ein generalisiertes additives Modell (GAM) angepasst, vorerst ausschließlich unter Einbeziehung des BHD. Diese einfache Modellform erreichte ein korrigiertes Bestimmtheitsmaß von 77 %, eine erklärte Streuung gleicher Größenordnung und führte, trotz seiner grundsätzlich hohen Flexibilität, zu einem nahezu linearen Verlauf über dem Durchmesser (s. Abb. 15, rechts).

Gemischte generalisierte lineare Modelle (GAMM) höherer Komplexität, formal grundsätzlich zur Abbildung der vorliegenden hierarchischen Datenstrukturen besser geeignet, führten auch bei Einbeziehung weiterer erklärender Variablen wie der Baumhöhe (nicht grafisch dargestellt) zu verzerrten Globalmodellen. Dadurch sind sie in einem unabhängigen Kontext von den bei der Parametrisierung verwendeten Zufallseffekten nicht verwendbar und als Prognosemodell unbrauchbar. Beispielhaft verdeutlicht wird diese Problematik am Globalmodell der einfachsten Version eines GAMM nur mit dem

BHD als erklärender Variable und dem hierarchischen Zufallseffekt „Versuchspartelle in Versuch“ (Modellbezeichnung „gamre“) im Vergleich zum geglätteten Modellverlauf mit Zufallseffekt (ebenfalls Abb. 15, rechts).

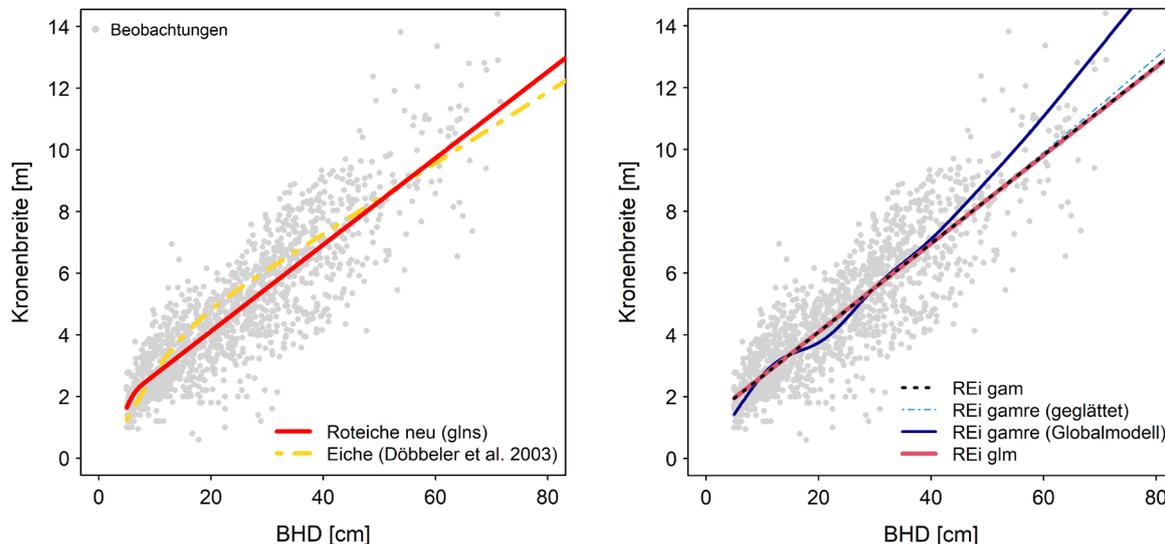


Abbildung 15: Anpassung der nichtlinearen Simulator-Funktion für Roteiche (gnls) im Vergleich zur bisher in BWin-Pro/TreeGrOSS verwendeten nichtlinearen Funktion der heimischen Eichenarten (links) und (rechts): Lineare Modelle der Kronenbreite der Roteiche: Generalisiertes additives Modell ohne Zufallseffekte („gam“), gemischtes generalisiertes lineares Modell mit hierarchischem Zufallseffekt ‚Versuchspartelle in Versuch‘ („gamre (geglättet)“ und „gamre (Globalmodell)“) und sowie verallgemeinertes lineares Modell („glm“)

Ein lineares Modell der einfachsten Form (LM) musste aufgrund über den Vorhersagen nicht normal verteilter Residuen verworfen werden. Ein verallgemeinertes lineares Modell (GLM), ebenfalls nur mit dem BHD als unabhängige Variable, führt zu dem exakt gleichen Verlauf wie das einfache GAM (s. Abb. 15, rechts). Es unterstellt eine Gamma-Verteilung der Zielvariablen und bildet die Fehlerstruktur dadurch zutreffend ab. Die Residuen dieses Modells mit einem Modellfehler (RMSE) von 1,1 m erwiesen sich nunmehr als unverzerrt gegenüber den Vorhersagen und ebenfalls unabhängig von nicht im Modell verwendeten weiteren potenziellen Einflussgrößen wie Baumhöhe, Alter, Keimjahr und Geländehöhe. Damit sind wichtige formale Anforderungen an ein gültiges Modell erfüllt, allerdings bleibt die geclusterte Datenstruktur unberücksichtigt, da keine Zufallseffekte enthalten sind (Anhang, Anlage 2). Versuche, diese im Rahmen gemischter linearer Modelle zu berücksichtigen (R-Paket ‚glme‘) führten wiederum zu deutlichen Verzerrungen der Residuen (ohne Darstellung), weshalb schließlich die Version ohne Zufallseffekte beibehalten wurde. Darüber hinaus wurde die Einbeziehung weiterer Kovariablen wie Baumhöhe, Alter, Keimjahr und Geländehöhe geprüft (Sprauer 2013), die potenziell einen Einfluss auf die Kronenbreite ausüben. Dies führte jedoch bei nur wenig verringerten Modellfehlern erneut zu stärker verzerrten Residuen und ergab deshalb keine verwertbaren Modelle. Damit bleibt es für ein lineares Simulatormodell bei der GLM-Version ohne Zufallseffekte, mit ausschließlich dem BHD als erklärender Variable der Kronenbreite. Es handelt sich um ein sehr einfaches und robustes Modell mit dem Nachteil, dass der Koordinatenursprung nicht getroffen wird, was sich in einer

Überschätzung der Kronenbreiten sehr kleiner BHD des Nichtderbholzbereiches auswirkt. Für BHD ≥ 7 cm ist der Funktionsverlauf dagegen identisch mit der neu angepassten nichtlinearen Simulatorfunktion (s. Abb. 15, rechts). In Tabelle 17 sind die Parameterschätzungen der drei für eine weitere Verwendung grundsätzlich geeigneten Kronenbreitenmodelle zusammengestellt. Aufgrund der angeführten Vorteile wird im Folgenden für die Herleitung der Kronenmantelfläche und im Zusammenhang mit der Bestimmung maximaler Dichten von Roteichenbeständen die neue lineare Funktion, parametrisiert auf der Grundlage aller Kronenbreitenmessungen von Ober- und Unterstand weiterverwendet.

Tabelle 17: Parameterschätzungen der Kronenbreitenmodelle für Roteiche in Nordwestdeutschland, die grundsätzlich für eine weitere Verwendung vorgeschlagen werden (Variablen: Kb / Kb_O = Kronenbreite / Kronenbreite Oberstand)

R-Funktion	Modellformulierung	Parameterschätzung (Signifikanz)	Standardfehler	FG	RMSE
GLM (,Gamma', link ,identity') (BHD)	$Kb = a + b \cdot BHD$	a = 1,2367 (***) b = 0,1430 (***)	0,0428 0,0024	1411	1,0993
nicht-linear (,glns', link ,varFixed (~BHD)') (BHD)	$Kb = (a + b \cdot BHD) \cdot (1 - e^{-e^{(\ln(\frac{BHD}{c})d)})}$	a = 1,3068 (***) b = 0,1405 (***) c = 4,1168 (***) d = 2,7071	0,0547 0,0024 0,7431 1,7570	1408	1,0990
nicht-linear, Oberstand (,glns', link ,varFixed (~BHD)') (BHD)	$Kb_O = (a_1 + b_1 \cdot BHD) \cdot (1 - e^{-e^{(\ln(\frac{BHD}{c_1})d_1)})}$	a ₁ = 1,2412 (***) b ₁ = 0,1435 (***) c ₁ = 6,6477 (***) d ₁ = 1,3323 (*)	0,2053 0,0055 1,0813 0,4875	1003	1,1371

(***): höchst signifikant, $p < 0,001$; (**): hoch signifikant, $p < 0,01$; (*): signifikant, $p < 0,05$; (n.s.): nicht signifikant

Ein Modell auf der Basis des GLM, das zusätzlich die Klassifikation in Z-Bäume und Füllbestandsbäume als Faktor berücksichtigt, ist nicht als Prognosemodell für die Anwendung im Wachstumssimulator vorgesehen, sondern dient vielmehr einer differenzierteren Datenbeschreibung und lässt eine unterschiedliche Entwicklung der Kronenbreiten beider Baumklassifikationen mit dem BHD zu. Die Vorhersagen dieses Modells bestätigen deutliche Unterschiede zwischen Z- und Füllbestandsbäumen in den BHD-abhängigen Kronenbreiten (Abb. 16).

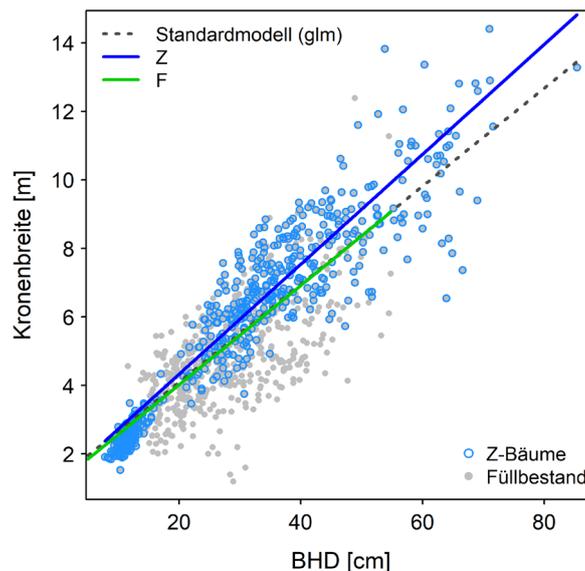


Abbildung 16: Modellierte Kronenbreiten bei Berücksichtigung der Baumklassifikation in „Z-Baum“ und „Füllbestandsbaum“ im Vergleich zur Gesamtanpassung des neuen linearen Simulatormodells (glm) ohne diese Unterscheidung

Diese äußern sich für Z-Bäume in einer signifikant stärkeren Zunahme der Kronenbreite mit dem BHD, während der Funktionsverlauf für die Füllbestandsbäume nahezu exakt mit der neuen linearen Gesamtfunktion übereinstimmt. Darin drückt sich eine über den BHD hinausgehende, durch die Gesamtfunktion nicht erfasste Abhängigkeit der Kronenbreite von der Freistellung aus, wenn man begründet davon ausgeht, dass Z-Bäume im Rahmen von Durchforstungen regelmäßig mehr Standraum erhalten als Füllbestandsbäume. Daraus resultiert ein gegenüber dem Füllbestand früheres Erreichen gleicher Durchmesser an den Z-Bäumen, dessen Voraussetzung der forcierte horizontale Kronenausbau ist.

5.1.3 Kronenansatz und Bekronungsgrad

Der erste Versuch der Neuanpassung des Simulatormodells des Kronenansatzes der Roteiche mit der unveränderten, bisher in BWinPro/TreeGrOSS verwendeten Funktionsform musste aufgrund von Verzerrungen in den Residuen verworfen werden. Das beste Ergebnis lieferte schließlich wiederum ein verallgemeinertes nichtlineares Modell (Generalized nonlinear least squares fit; R-Funktion ‚gnls‘ des R-Pakets ‚nlme‘, Pinheiro et al. 2019) mit einer Varianzmodellierung, diesmal mithilfe der Varianzfunktion „power-of-the-mean“ (= ‚varPower‘). Dabei ist die Varianz-Kovariable v der geschätzte Erwartungswert des Kronenansatzes und δ ein Varianzparameter. Der Schätzwert dieses Varianzparameters δ beträgt 0,5088116. Das um die Varianzmodellierung erweiterte Modell nimmt die folgende Form an:

$$ka = h \cdot \left(1 - e^{-|p_0 + p_1 \frac{h}{d} + p_2 \cdot d + p_3 \cdot \ln(h100)|} \right) + \varepsilon ; \quad \varepsilon \sim N(0, \sigma^2 |v|^{2\delta}) \quad (37)$$

Von den Koeffizienten des neuen Kronenansatzmodells ist p_0 nicht signifikant, p_1 bis p_3 sind hingegen höchst signifikant ($p < 0,001$; s. Tab. 18). Bei 7.942 Freiheitsgraden hat das Modell einen mittleren Modellfehler (RSME) von 0,60142 m.

Tabelle 18: Koeffizienten der neu parametrisierten Kronenansatzfunktion für Roteiche

Parameterschätzung (Signifikanz)	Standardfehler
$p_0 = -0,0348$ (n.s.)	0,05481
$p_1 = 0,2245$ (***)	0,02001
$p_2 = -0,0031$ (***)	0,00048
$p_3 = 0,2324$ (***)	0,01804

(***) : höchst signifikant, $p < 0,001$

Die Vorzeichen der Koeffizienten sind in ihrer biologischen Aussage plausibel. Eine Zunahme des BHD unter Konstanz der anderen Parameter wirkt negativ, was niedrigere Kronenansätze und längere Kronen bzw. höhere Bekronungsgrade für dickere Bäume bedeutet. Dagegen sind höhere Schlankheitsgrade sowie eine größere Spitzenhöhe des Bestandes mit höheren Kronenansätzen, kürzeren Kronen bzw. geringeren Bekronungsgraden verbunden, was sich in den positiven Vorzeichen ihrer Koeffizienten ausdrückt.

Die Modellresiduen (Anhang, Anlage 3) über den Vorhersagen zeigen nach Einführung der Varianzmodellierung im Gegensatz zu dem vorherigen einfachen Modellansatz nunmehr keine systematischen Abweichungen mehr vom Erwartungswert Null. Ebenso verhält es sich mit den vorher vor allem über dem Alter, aber auch dem H/BHD-Wert und der Baumhöhe auftretenden Verzerrungen, die auf diese Weise beseitigt werden konnten. In den empirischen Daten sind die relativen Kronenlängen, im Folgenden auch als Bekronungsgrade (BG) bezeichnet, an sehr jungen Bäumen vergleichsweise hoch und nehmen zunächst bis zum Alter von ca. 35 Jahren ab (Abb. 17). Anschließend ist wieder eine Zunahme der BG zu verzeichnen und ab einem Alter von ca. 55 Jahren treten kaum noch Veränderungen auf. Dieses Phänomen betrifft Ober- und Unterstand gleichermaßen. Eine mögliche Erklärung liegt im zeitlichen Verlauf von Höhenentwicklung und Astreinigung. In jungen, noch unbehandelten Beständen schreitet die bei Dickungsschluss einsetzende natürliche Ausreinigung allmählich fort und ab einem bestimmten Zeitpunkt beginnt die Höhenverlagerung der Kronenansätze, das bereits nachlassende Höhenwachstum zu übertreffen. Bis zum Zeitpunkt der Erstdurchforstung wird dadurch ein lokales Minimum relativer Kronenlängen erreicht.

In der anschließenden Hauptpflegephase mit den ersten kräftigen Durchforstungen wird die weitere Astreinigung infolge temporärer Schlussunterbrechungen zunächst verzögert und die Bekronungsgrade steigen wieder an, um bei später nachlassender Durchforstungsstärke eine gewisse Konstanz zu erreichen. Ein Alterseffekt zur Beschreibung solcher Verläufe ist jedoch formal nicht zwingend erforderlich, angesichts eines auch ohne dessen explizite Berücksichtigung gegenüber dem Alter unverzerrten Modells (s. o.). Für ein robustes Prognosemodell wäre die Aufnahme des Alters in die Kronenansatzschätzung möglicherweise sogar problematisch z. B. im Hinblick auf abweichend behandelte oder

unbehandelte Bestände mit abweichender zeitlicher Entwicklung der Kronenansätze. Außerdem sind Artefakte in der Datengrundlage u. a. durch in den 1970er und 1980er Jahren komplett unterbliebene Kronenansatzmessungen nicht vollständig auszuschließen. Aus diesen Gründen wird an dem Modell ohne Alterseffekt festgehalten.

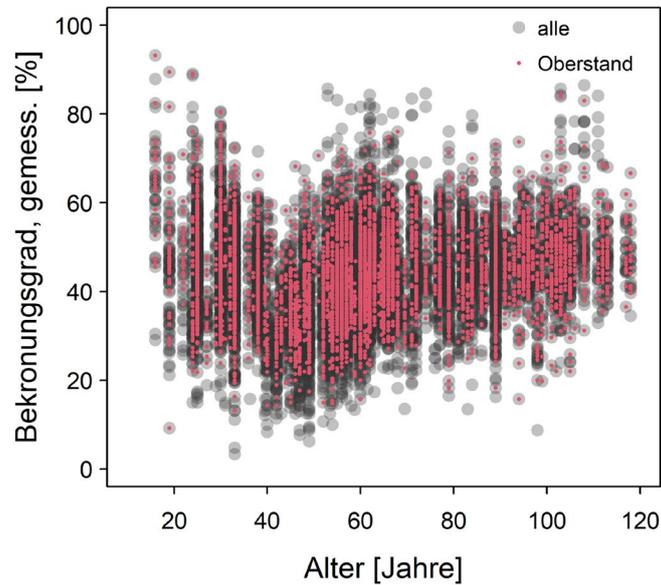


Abbildung 17: An Roteichen gemessene Bekronungsgrade über dem Alter; Oberstand zusätzlich in Rot markiert

Die Gegenüberstellung der Schätzungen der bisherigen BWinPro/TreeGrOSS-Parametrisierung und des neuen Kronenansatzmodells in Form der gut vergleichbaren BG unter Variation der erklärenden Variablen Höhe und BHD, die gemeinsam den H/BHD-Wert bestimmen, ermöglicht einen Vergleich der Sensitivität der Schätzungen des Bekronungsgrades beider Modellen gegenüber einer Variation der Einflussgrößen (Abb. 18). Die etwas unruhige Verläufe der Bekronungsgrade entstehen durch die genutzten Testdaten „mittlerer Baum“ (s. Kap. 4.6.5), die den mittleren BHD-Höhen-Verlauf der empirischen Datengrundlage mit nur leichter Glättung nachbilden.

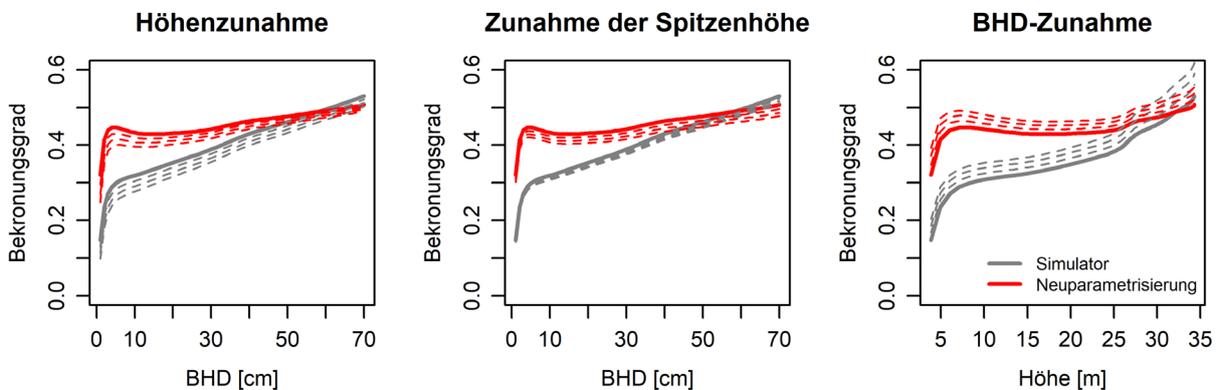


Abbildung 18: Modellvergleich und Sensitivitätsanalyse des bisherigen („Simulator“) und des neu parametrisierten Kronenansatz-Modells der Roteiche; durchgezogene Linien: mittlere Verhältnisse der empirischen Datengrundlage, gestrichelt: ein um 10, 20 bzw. 30 % höherer Wert der jeweils betrachteten Einflussgröße bei ansonsten konstanten Bedingungen

Im Modellvergleich ergeben sich durch die Neuparametrisierung bis zu einer Baumhöhe von ca. 32 m bzw. bis zu einem BHD von 60 cm deutlich höhere Bekronungsgrade und damit längere Kronen als nach dem alten Modell. Dabei fällt auf, dass nach dem alten Modell, beginnend bei geringen relativen Kronenlängen geringer dimensionierter Bäume, mit zunehmenden BHD bzw. Höhen stärkere Anstiege der BG zu verzeichnen waren. Nach dem neuen Modell fallen, ausgehend von bereits von vornherein längeren Kronen kleiner Bäume, die anschließenden Anstiege der Kronenlänge über dem BHD bzw. der Höhe etwas geringer aus. Dies dürfte sich bei Unterstellung gleicher Kronenbreiten auch in Unterschiede der mit Kronenlängen beider Modelle berechneten Kronenmantelflächen auswirken. Die Werte, die der BG für sehr starke Bäume annimmt, sind schließlich nach beiden Modellen wieder sehr ähnlich.

Gegenüber Veränderungen des H/BHD-Verhältnisses, der Höhe und des BHD behält das neue Modell eine plausible Sensitivität des Bekronungsgrades. Gegenüber dem alten Modell fällt diese jedoch etwas geringer aus. Dagegen ist die Abnahme des Bekronungsgrades mit zunehmender Spitzhöhe des Bestandes bei ansonsten gleichen Baumparametern nach dem neuen Modell etwas stärker. Auch als Folge der beschriebenen unterschiedlichen Verläufe mit von Beginn höheren Werten ist das Gesamtmittel der Bekronungsgrade nach den Vorhersagen des neuen Modells auf Grundlage der gemessenen Bäume um ca. 15 % größer, was den empirischen arithmetischen Mittelwert der Datengrundlage sehr gut wiedergibt.

5.1.4 Auswirkungen veränderter Kronendimensionen

Veränderte Modellschätzungen der Kronendimensionen wirken sich unmittelbar auf die Berechnung der Kronenmantelfläche der Lichtkrone als wichtigster Einflussgröße des Einzelbaumgrundflächenwachstumsmodells aus. Für einen Überblick über die sich ergebenden Veränderungen werden die Schätzungen der neuen mit denen der bisherigen Modelle von Kronenbreite und Kronenansatz miteinander verglichen und ebenso daraus resultierende Unterschiede der Kronenmantelflächen über dem BHD und der Baumhöhe (Abb. 19).

Nach den neuen Modellen kombinieren sich über einen weiten Durchmesser- und Höhenbereich niedrigere Kronenansätze und damit höhere BG mit nunmehr geringeren Kronenbreiten im BHD-Bereich bis zu 50 cm und etwas größeren Kronenbreiten bei darüber liegenden Durchmessern. Bei sehr starken Bäumen wiederum kombinieren sich die Veränderungen genau umgekehrt. Die Modifikationen durch die neuen Funktionen haben somit über den größten Bereich vorkommender Baumdimensionen einen gegenläufigen Einfluss, wodurch sich die Auswirkungen auf resultierende Kronenmantelflächen weitgehend ausgleichen und somit vergleichsweise gering bleiben. Durch den quadratischen Einfluss der Kronenbreite werden letztlich für Bäume geringerer Dimension jetzt ein wenig größere, für starke Bäume ein wenig geringere Kronenmantelflächen berechnet.

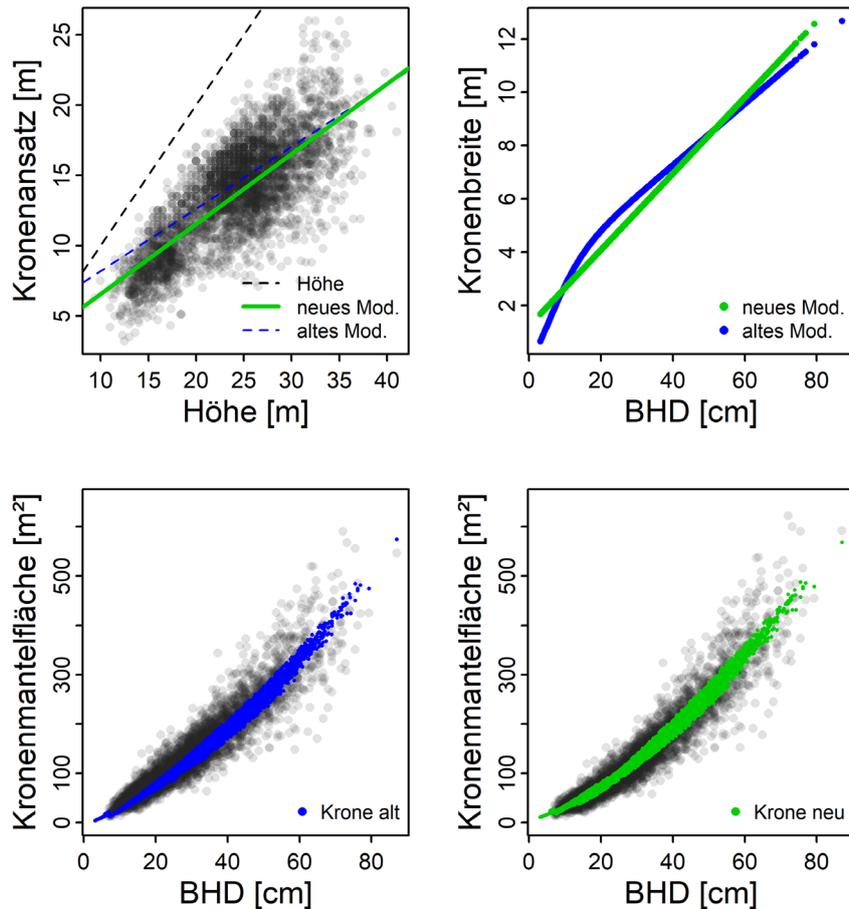


Abbildung 19: Vergleich der Schätzungen von Kronenansatz und Kronenbreite (oben) und unten: Kronenmantelflächen nach den bisherigen und den neuen Modellen für Kronenansatz und Kronenbreite

Die Kronendimensionen, insbesondere die Kronenbreite, wirken sich darüber hinaus auf die Berechnungen des Kronenkonkurrenzindex c_{66} und der Änderung der Konkurrenz nach Durchforstungseingriffen (kurz: Freistellung, c_{66c}) aus. Eine Gegenüberstellung von Konkurrenz und Freistellung nach bisheriger Berechnung und nach den neuen Kronendimensionen erlaubt die Bewertung der Veränderungen (Abb. 20). Die Streuung der Werte ohne gerichtete Abweichungen um die Winkelhalbierende würde auf unveränderte Schätzungen der Indizes hindeuten. Der vorliegende Schwerpunkt von Werten etwas unterhalb der Geradensteigung von 1 sowohl für den abstandunabhängigen als auch den abstandsabhängigen Kronenkonkurrenzindex und die zugehörigen Freistellungen deutet auf eine geringe systematische Verschiebung zu kleineren Konkurrenz- und Freistellungswerten nach neuer Berechnung hin. Einige auffallend nach oben abweichende Werte gehen auf frühe Aufnahmen des damals sehr jungen und stammzahlreichen Versuchs Hochstift 190 zurück. Im Bereich hier auftretender sehr kleiner BHD unter der Derbholzschwelle überschätzt das neue lineare Kronenbreitenmodell, u. a. aufgrund der neuen linearen Funktionsform und weil in die Parametrisierung der vorher genutzten Funktion der heimischen Eichen mehr Messungen im Nicht-Derbholzbereich eingeflossen waren.

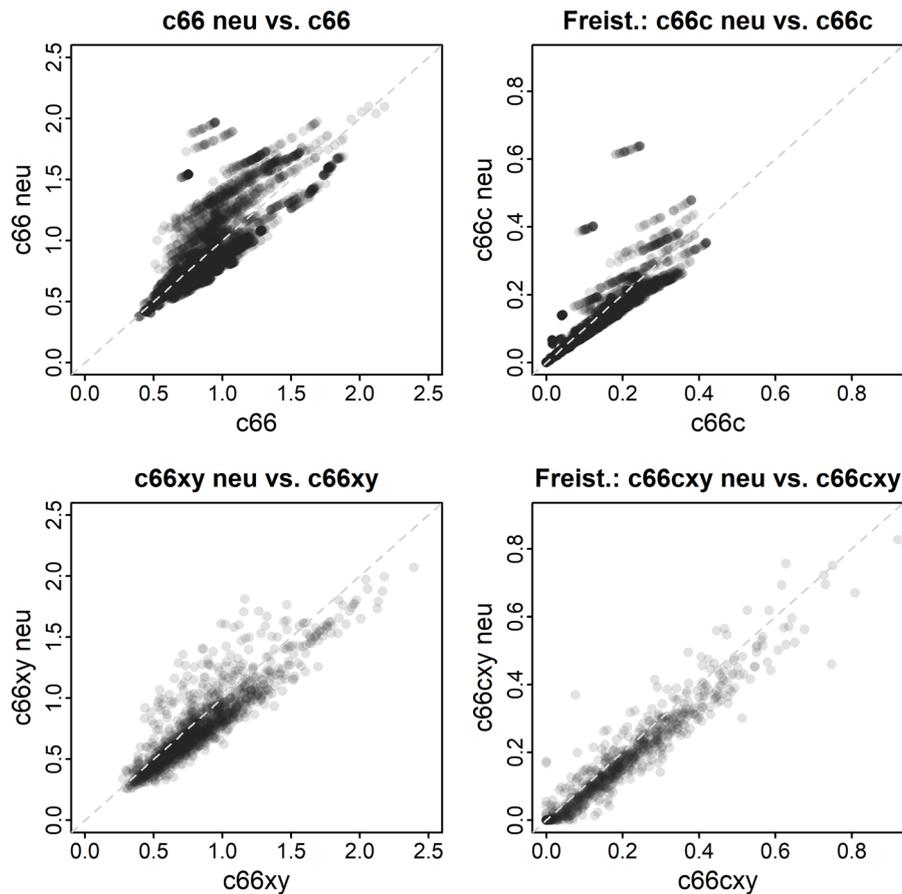


Abbildung 20: Gegenüberstellung von abstandsabhängiger und abstandsunabhängiger Konkurrenz und Freistellung, berechnet mit den bisherigen und den neuen Funktionen von Kronenbreite und Kronenlänge

5.1.5 Maximale Dichte von Roteichenbeständen

Eine maximale Bestandesdichte findet im Einzelbaumsimulator BWinPro/TreeGrOSS in zwei Bereichen Verwendung: Für die Initialisierung einer dichtebedingten Mortalität (Nagel 1999) sowie als Referenz der Dichtesteuerung der Bestände im Rahmen von Durchforstungskonzepten, deren relative Grundflächenhaltungen möglichst an der maximalen Grundfläche bei gegebener Spitzenhöhe und damit an der Leistungsfähigkeit des Standortes orientiert werden sollen (Hansen u. Nagel 2014, Wördehoff 2016). Zur Ableitung maximaler Bestandesdichten von Roteichen-Reinbeständen wurden sechs verschiedene Ansätze mit und ohne Berücksichtigung einer Höhen- bzw. Bonitätsabhängigkeit verfolgt, teils noch in unterschiedlichen Varianten (s. Kap. 4.7.4), deren Ergebnisse im Folgenden dargestellt werden.

Der erste Ansatz, der Reineke-Ausgleich unter Verwendung behandelter, aber ohne deutliche und anhaltende Schlussunterbrechung durchforsteter Versuchsflächen als lineare Regression der logarithmischen Stammzahl in Abhängigkeit des logarithmischen Mitteldurchmessers erreicht ein hohes Bestimmtheitsmaß ($R^2 = 0,97$) (Abb. 21, links). Die Gerade zeigt erwartungsgemäß eine stärkere Stammzahlabnahme mit dem d_g als die Referenz mit der Original-Steigung nach Reineke (1933) für vollbestockte, vollkommen unbehandelte Bestände. Durch Einsetzen der gefundenen Geradenparameter zu-

zätzlich der doppelten Standardabweichung des Mittelwertes der beobachteten Grundflächen in Formel (14) (Kap. 4.7.4) ergibt sich die Grundflächenformel für eine „obere“ Grundflächenhaltung durchforsteter Roteichenbestände in m^2 je ha in Abhängigkeit des dg mit folgenden Parametern:

$$G_{m\ddot{a}\beta Df} = e^{12,30787 - 1,85699 \cdot \ln(dg)} \cdot \frac{\pi}{4 \cdot 10000} dg^2 + 9,25 \quad (38)$$

Gegebenenfalls kann diese Beziehung als Referenz für die Durchforstungssteuerung von Roteichen-Reinbeständen genutzt werden, sie weist jedoch keinen Höhen- und damit Bonitätsbezug auf. Weiterhin ist zu beachten, dass es sich wie bei allen im Folgenden vorgestellten Ansätzen um die Modellierung der Gesamtgrundfläche einschließlich des Unterstandes handelt. Vorgaben von Zielgrundflächen für Hochdurchforstungen auf dieser Basis müssten daher eine Grundfläche des Unterstandes, der erhalten wird, als eine Art konstanten „Sockelbetrag“ berücksichtigen. Von in unbehandelten Roteichenbeständen maximal erreichbaren Grundflächenhaltungen bleibt das Ergebnis dieses Modellansatzes deutlich entfernt, wie ein Vergleich mit den Beobachtungen der Nullfläche und des A-Grades nahelegt (s. Abb. 21, rechts).

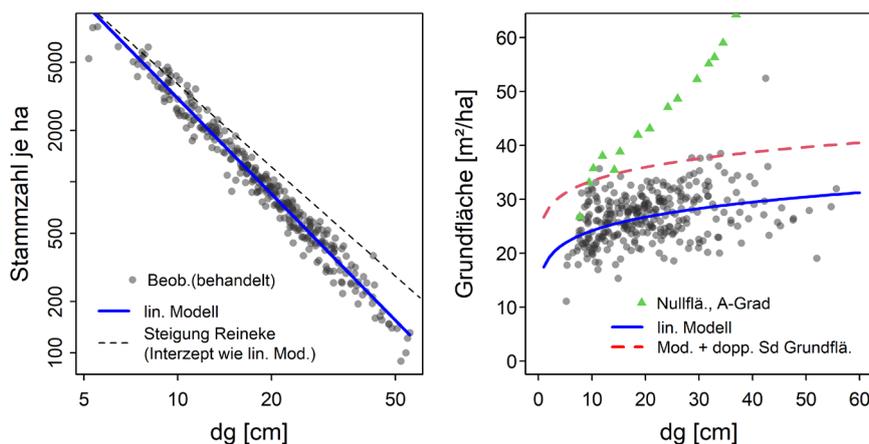


Abbildung 21: links: Stammzahlabnahme über dem Mitteldurchmesser für behandelte Roteichen-Reinbestände in Nordwestdeutschland im doppelt logarithmischen Koordinatensystem mit linearem Regressionsausgleich (blau), als Referenz Steigung nach Reineke für vollbestockte, unbehandelte Bestände (schwarz gestrichelt); rechts: Resultierende mittlere (blau) und obere Grundflächenhaltung (rot gestrichelt) durchforsteter Roteichenbestände über dem dg (Sd = Standardabweichung des Grundflächen-Mittelwertes)

Als zweite Möglichkeit zur Bestimmung der maximalen Dichte von Roteichen-Reinbeständen wird der sogenannte Sterba-Ansatz (Sterba 1975, 1981, 1987) auf die vorliegende empirische Datengrundlage einschließlich der beiden unbehandelten Flächen angewendet. Die Ergebnisse der nichtlinearen Regression des dg in Abhängigkeit der Spitzenhöhe h_{100} (Formel (15), Kap. 4.7.4) erlauben den Vergleich zu den von Nagel (1999) nach dem gleichen Verfahren für Roteiche bestimmten Koeffizienten (Tab. 19). Das neue Modell wurde außerdem in einer Variante ohne Nullflächen parametrisiert, die jedoch unplausibel bleibt. Ihr Ergebnis ist grafisch mit dargestellt (Abbildung 22, links), auf die Mitteilung der Koeffizienten wird an dieser Stelle verzichtet.

Tabelle 19: Parameterschätzungen durch nichtlineare Regression für das Modell des von Stammzahl und Spitzenhöhe abhängigen Mitteldurchmessers unbehandelter und behandelter Roteichen-Reinbestände ausschließlich sehr starker Durchforstungen (inkl. Nichtderbholz) nach dem Ansatz von Sterba (1975, 1981, 1987). Zum Vergleich: Anpassung von Nagel (1999)

Modellformulierung	Parameterschätzung neu (Signifikanz)	Standardfehler	FG	RSE	Parameterschätzung Nagel (1999)
$dg = \frac{1}{a_0 \cdot h^{100^{a_1}} \cdot N + b_0 \cdot h^{100^{b_1}}}$	$a_0 = 2,011e-05$ (n.s.)	2,934e-05	56	2,947	$a_0 = 5,942e-06$
	$a_1 = 8,525e-02$ (n.s.)	4,388e-01			$a_1 = 0,4818$
	$b_0 = 2,433e-01$ (n.s.)	2,799e-01			$b_0 = 2,1404$
	$b_1 = -7,466e-01$ (n.s.)	3,398e-01			$b_1 = -1,4018$

(***): höchst signifikant, $p < 0,001$; (**): hoch signifikant, $p < 0,01$; (*): signifikant, $p < 0,05$; (n.s.): nicht signifikant

Aus den Koeffizienten des dg-Modells a_0 und b_0 kann nach Formel (17) (s. Kap. 4.7.4) die maximale Stammzahl ($N_{G \max}$) bei maximaler Grundfläche bestimmt werden und mit den Koeffizienten a_1 und b_1 die Steigung der logarithmischen Stammzahlabnahme (E) über dem logarithmischen Mitteldurchmesser. Mit den neuen Koeffizienten der dg-Beziehung (Tab. 19) ergibt sich eine Steigung von -1,1142. Bei Nagel (1999) hatte der Wert bei -1,343701 gelegen. Beide Steigungen bleiben damit deutlich über der Reineke-Steigung von -1,605. Unter Einsetzung der neuen Steigung und der Koeffizienten a_0 und b_0 in Formel (19) (s. Kap. 4.7.4) berechnet sich ein maximaler SDI von 748, was der maximalen Stammzahl zu einem Durchmesser von 25 cm entspräche. Mit den Koeffizienten von Nagel (1999) ergibt sich sogar nur ein maximaler SDI von 675.

Vergleichend wird der Ansatz des SDI-Quantils als das 95 %-Quantil der direkt aus den Beobachtungen von Stammzahl und Mitteldurchmesser berechneten SDI der gleichen Datengrundlage herangezogen. Die Direktberechnungen des SDI enthalten höhere Werte als nach dem Sterba-Ansatz. Dementsprechend liegt ihr 95 %-Quantil mit einem SDI-Wert von 943 ebenfalls deutlich höher.

Für die SDI_{max} -Werte des Sterba-Ansatzes und genauso für das 95 %-SDI-Quantil der empirischen SDI-Beobachtungen (SDI-Quantils-Ansatz) können durch Einsetzen in Formel (20) (s. Kap. 4.7.4) maximale Überschirmungsdichten ($c66_{max}$) berechnet werden. Bezogen auf den Einzelbaum entspricht das Ergebnis einem „kritischen“ Wert des Konkurrenzindex $c66$, den Nagel (1999) für den Einzelbaum-Wachstumssimulator BWinPro/TreeGrOSS als Modellgrenze einer erhöhten Mortalitätswahrscheinlichkeit vorschlägt.

Aus dem SDI_{max} der Neuparametrisierung des Ansatzes nach Sterba (1975, 1981, 1987) ergibt sich ein kritischer Kronenschlussgrad $c66_{max}$ von 1,36. Für den Sterba-Ansatz mit den alten Koeffizienten von Nagel (1999), ebenfalls in Verbindung mit der neuen Kronenbreitenfunktion, liegt dieser bei nur 1,23. Auf der Basis des SDI-Quantils-Ansatzes nimmt die maximale Überschirmung mit 1,71 einen deutlich höheren Wert an.

Nach dem Sterba-Ansatz kann unter Einsetzung der Parameterschätzungen aus Tab. 19 in Formel (21) eine maximale Grundflächenhaltung in Abhängigkeit der Spitzenhöhe berechnet werden (Abb. 22, links). Die nach dem Sterba-Ansatz einschließlich der unbehandelten Flächen modellierte Maximal-Grundfläche liegt bei einer h_{100} von 10 m bereits bei $20 \text{ m}^2 \text{ je ha}$, im weiteren Verlauf schließt die geringe Steigung jedoch weder die Grundflächenbeobachtungen junger, weitgehend unbehandelter Flächen der Daten von Mauerhof (2011) noch die Grundflächen der Nullfläche Arenberg 857 und des A-Grades Saarburg 110 ein. Zu einer h_{100} von 35 m werden mit der Funktion $40 \text{ m}^2 \text{ je ha}$ erreicht und damit 20 m^2 weniger als tatsächlich im A-Grad gemessen. Ohne die Einbeziehung unbehandelter Flächen startet der Sterba-Ansatz niedriger, zeigt eine etwas stärkere Steigung, unterschätzt aber hohe Grundflächenbeobachtungen der empirischen Datengrundlage ebenfalls, genauso wie die Variante mit den alten Parametern von Nagel (1999).

Für die Varianten des Sterba-Ansatzes kann mit Formel (22) (s. Kap. 7.4.7) und mit der zur jeweiligen Parametrisierung bestimmten Steigung der Stammzahlabnahme E außerdem die maximale Grundflächenhaltung in Abhängigkeit des Mitteldurchmessers d_g bestimmt werden. Die gleiche Berechnungsmethode wird auch auf den Ansatz des SDI-Quantils, hier unter Verwendung der Original-Steigung nach Reineke (1933), angewendet. In der grafischen Darstellung (Abb. 22, rechts) wird deutlich, dass die mit dem Modellansatz des 95 %-SDI-Quantils berechnete Maximalgrundfläche deutlich besser zur Gesamtheit der Grundflächenbeobachtungen über dem d_g passt, als alle Varianten des Sterba-Ansatzes.

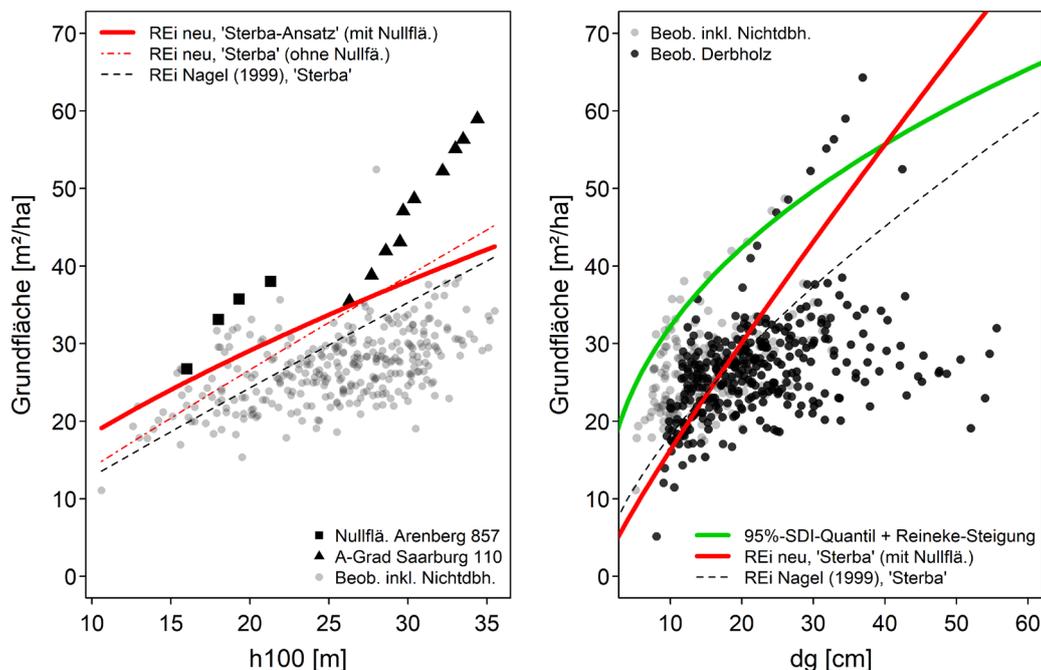


Abbildung 22: Maximalgrundflächen bei maximaler Stammzahl in Abhängigkeit der Spitzenhöhe h_{100} nach dem Ansatz von Sterba (1975, 1981, 1987) in unterschiedlichen Parametrisierungsvarianten (links); rechts: Maximalgrundflächen in Abhängigkeit des d_g nach dem Sterba-Ansatz und dem 95 %-SDI-Quantil

Deren Verläufe starten für geringe Mitteldurchmesser sehr niedrig und zeigen, besonders ausgeprägt bei der aktuellen Parametrisierung einschließlich der unbehandelten Flächen, einen fast linearen Verlauf mit einer starken Steigung. Über geringeren Mitteldurchmessern werden dadurch viele Beobachtungen nicht eingeschlossen, während aus hohen Mitteldurchmessern weiter nahezu linear ansteigende Maximalgrundflächen resultieren.

Ein sehr einfacher Modellansatz zur Bestimmung maximaler Überschildungsdichten und damit verbundener maximaler Grundflächenhaltungen ist die direkte Berechnung des 95 %-Quantils aller Beobachtungen des Konkurrenzindex $c66$ ($c66_{max95}$) in abstandsunabhängiger oder in abstandsabhängiger Form als sogenannter Ansatz des festen $c66$ -Quantils. Unter Verwendung des abstandunabhängigen Kronenkonkurrenzindex $c66$ entspricht dieses Verfahren dem Vorgehen bei der Bestimmung der derzeit in BWinPro/TreeGrOSS implementierten maximalen Überschildung und Grundflächenhaltung der Roteiche (Döbbeler et al. 2003, Hansen u. Nagel 2014). Während dort ein Wert des $c66_{max95}$ von 1,88 angegeben ist, liegt er nach der aktuellen Datengrundlage, abstandsunabhängig und mit neuer Kronenbreitenfunktion, bei 1,75. Das neu berechnete 95 %-Quantil des abstandsabhängigen Kronenkonkurrenzindex entspricht mit einem Ergebnis von 1,86 fast genau dem derzeit in BWinPro/TreeGrOSS verwendeten Wert. Aus den 95 %-Quantilen beider Varianten des $c66$ können mit Formel (23) zugehörige Verläufe „maximaler Bestandesgrundflächen“ (G_{max95}) in Abhängigkeit des dg berechnet werden (s. Abb. 23, rechts).

In Erweiterung des vorhergehenden Ansatzes, der eine Unabhängigkeit maximaler Dichten von Dimensionsgrößen des Einzelindividuums unterstellt, wird zusätzlich eine Abhängigkeit maximaler $c66$ -Werte vom BHD untersucht (Ansatz BHD-abhängiger $c66$ -Quantile). Dazu werden zunächst die Einzelbeobachtungen beider Varianten des Konkurrenzindex herangezogen und über dem BHD dargestellt (Abb. 24). Im Vergleich fällt zunächst die größere Spannweite und Differenzierung des abstandsabhängigen Konkurrenzindex im oberen und unteren Bereich gegenüber dem abstandsunabhängigen Konkurrenzindex $c66$ auf. BHD-Intervalle als 5 %-Quantils-Klassen der Durchmesser führen im Gegensatz zu festen BHD-Intervallen zu einer unterschiedlich breiten, dafür aber ausgeglichen mit Beobachtungen besetzten Unterteilung, weshalb dieser Ansatz weiter verfolgt wurde. Die 95 %-Quantile der $c66$ -Beobachtungen wurden für die einzelnen BHD-Intervalle berechnet und im Falle auf Datenlücken beruhender Verlaufsunterbrechungen konstant gesetzt (Abb. 23, dicke durchgezogene Linien, s. Kap. 4.7.4). Dies traf insbesondere auf den BHD-Bereich zwischen der jungen Nullfläche und dem älteren A-Grad zu, deren Durchmesserbereiche sich bisher nicht überlappen. Jenseits des Durchmesserbereiches, der durch die A-Grad-Fläche abgedeckt ist, wurde die Konkurrenz für die weiteren Berechnungen statt eines Absinkens konstant auf dem Niveau des A-Grades gehalten.

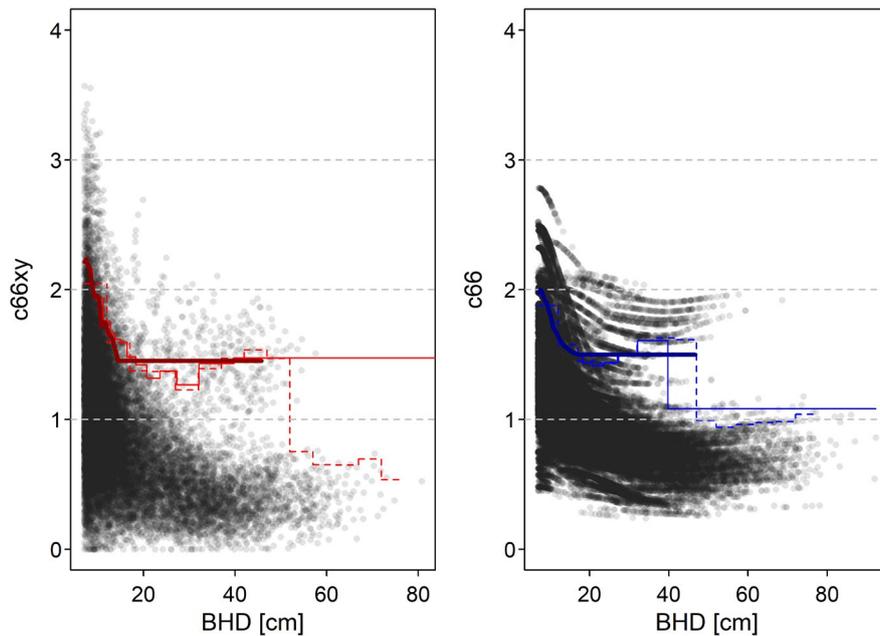


Abbildung 23: Beobachtungen des konkurrenzabhängigen (links) und des konkurrenzunabhängigen (rechts) Kronenkonkurrenzindex in Roteichen-Reinbeständen in Nordwestdeutschland in Abhängigkeit des BHD; gestrichelte Linien = 95 %-Quantile der Konkurrenz in festen 5 cm-BHD-Klassen, dünne durchgezogene Linien = 95 %-Quantile der Konkurrenz in 5 %-Quantils-Klassen des BHD; fette durchgezogene Linien = über den BHD-Quantils-Klassen geglättete „Maximalkonkurrenz“

Die BHD-abhängigen 95 %-Quantile des Konkurrenzindex $c66$ werden wiederum mit Formel (23) (Kap. 4.7.4) in Grundflächen umgerechnet. In Abhängigkeit des dg resultieren daraus zunächst ungeglättete Grundflächenverläufe (Abb. 24, links), an die nichtlineare Funktionen zur bestmöglichen Wiedergabe der empirischen Verläufe angepasst werden. Für die abstandsunabhängige Variante ergibt die nachstehende Anpassung der Michaelis-Menten-Funktion die beste Anpassung:

$$G_{max} = \frac{71,8726 \cdot dg}{(17,2028 + dg)} \quad (39)$$

Für die abstandsabhängige Variante gewährleistet dies die folgende Wurzelfunktion:

$$G_{max} = 3,2254 + 8,3642 \cdot \sqrt{dg} \quad (40)$$

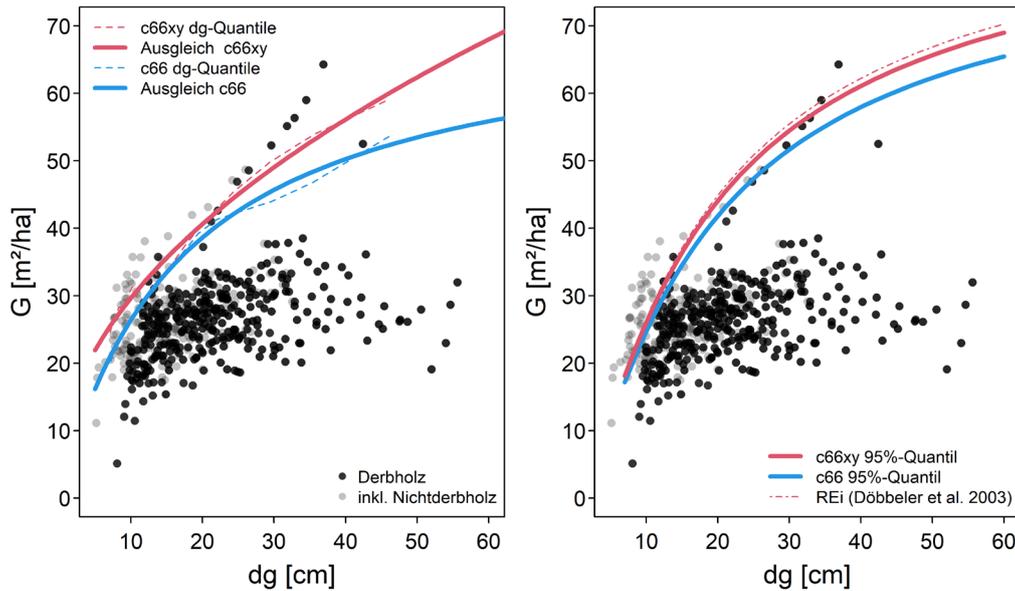


Abbildung 24: (links) Maximale Grundflächenhaltung von Roteichen-Reinbeständen in Nordwestdeutschland auf der Basis von durchmesserabhängigen 95 %-Quantilen; dünne, gestrichelte Linien = direkte Umrechnung der 95 %-Quantile der Konkurrenzindizes in BHD-Quantils-Klassen, fette, durchgezogene Linien = mittels nichtlinearer Regression angepasste Funktionen; (rechts) Maximale Grundflächenhaltung auf der Basis globaler 95 %-Quantile aller Beobachtungen des abstandsabhängigen und abstandsunabhängigen Konkurrenzindex; zum Vergleich: Maximalgrundfläche für Roteiche aus Döbbeler et al. (2003)

Der Grundflächenausgleich nach den BHD-abhängigen c66-Quantilen des abstandsabhängigen Kronenkonkurrenzindex liegt über den gesamten dg -Bereich höher als der des abstandsunabhängigen Konkurrenzindex. Beispielsweise wird abstandsabhängig zu einem Mitteldurchmesser von 60 cm eine Maximalgrundfläche von ca. 68 m² je ha geschätzt, während sich mit der abstandsunabhängigen Variante nur 55 m² je ha ergeben. Der abstandsabhängige Ausgleich schließt einen Großteil der empirischen Grundflächenwerte einschließlich der Nichtderbholzanteile bei geringen Durchmessern ein, bleibt aber im höheren dg -Bereich noch immer unter den im A-Grad Saarburg 110 gemessenen Grundflächen. Die mit den abstandsabhängigen und abstandsunabhängigen Varianten der BHD-abhängigen c66-Quantile in Abhängigkeit des dg berechneten Grundflächenverläufe können mit den Ergebnissen der festen c66-Quantile verglichen werden (Abb. 24, rechts). Letztere bilden von allen getesteten Ansätzen die empirischen Beobachtungen mit am besten ab. Untereinander weisen die Grundflächen beider Varianten der festen c66-Quantile nur geringe Unterschiede auf. Der mit dem festen c66-Quantil des abstandsabhängigen Konkurrenzindex berechnete Verlauf der maximalen Bestandesgrundfläche in Abhängigkeit des dg ist, wie bereits erwähnt, nahezu identisch mit dem derzeit in BWIn-Pro/TreeGrOSS verwendeten (Döbbeler et al. 2003).

Für einen Einsatz der Quantils-Regression unter Anpassung der Weibull-Funktion als alternativer Methode zur Bestimmung maximaler Grundflächen in Abhängigkeit der Spitzenhöhe h_{100} (Wördehoff 2016) ist die Datengrundlage unbehauelter Flächen zu gering. Der Versuch, stattdessen für $G_{max} =$

$f(h_{100})$ die Weibull-Funktion (Formel (24), s. Kap. 4.7.4) mittels nichtlinearer Regression direkt an diese geringe Datenbasis anzupassen, erreichte keine Konvergenz.

Zusammenfassend bleibt damit festzuhalten, dass mehrere Ansätze zur funktionalen Bestimmung einer maximalen Bestandesgrundfläche von Roteichen-Reinbeständen in Abhängigkeit des dg zu plausiblen Resultaten geführt haben. Ihnen zugrunde liegende maximale c66-Werte haben relativ geringe Unterschiede. Sie erscheinen somit als Schwellenwert der dichtebedingten Mortalität innerhalb des Einzelbaumsimulators grundsätzlich geeignet und ihre Ergebnisse weichen von dem derzeit in BWinPro/TreeGrOSS für Roteiche verwendeten maximalen c66 vergleichsweise wenig ab. Eine brauchbare Funktion maximaler Grundflächen i. S. des natürlichen Bestockungsgrades in Abhängigkeit der Spitzenhöhe h100, die als Referenz für quantitativ gesteuerte Durchforstungskonzepte unter Berücksichtigung der Standortleistungsfähigkeit angestrebt worden war, konnte dagegen nicht gefunden werden. Auf der verfügbaren Datengrundlage erzielten diesbezüglich weder die Ansätze nach Sterba (1975, 1981, 1987), noch ein Ansatz im Anhalt an Wördehoff et al. (2014) bzw. Wördehoff (2016) verwertbare Ergebnisse.

5.1.6 Neuparametrisierung des Grundflächenzuwachsmodells von BWinPro/TreeGrOSS

Das Grundflächenzuwachsmodell für den Einzelbaum in Abhängigkeit der Kronenmantelfläche, des Baumalters sowie des Konkurrenzindex c66 und seiner Veränderung im Zuge von Durchforstungen, kurz als Freistellung bezeichnet, bildet ein Kernstück des Einzelbaumwachstumssimulators BWinPro/TreeGrOSS.

Für die Roteiche wird zunächst diese bewährte, im Folgenden als Referenzmodell bezeichnete Modellform (Formel (25), s. Kap. 4.7.5) in vier Varianten einer neuen Parametrisierung vorgestellt. Sie resultieren aus Kombinationen erklärender Variablen, die mit verschiedenen Versionen ihrer Teilmodelle berechnet wurden. Für diese vier Varianten des Referenzmodells ergeben sich Unterschiede der Koeffizientenschätzungen (Tab. 20).

Der direkte Vergleich der Koeffizienten und der mittleren quadratischen Vorhersagefehler (RMSE) ist jeweils innerhalb der Modellpaare der abstandunabhängigen Konkurrenz und Freistellung Sim_alt_AU und Sim_neu_AU und der abstandsabhängigen Konkurrenz Sim_alt_AA und Sim_neu_AA möglich, da sie jeweils auf der gleichen Datengrundlage von Zuwachsbeobachtungen beruhen und dadurch gleiche Freiheitsgrade aufweisen. Die Unterschiede innerhalb der Modellpaare bestehen in der Verwendung der alten bzw. der neuen Kronenbreiten- und Kronenansatzfunktion zur Berechnung der Kronenmantelfläche sowie des Konkurrenzindex und der Freistellung. Mit der derzeit in BWinPro/TreeGrOSS eingesetzten, unveränderten Version (BWinPro_AU) des Referenzmodells sind im Hinblick die geschätzten Koeffizienten am ehesten die beiden abstandsunabhängigen Neuparametrisierungen Sim_alt_AU und Sim_neu_AU vergleichsfähig.

Tabelle 20: Koeffizientenschätzungen verschiedener neuer Parametrisierungsvarianten des Referenzmodells auf der aktuellen Datenbasis für den Einzelbaumgrundflächenzuwachs von Roteichen (Modellform wie Simulatormodell BWinPro/TreeGrOSS); zum Vergleich bisherige Parametrisierung (Döbbeler et al. 2003) (Abk.: alt = alte Kronenfunktionen, neu = neue Kronenfunktionen, AU = abstandsunabhängige Konkurrenz, AA = abstandsabhängige Konkurrenz)

Parametrisierungs- variante des Referenzmodells	Koeffizientenschätzungen ^(Signifikanz) (Standardfehler)					Freiheits- grade	RMSE
	d_0	d_1	d_2	d_3	d_4		
	(Interzept)	(Kronen- mantelflä.)	(Alter)	(Konkurrenz)	(Freistellung)		
Sim_alt_AU	-6,582 (***) (0,0930)	0,969 (***) (0,0170)	-0,393 (***) (0,0261)	-0,934 (***) (0,0306)	0,178 (*) (0,0794)	4009	0,00686
Sim_neu_AU	-6,301 (***) (0,1067)	1,018 (***) (0,0158)	-0,573 (***) (0,0293)	-0,630 (***) (0,0291)	0,681 (***) (0,0781)	4009	0,00685
Sim_alt_AA	-7,506 (***) (0,1507)	1,412 (***) (0,0347)	-0,778 (***) (0,0534)	-0,823 (***) (0,0481)	0,205 (*) (0,0887)	1322	0,00584
Sim_neu_AA	-7,090 (***) (0,0891)	1,093 (***) (0,0173)	-0,485 (***) (0,0300)	-0,740 (***) (0,0292)	0,129 (*) (0,0520)	1322	0,00699
BWinPro_AU (Döbbeler et al. 2003)	-6,796	1,405	-0,844	-1,099	0,828		

Signifikanz der Koeffizienten: (***) $p < 0,001$; (**) $p < 0,01$; (*) $p < 0,01$

Zwischen den abstandsunabhängigen Neuparametrisierungen unterscheidet sich der RSME nur minimal zugunsten des Modells Sim_neu_AU, das die neuen Kronenfunktionen verwendet. Die Koeffizienten haben in beiden Modellvarianten gleiche Vorzeichen, die dadurch angezeigten Wirkrichtungen sind durchweg biologisch plausibel. Die positive Wirkung einer größeren Kronenmantelfläche auf die Zunahme des Grundflächenzuwachses hat in beiden Modellvarianten in etwa die gleiche Größenordnung. Zu gewissen Verschiebungen kommt es zwischen den anderen Koeffizienten. Der Betrag des Alterskoeffizienten ist bei der Version Sim_neu_AU, die die neue Kronenbreiten- und Kronenansatzfunktion enthält, etwas größer, seine zuwachsdämpfende Wirkung durch das negative Vorzeichen also etwas stärker. Bei den Koeffizienten des Konkurrenzindex und der Freistellung kommt es zwischen Sim_alt_AU und Sim_neu_AU zu deutlichen Verschiebungen. Unter Anwendung der alten Kronenfunktionen (Sim_alt_AU) hat der negative Koeffizient des Konkurrenzindex einen vergleichsweise großen Betrag, während der positive Koeffizient der Freistellung sehr klein ist. Dagegen ist in der Version Sim_neu_AU mit den neuen Kronenfunktionen der Koeffizient der Freistellung deutlich größer, der Betrag des Konkurrenzkoeffizienten selbst dagegen etwas kleiner als in Sim_alt_AU. Gegenüber der derzeit in BWinPro/TreeGrOSS verwendeten früheren Parametrisierung des Referenzmodells (BWinPro_AU, Döbbeler et al. 2003) fallen deutlich geringere Beträge aller Koeffizienten der erklärenden Variablen auf. Dies trifft am stärksten auf den Alterskoeffizienten und jenen der Freistellung zu und zwar insbesondere in der Variante Sim_alt_AU. Die beiden Varianten der Neuparametrisierung des

Referenzmodells mit abstandsabhängiger Konkurrenz Sim_alt_AA und Sim_neu_AA sind einander in den Beträgen der Koeffizienten ähnlicher als die beiden Varianten mit abstandsunabhängiger Konkurrenz. Der Freistellungskoeffizient ist bei beiden sehr klein. Der mittlere quadratische Vorhersagefehler bleibt für die Variante Sim_alt_AA etwas geringer.

Die Residuen des nach dem RMSE geringfügig besseren abstandsunabhängigen Modells Sim_neu_AU zeigen auf der Response-Ebene eine leichte Verzerrung bei der Schätzung sehr hoher Zuwächse, wo allerdings auch nur wenige Beobachtungen vorliegen. Systematische Abweichungen der Residuen von einem Erwartungswert Null werden außerdem für hohe Wertebereiche des Alters, des BHD und des Bekronungsgrades (BG) erkennbar (Abb. 25).

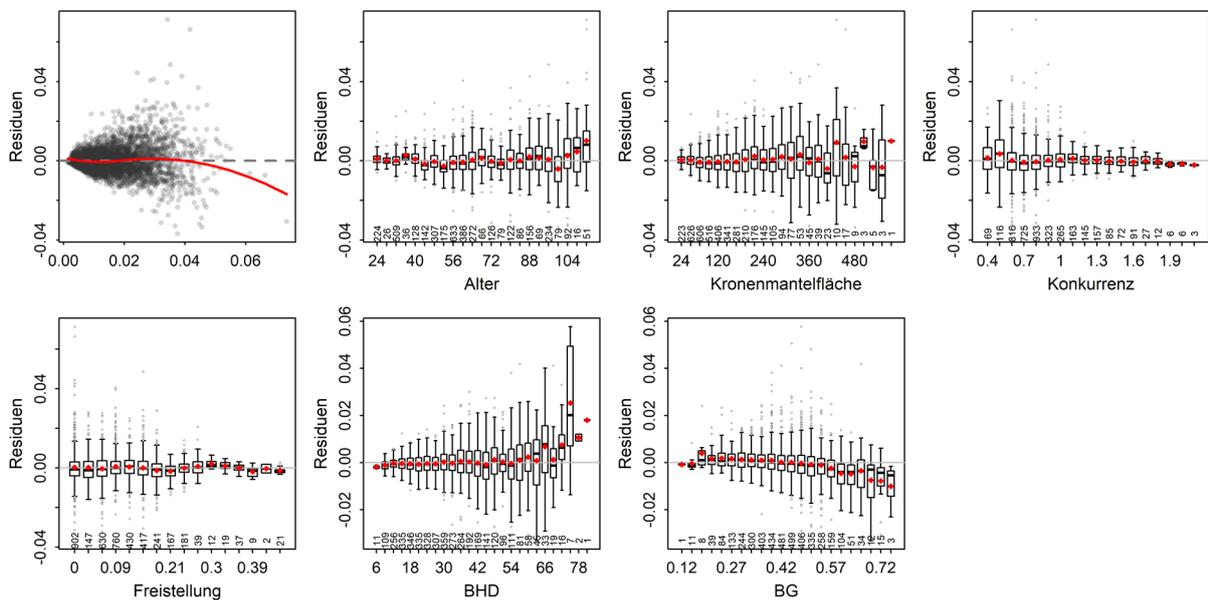


Abbildung 25: Residuen der mit neu berechneter Kronenmantelfläche und Konkurrenz parametrisierten abstands-unabhängigen Variante des Referenzmodells für den Grundflächenzuwachs (Sim_neu_AU) über den Vorhersagen (oben links) und über im Modell verwendeten erklärenden Variablen (Alter, Kronenmantelfläche, Konkurrenz und Freistellung) sowie dem BHD und dem Bekronungsgrad (BG), die in der Kronenmantelfläche enthalten sind

Die beiden letzten Größen sind nicht unmittelbar erklärende Variable des Modells, jedoch gehen sie in die Berechnung der Kronenmantelfläche ein: Der BG direkt und der BHD über die Kronenbreite, die er aufgrund von deren funktionaler Herleitung unmittelbar linear bestimmt. Bei der Überprüfung der Ursachen dieses Befundes ist auch eine nichtlineare Wirkung bestimmter Modelleffekte in Betracht zu ziehen, die bisher nicht bzw. mit der logarithmischen Transformation der Kronenmantelfläche und des Alters möglicherweise unzureichend abgebildet wird.

Die Überprüfung einer potenziellen Nichtlinearität der Effekte ermöglicht ein zunächst mit den gleichen Variablen wie das Referenzmodell Sim_neu_AU parametrisiertes gemischtes additives Modell (GAM, hier bezeichnet Ref_GAM) (Abb.26).

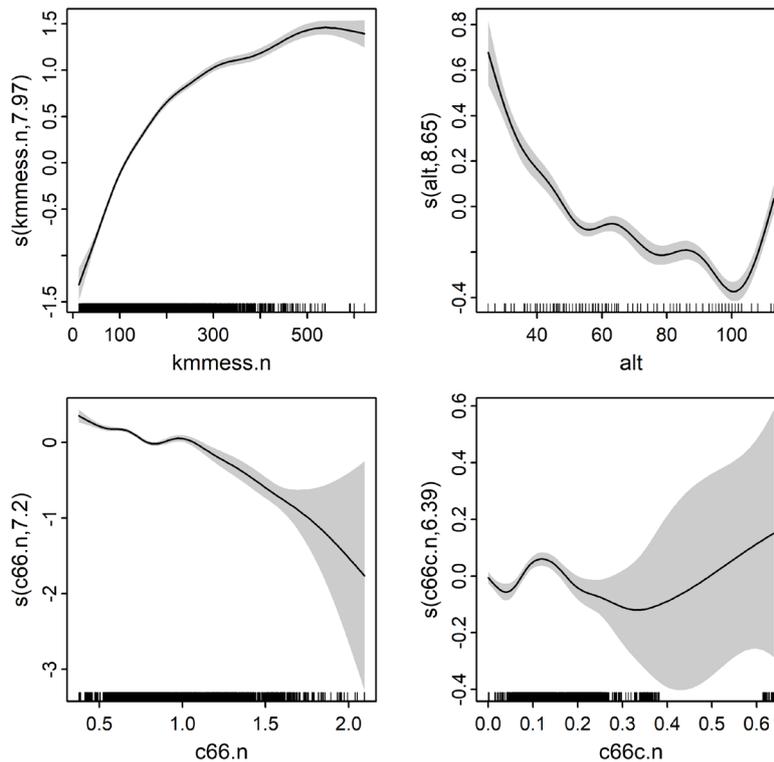


Abbildung 26: Effektverläufe der erklärenden Variablen des Referenzmodells der Variante *Sim_neu_AU* (neue Kronenbreiten- und Kronenansatzfunktion, abstandsunabhängig) in einem gemischten additiven Modell (Ref_GAM); Bezeichnung der Variablen: *kmmess.n* = Kronenmantelfläche, *alt* = Alter, *c66.n* = abstandsunabhängiger Konkurrenzindex *c66*, *c66c.n* = abstandsunabhängige Freistellung). Markierungen über der Abszisse („rugs“) zeigen die Abdeckung mit Beobachtungen an.

Die Flexibilität des Ref_GAM macht in den Verlaufstrends aller Effekte eine grundsätzlich nichtlineare Wirkung deutlich. Dabei nehmen für Bereiche geringer Datenabdeckung die durch die Konfidenzbänder abgebildeten Unsicherheiten der Effektverläufe stark zu. Die Effekte von Kronenmantelfläche, Alter und Konkurrenz (*c66*) des Ref_GAM sind biologisch plausibel und durchweg hoch signifikant. Das Modell erklärt 70 % der in den Daten auftretenden Varianz. Der RMSE liegt bei 0,0065 und ist damit ein wenig geringer als bei dem auf gleicher Datengrundlage parametrisierten Referenzmodell *Sim_neu_AU*. Unplausibel, nämlich nach seinem Vorzeichen negativ, ist zunächst allerdings der hoch signifikante Effekt der Freistellung im Hauptbereich der Datenabdeckung zwischen 0,1 und 0,3. Die Residuen des Modells über den Vorhersagen zeigen kaum Abweichungen vom Erwartungswert Null (Abb. 27). Die bei *Sim_neu_AU* bestehende Verzerrung der Residualstreuung über dem Alter wird durch die neue Modellform behoben. Bestehen bleiben jedoch bereits für *Sim_neu_AU* registrierte systematisch verzerrte Residualabweichungen über höheren BHD und vor allem über höheren Bekro-nungsgraden. Der Vergleich des Ref_GAM ohne zusätzliche Terme zur Beschreibung der Varianz mit einem GAM der Familie „gauss“ (AMod_GAULSS) mit den gleichen erklärenden Variablen zeigt nach dem Kriterium eines geringeren BIC eine Überlegenheit der um die Varianzbeschreibung erweiterten Modellform. Deshalb wird Letztere als Ausgangsbasis einer weiterführenden Modellbildung verwendet (Formel (26), Kap. 4.7.5).

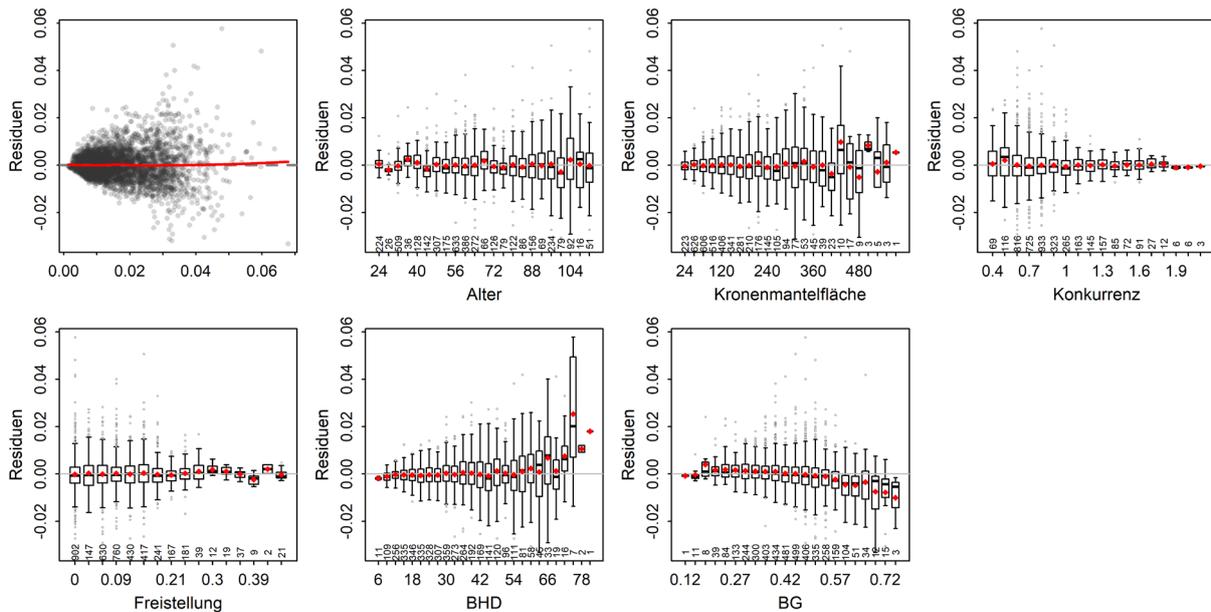


Abbildung 27: Residuen eines generalisierten additiven Modells (GAM) für die abstandsunabhängige Grundflächenzuwachsschätzung über den Vorhersagen (oben links), den im Modell verwendeten erklärenden Variablen (Alter, Kronenmantelfläche, Konkurrenz und Freistellung) sowie zusätzlich über dem BHD und dem Bekronungsgrad (BG)

5.1.7 Ein alternatives Grundflächenzuwachsmo­dell für Roteiche

Aus den dargestellten Befunden der Neuparametrisierung des Referenzmodells resultierten Überlegungen zur Aufstellung und Parametrisierung eines alternativen abstandsunabhängigen Modells zur Beschreibung des Grundflächenzuwachses von Roteichen in Nordwestdeutschland (AMod_AU). Dieses soll die Nichtlinearität wichtiger Effekte auf den Grundflächenzuwachs besser abbilden, möglichst keine verzerrten Modellvorhersagen in Form systematischer Abweichungen der Residuen über wichtigen Dimensionsgrößen wie BHD und Bekronungsgrad aufweisen und eine biologisch plausible positive Wirkung der Konkurrenz­minderung (Freistellung) gewährleisten.

Im Rahmen der Weiterentwicklung des formulierten Grundmodells AMod_GAULSS mit Beschreibung der Varianz wird in einigen Testversionen die berechnete, komplexe Dimensionsgröße Kronenmantelfläche durch einfache Dimensionsgrößen wie den BHD und die absolute Kronenlänge (KL) bzw. die relative Kronenlänge (= Bekronungsgrad, BG) ersetzt. KL und BG werden dabei wie der Ausgangs-BHD als gemessene Größen wie auch in modellierter Form geprüft. Kriterien für die Auswahl des für die Grundflächenzuwachsschätzung am besten geeigneten Modells sind BIC, RMSE und unverzerrte Residuen sowie eine plausible Konkurrenzsensitivität (Abb. 28). Grundsätzlich führen modellierte Dimensionsgrößen sowohl in direkter Verwendung, als auch wenn sie zusammen mit der stets modellierten Kronenbreite zur Berechnung der Kronenmantelfläche eingesetzt werden, im Gegensatz zur Verwendung empirischer BHD, Kronenlängen und Bekronungsgrade zu einer Reduktion der Reststreuung, damit zu geringeren BIC und RMSE und zu einer formal besseren Modellanpassung. Ursächlich dafür ist die durch die modellierten Eingangsgrößen verminderte Varianz. Als unerwünschter Nebeneffekte dessen

stellt sich eine „künstlich“ erhöhte und deshalb kritisch zu beurteilende Sensitivität der Zuwachsschätzung gegenüber den modellierten Dimensionsgrößen ein, was bei dem angestrebten Einsatz des Grundflächenzuwachsmodells als robustes Prognosemodell im Rahmen des Wachstumssimulators zu Problemen führen kann und deshalb unzuweckmäßig ist.

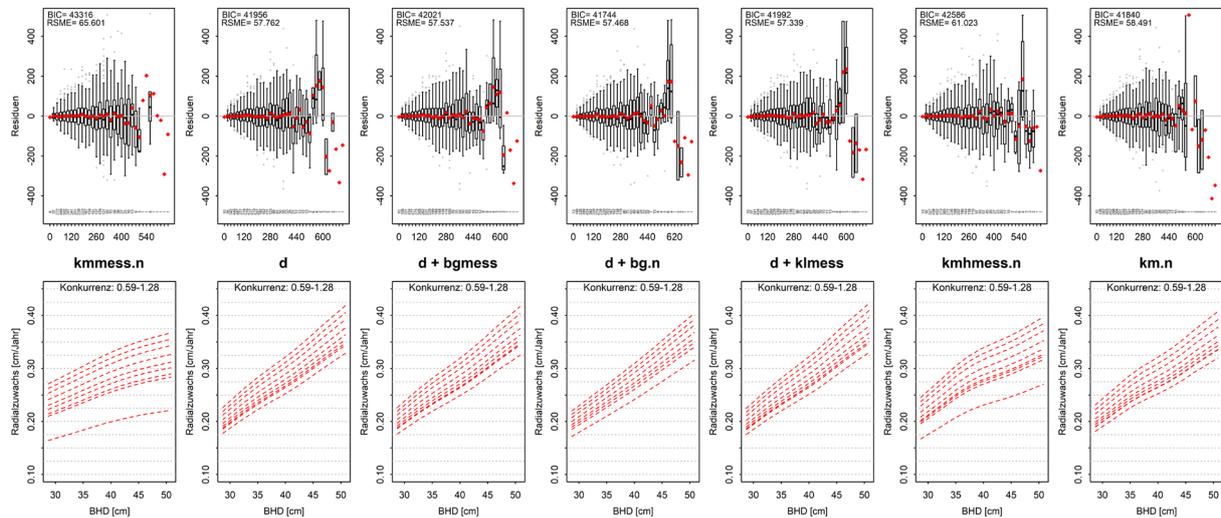


Abbildung 28: Vergleich von Modellen des Grundflächenzuwachses mit verschiedenen gemessenen und nach den neuen Funktionen modellierten Dimensionsgrößen. oben: Residuen über vorhergesagten Werten; unten: Wirkung der Konkurrenz auf den Radialzuwachs an Beispieldaten eines mittleren Alters von 80 Jahren (Altersbereich 71 bis 90 J.) und der 10 %- bis 90 %- Quantile der Konkurrenz für dieses Alter (Abkürzungen: kmmess.n = Kronenmantelfläche aus gemessener Höhe u. Kronenansatz sowie modellierter Kronenbreite, d = BHD, bgmess = gemessener Bekronungsgrad, bg.n= mit Kronenansatzfunktion modellierter Bekronungsgrad, klmess = gemessene absolute Kronenlänge, kmhmess.n = Kronenmantelfläche mit gemessener Höhe sowie modelliertem Kronenansatz u. modellierter Kronenbreite, km.n = Kronenmantelfläche mit modellierter Höhe, modelliertem Kronenansatz u. modellierter Kronenbreite)

Mit dieser Begründung werden für die Parametrisierung des alternativen Grundflächenzuwachsmodells gemessene Eingangsgrößen bevorzugt. Unter diesen erweist sich eine Kombination aus BHD und gemessenem BG, zwischen denen außerdem nur eine geringe Interkorrelation besteht, als geeignete Alternative zur Kronenmantelfläche. Die geringere Interkorrelation des Bekronungsgrades mit anderen erklärenden Variablen der Grundflächenzuwachsschätzung wie dem BHD und dem Alter resultiert aus der Normierung dieses Relativmaßes auf den Wertebereich zwischen 0 und 1. Hinsichtlich der Unverzerrtheit der Residuen ist die Kombination von BHD und gemessenem BG gegenüber der Kombination aus BHD und gemessener absoluter Kronenlänge ebenfalls etwas günstiger zu beurteilen, bei gleichzeitig vergleichbarem Ergebnis hinsichtlich der anderen Kriterien RMSE, BIC und plausibler Konkurrenzsensitivität. Deshalb wird für das neue alternative Zuwachsmodell mit den erklärenden Variablen BHD und gemessener BG weitergearbeitet. Die positive Wirkung der Freistellung (c66c.n) wird in Verbindung mit der nunmehrigen Verwendung der Gesamtkonkurrenz vor der Durchforstung (c66Ges.n) für die Konkurrenzbeschreibung erzielt, anstelle der Konkurrenz des verbleibenden Bestandes wie im Referenzmodell von BWinPro/TreeGrOSS. Eine weitere getestete Modellvariante mit der simultanen Ver-

wendung der jeweils präzisesten verfügbaren Konkurrenzbeschreibung, also bei vorhandenen Stammverteilungsplänen der abstandsabhängigen Konkurrenz in Verbindung mit einem zusätzlichen Faktor, der die zu der einzelnen Zuwachsbeobachtung verwendete Konkurrenzberechnung bezeichnet, führte nicht zu Modellverbesserungen. Deshalb bleibt es für die weiter verfolgte Modellversion durchgängig bei der abstandsunabhängigen Konkurrenz und Freistellung. Hinsichtlich der Varianzmodellierung erhält das inhaltlich und formal beste Modell lineare Terme für die Effekte des BHD, des Alters und der Gesamtkonkurrenz und keine zusätzlichen Varianz-Terme für den Bekronungsgrad und die Freistellung. Die finale Version des AMod_GAULSS als Ergebnis der beschriebenen schrittweisen Entwicklung ist mathematisch folgendermaßen zu formulieren (Schmidt 2020):

$$\begin{aligned} \log(E[ig_{ijk}]) &= \alpha + f_1(d_{ijk}) + f_2(bgmess_{ijk}) + f_3(alt_{ijk}) + f_4(c66Ges.n_{ijk}) + f_5(c66c.n_{ijk}) \\ y_{ijk} &\sim \log \\ ig_i &\sim N(\mu_i, \sigma_i^2) \\ \mu_i &= e^{(\beta_{0,\mu} + f_{1,\mu}(d_i) + \dots + f_{5,\mu}(xc66c.n_i))} \\ \sigma_i &= 0,01 + e^{(\beta_{0,\sigma} + f_{1,\sigma}(d_i) + \dots + f_{5,\sigma}(c66c.n_i))} \end{aligned} \quad (41)$$

wobei ig den Grundflächenzuwachs, d den BHD, $bgmess$ den gemessenen Bekronungsgrad, alt das Alter, $c66Ges.n$ die Gesamtkonkurrenz und $c66c.n$ die Änderung der Konkurrenz bzw. die Freistellung bezeichnen, beide letztere berechnet nach den neuen Funktionen von Kronenbreite und Kronenansatz. Alle erklärenden Variablen des Modells einschließlich der parametrischen Koeffizienten der Varianzbeschreibung wirken hoch signifikant. Das Modell erklärt 89 % der Varianz der Daten. Die Haupteffekte des Modells sind im Parametrisierungsbereich biologisch plausibel, was im Extrapolationsbereich nicht durchgängig zutrifft (Abb. 29). Mit dem BHD nimmt der Grundflächenzuwachs zunächst steil zu und flacht im Bereich höherer BHD ab. Ein höherer Bekronungsgrad führt in dem mit Beobachtungen belegten Bereich zu einem degressiven Anstieg des Grundflächenzuwachses. Eine Alterszunahme hat eine Abnahme der Zuwächse mit annähernd negativ-exponentiellem Verlauf zur Folge. Eine steigende Gesamtkonkurrenz verringert die Grundflächenzunahmen zunächst fast linear, während sich die Abnahmen im Bereich hoher Konkurrenz verstärken. Hingegen erhöhen sich mit zunehmender Freistellung die Grundflächenzuwächse dem Trend nach linear.

Der Einsatz der neuen alternativen Grundflächenzuwachsfunction als Prognosemodell des Einzelbaumwachstumssimulators BWinPro/TreeGrOSS erfordert die Linearisierung der Effekte der ausgewählten Form des AMod_GAULSS. Diese erfolgt durch den schrittweisen Ersatz der Modellterme der Haupteffekte durch die im Rahmen einer Variantenprüfung bestimmten, besten funktionalen Form des jeweiligen Effekts. Für den wichtigen Effekt des BHD wird eine zweiteilige Linearisierungsvariante gewählt. Dafür werden beide Teile jeweils mit einer Potenzfunktion transformiert. Der Bekronungs-

grad wird durch eine exponentielle Transformation beschrieben. Der Alterseffekt wird mit einer Potenzfunktion mit negativem Exponenten transformiert. In direkter linearer Approximation gehen die Effekte der Gesamtkonkurrenz und der Freistellung in das linearisierte Modell ein. Das linearisierte abstandsunabhängige alternative Grundflächenzuwachsmodell (AMod_AU) erhält damit die folgende Form:

$$ig = a + b + c \cdot 0,03^{bgmess} + d \cdot alt^{-0,75} + e \cdot c66Ges.n + f \cdot c66c.n,$$

mit

$$b = \begin{cases} b_1 \cdot BHD^{1,1} & \text{für } BHD < 16,1 \\ b_2 \cdot BHD + b_3 \cdot BHD^{1,2} & \text{für } BHD \geq 16,1 \end{cases} \quad (42)$$

Dabei sind $a \dots f$ die Parameter des Modells, während die Werte der numerischen Konstanten durch iterative Suche bestimmt wurden. Alle Effekte des linearisierten Modells, einschließlich der parametrischen Koeffizienten der Varianz, bleiben hoch signifikant. Mit der Erklärung von 88 % der Varianz der Daten verliert das linearisierte Modell gegenüber der Endversion des AMod_GAULSS (Formel 41) kaum an Erklärungskraft und das BIC wird nur geringfügig größer (Anhang, Anlage 4). Der mittlere quadratische Fehler (RMSE) ist mit 0,006 geringer als bei allen abstandsunabhängigen Parametrisierungsvarianten des Referenzmodells auf gleicher Datengrundlage. Zur Überprüfung können die Effektverläufe des linearisierten Modells AMod_AU mit denen des nichtlinearen Ausgangsmodells AMod_GAULSS verglichen werden (s. Abb. 29).

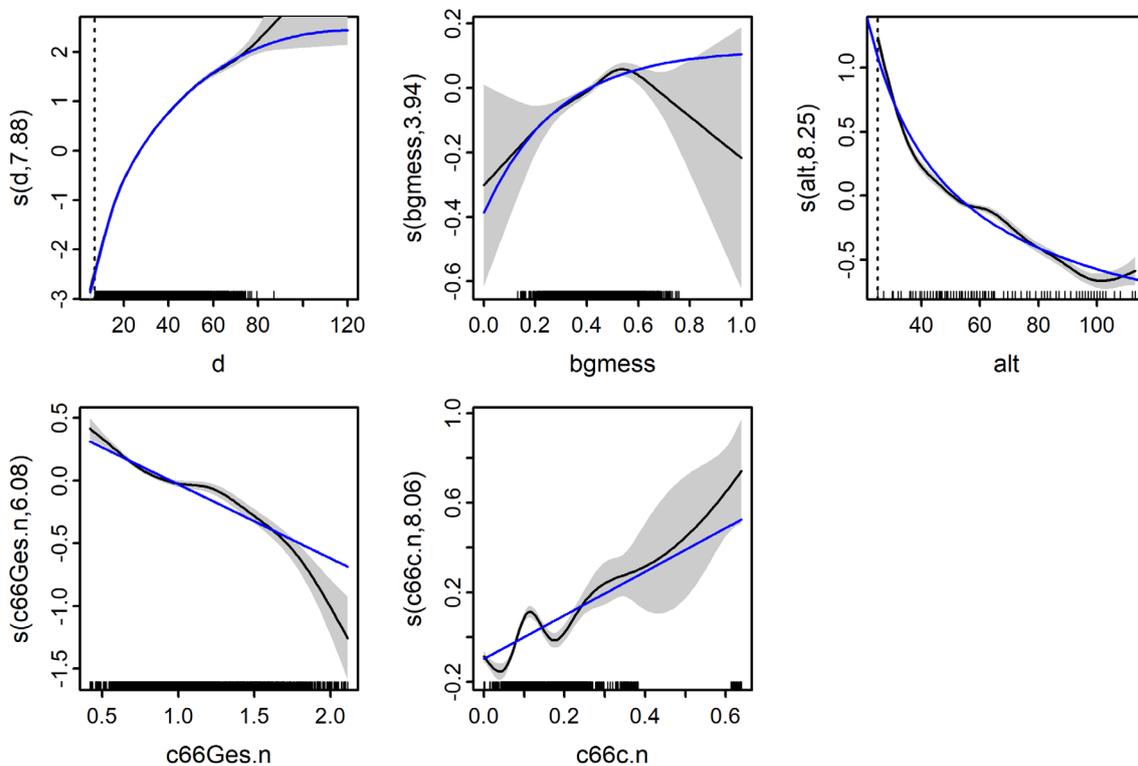


Abbildung 29: Nichtlineare Haupteffekte des alternativen Grundflächenzuwachsmodells für Roteiche nach dem durch Variablenauswahl spezifizierten AMod_GAULSS im Vergleich zum Verlauf der in Blau dargestellten linearisierten Effekte des Modells AMod_AU; „rugs“ auf der Abszisse zeigen die Datenabdeckung

Der Vergleich der linearisierten Effekte mit den nichtlinearen Verläufen und deren Konfidenzintervallen verdeutlicht eine zutreffende Abbildung durch die Linearisierung für Bereiche, die gut mit Daten belegt sind. In Bereichen geringer Datenabdeckung bzw. im Extrapolationsbereich verhalten sich die gewählten Linearisierungen gegenüber den ursprünglichen Effektverläufen mit ihren großen Unsicherheitsbereichen nunmehr weitgehend plausibel und stabil. Nach der Stärke des Effekts besitzt der BHD unter den Dimensionsgrößen einen sehr großen, der Bekronungsgrad einen vergleichsweise geringen Einfluss auf den Grundflächenzuwachs.

Die Residuen des linearisierten Modells über den Vorhersagen zeigen in Bereichen guter Datenabdeckung auf Link- und Response-Ebene sowie über allen im Modell enthaltenen Variablen und auch weiteren potenziellen Einflussgrößen, die sich nicht als erklärende Variable im akzeptierten Modell befinden, nunmehr keine auffälligen systematischen Abweichungen von dem Erwartungswert Null (Abb. 30).

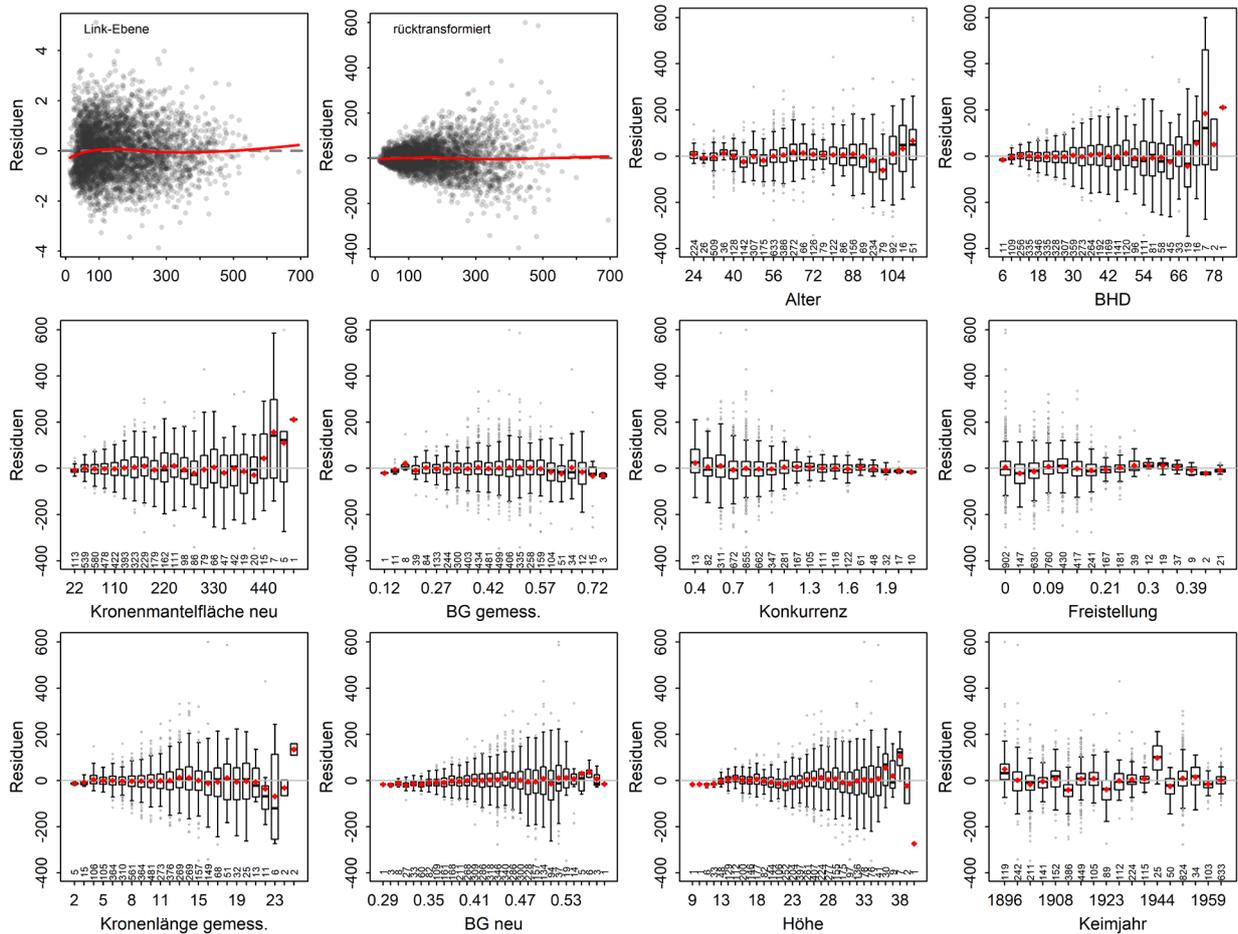


Abbildung 30: Residuen des linearisierten Grundflächenzuwachsmodells AMod_AU über den Vorhersagen sowie über den Modellvariablen und weiteren, nicht im Modell befindlichen potenziellen Einflussgrößen (rote Rauten: arithmetische Mittelwerte der Residuen)

5.1.8 Sensitivitätsanalysen der verschiedenen Grundflächenzuwachsmodelle

Für eine Überprüfung des Modellverhaltens und der Sensitivität wird das neu entwickelte alternative Grundflächenzuwachsmodell für die Roteiche in Nordwestdeutschland AMod_AU mit den ebenfalls abstandsunabhängigen Varianten des Referenzmodells verglichen. Als Versionen des Referenzmodells werden zunächst die derzeit in BWinPro/TreeGrOSS implementierte alte Parametrisierung BWinPro_AU sowie die Variante Sim_alt_AU, parametrisiert auf der aktuellen Datengrundlage mit gemessenen Höhen und Kronenansätzen, allerdings noch unter Anwendung der alten Kronenbreitenfunktion und der daraus berechneten Konkurrenz, in den Vergleich einbezogen. Die Modellvergleiche beziehen sich auf die aus der empirischen Datengrundlage erzeugten und im Methodenteil beschriebenen Testdatensätze „mittlerer Baum“ und „Zuwachsgeraden“ (Kap. 4.6.5). Für eine bessere Anschaulichkeit und Vergleichbarkeit werden die Grundflächenzuwächse auf mittlere jährliche Radialzuwächse (Jahringbreiten) der fünfjährigen Zuwachsperiode umgerechnet und über den Ausgangsdurchmessern aufgetragen. Die Variation der Vorhersagen der verglichenen Modelle in den verschiedenen Altersklassen wird in Abhängigkeit der Dimensionsgrößen Kronenansatz und Baumhöhe sowie der Konkurrenz und der Freistellung gegenübergestellt (Abb. 31). In den Darstellungen zur Sensitivität der Modelle gegenüber dem Kronenansatz ist als Referenz für jede Altersklasse die empirische Zuwachsgerade des Testdatensatzes mit abgebildet.

Mit dem neuen alternativen Zuwachsmodell AMod_AU zeigen die Zuwachsgeraden in allen Altersklassen eine starke Steigerung der Radialzuwächse mit zunehmendem BHD. Dies entspricht weitgehend den Zuwachsbeobachtungen mit dem BHD innerhalb der Altersklassen. Auch das absolute Niveau der Zuwachsbeobachtungen wird überwiegend zutreffend wiedergegeben, außer in der jüngsten Altersklasse, wo eine starke Überschätzung des Zuwachsniveaus vorliegt. Ebenfalls sehr gut zu den mittleren Datenverläufen der Beobachtungen passend, gibt es in den Zuwachsschätzungen von AMod_AU einen eindeutigen Alterstrend, also abnehmende Steigungen der Zuwachsgeraden über dem BHD mit höherer Altersklasse. Die Altersschichtung der Zuwachsgeraden entspricht dabei vollständig der chronologischen Abfolge der Altersklassen. Eine Sensitivität der Zuwächse nach AMod_AU gegenüber Veränderungen von Kronenansatz und Baumhöhe, aus denen sich die absolute Kronenlänge ergibt, bleibt offensichtlich sehr gering. Nicht die Differenz, sondern die Relation beider erstgenannter Größen bildet den in AMod_AU enthaltenen BG, wobei unterschiedliche Wertepaare von Baumhöhe und Kronenansatz gleiche BG ergeben können, solange sie sich proportional verhalten. Bei den beiden anderen Modellen, die als Dimensionsgröße zur Erklärung des Grundflächenzuwachses die Kronenmantelfläche nutzen, in deren Berechnung die absolute Kronenlänge unmittelbar eingeht, folgt aus Modellkonstruktion die höhere Variabilität der Zuwächse. Allgemein für alle drei Modelle zutreffend, dass innerhalb eines Modells die Variation der Zuwächse gegenüber dem Kronenansatz und der Höhe jeweils annähernd gleich ist, da beide Größen eng korreliert sind. Gegenüber Konkurrenz und Freistellung zeigt

AMod_AU eine deutliche Sensitivität. Eine konkurrenz- und freistellungsbedingte Staffelung der Radialzuwächse nimmt mit dem BHD zu.

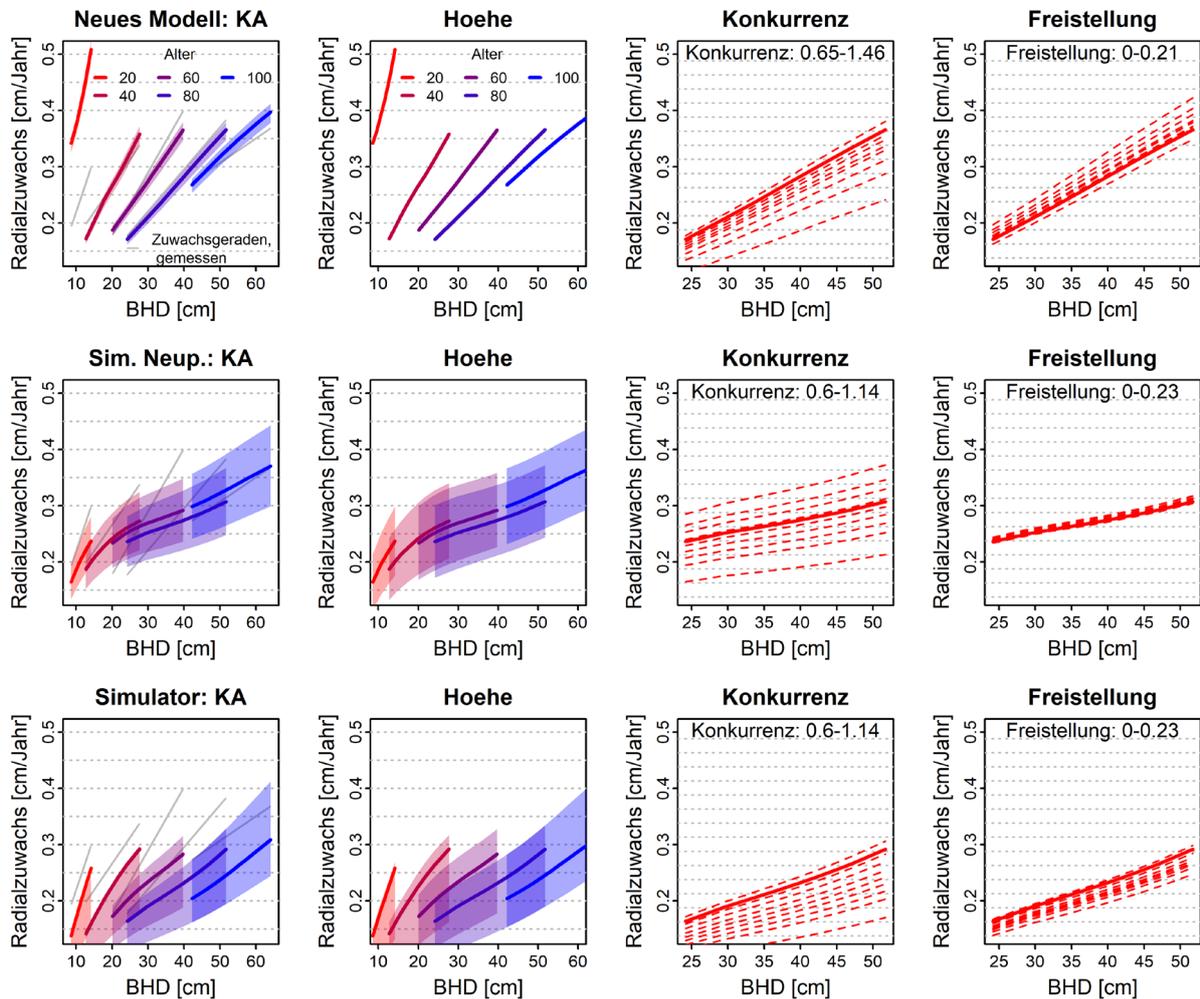


Abbildung 31: Modellvergleich und Sensitivitätsanalyse auf Grundlage der Testdaten „Zuwachsgeraden“ in den beiden linken Spalten und der Testdaten „mittlerer Baum“ in den beiden rechten Spalten (vgl. Kap. 4.6.5) für die Modelle Alternatives Zuwachsmoell AMod_AU (in der Abb.: „Neues Modell“) sowie Sim_alt_AU (in der Abb.: „Sim.Neup.“) und BWinPro_AU (in der Abb.: „Simulator“) als Varianten des Referenzmodells. Dargestellt sind simulierte (farbig) und gemessene (grau) Zuwächse über dem Ausgangs-BHD, wobei jeweils eine erklärende Variable ausgehend von ihrer mittleren Ausprägung (durchgezogene Linie) innerhalb ihrer Spannweite im Testdatensatz variiert wird (schattierte Bereiche für KA u. Höhe bzw. gestrichelte Linien in 10%-Quantilen für Konkurrenz und Freistellung).

Bei Sim_alt_AU, der abstandsunabhängigen Neuparametrisierung des Referenzmodells mit den alten Funktionen von Kronenbreite und Kronenansatz, zeigen die Radialzuwächse in allen Altersklassen die geringsten Steigungen mit zunehmendem BHD aller drei verglichenen Modelle. In der zweiten und dritten Altersklasse haben die „Zuwachsgeraden“ dabei eine Tendenz zu degressiven, statt linearen Verläufen. In der ersten Altersklasse und in der höchsten Altersklasse werden die Steigungen der empirischen Zuwachsgeraden von dem Modell relativ gut getroffen, dazwischen jedoch bleiben die Steigungen der Zuwachsgeraden spätestens ab der dritten Altersklasse fast identisch, so dass hier kein

Alterstrend der Durchmesserzuwächse über dem BHD erkennbar wird. In der Altersschichtung liegt das Niveau der Zuwachsschätzungen der fünften Altersklasse oberhalb der vierten, was sich weder in den Zuwachsbeobachtungen, noch bei den beiden anderen Modellen findet. Die Sensitivität der Zuwächse gegenüber einer Variation von Kronenansatz und Höhe beruht auf der damit gegebenen Variation der Kronenlänge, die unmittelbar zu Veränderungen der Kronenmantelfläche führt. Ebenso gibt es eine Sensitivität des Zuwachses gegenüber der Konkurrenz, dabei bleibt die konkurrenzbedingte Staffelung der Zuwächse bei zunehmenden BHD äquidistant. Über den gesamten Durchmesserbereich betrachtet ist die Bandbreite der Zuwachsreaktion auf zunehmende Konkurrenz bei diesem Modell am größten. Dagegen bleibt die Zuwachsveränderung in Reaktion auf eine Variation der Freistellung äußerst gering, was mit dem sehr kleinen Betrag des Freistellungskoeffizienten von Sim_alt_AU (vgl. Tab. 20) korrespondiert.

Durch das Modell BWinPro_AU als die Variante Referenzmodells, die nicht neu an das Datenmaterial angepasst wurde, sondern vollständig dem derzeit in BWinPro/TreeGrOSS implementierten Stand entspricht, werden die Steigungen der empirischen Zuwachsgeraden mit zunehmendem BHD insgesamt besser getroffen, als durch Sim_alt_AU. Ebenso ist die Altersschichtung der Zuwachsgeraden hier plausibel, indem es eine Abnahme der Steigungen der Zuwachsgeraden und ein Absinken des Zuwachsniveaus mit zunehmender Altersklasse gibt. Ähnlich wie durch Sim_alt_AU wird jedoch, abgesehen von der jüngsten Altersklasse, das Zuwachsniveau über dem BHD gegenüber den Beobachtungen fast durchweg unterschätzt. Die hohe Sensitivität der Zuwachsschätzungen von BWinPro_AU gegenüber der Variation von Kronenansatz und Baumhöhe ist aufgrund der grundsätzlich gleichen Modellkonstruktion der von Sim_alt_AU vergleichbar. Die modellierten Zuwächse zeigen auch Unterschiede in Abhängigkeit der Konkurrenz, die hier mit zunehmendem BHD ebenfalls zunehmen. Ebenso gibt es nennenswerte Veränderungen der Zuwächse in Reaktion auf unterschiedliche Freistellung, allerdings in einer etwas geringeren Bandbreite als nach dem alternativen Zuwachsmodell AMod_AU.

In die weitere Überprüfung und Analyse von Modellunterschieden, insbesondere im Hinblick auf die Sensitivität gegenüber Konkurrenz und Freistellung, werden wiederum das alternative Zuwachsmodell AMod_AU und zwei Varianten des Referenzmodells einbezogen. Neben der alten Version BWinPro_AU wird diesmal das abstandsunabhängige, neu parametrisierte Modell Sim_neu_AU mit den neuen Funktionen der Kronendimensionen getestet. Die Datengrundlage dieses Sensitivitätsvergleichs gegenüber der Bestandesdichte bilden drei Zuwachsperioden des Durchforstungsversuchs Arenberg-Meppen 857 (s. Kap. 4.3.4), innerhalb dessen die Konkurrenzverhältnisse und Freistellungen infolge der Versuchssteuerung eine große, während der verwendeten 13-jährigen Beobachtungszeit zunehmende Spannweite abdecken. Dies verdeutlichen die Dichtemaße der Bestandesgrundfläche und des SDI der drei verglichenen Behandlungen zu Versuchsbeginn und zum aktuellen Stand (Tab. 21).

Tabelle 21: Entwicklung der Bestandesdichte ausgewählter Parzellen des Roteichen-Durchforstungsversuchs Arenberg-Meppen 857

Alter [J.]	Dichtemaß		Nullfläche	mäßige Hoch-	starke Hoch-
			(Parz. 1)	durchforstung (Parz. 3)	durchforstung (Parz. 2)
25	Bestandesgrundflä. (verbl. Bestand)	[m ² /ha]	21,5	15,2	15,0
38	Bestandesgrundflä. (Gesamtbestand)	[m ² /ha]	37,6	28,2	23,8
25	SDI (verbl. Bestand)		624	451	444
38	SDI (Gesamtbestand)		963	732	621

In den Sensitivitätsvergleich gegenüber Konkurrenz und Freistellung werden die Höhen- und Kronenansatzmessbäume der Nullfläche ohne Durchforstung (Parzelle 1), der mäßigen Hochdurchforstung (Parzelle 3) und der starken Hochdurchforstung (Parzelle 2) einbezogen und die tatsächlich beobachteten BHD-Zuwächse als Referenz mit dargestellt (Abb. 32). Für die erklärenden Dimensionsgrößen der Grundflächenzuwachsmodelle werden hier abgesehen vom BHD modellierte Größen verwendet, also Höhenwerte aus der Bestandeshöhenkurve und Bekronungsgrad bzw. Kronenansatz sowie Kronenbreite nach den jeweiligen Modellständen. Es wird deutlich, dass die Vorhersagen des alternativen Zuwachsmodells AMod_AU die beobachteten Zuwächse in Abhängigkeit des Ausgangs-BHD sowohl bei starker Konkurrenz (Nullfläche), als auch bei mittlerer (mäßige Hochdurchforstung) und schwächerer Konkurrenz (starke Hochdurchforstung) am besten treffen. Damit scheint für AMod_AU eine zutreffende Konkurrenzsensitivität gegeben zu sein. Jedenfalls liefert der vorliegende Modellvergleich keine Hinweise darauf, dass sie zu gering wäre. Ein Vergleich der Modelle unter Verwendung der abstandsabhängigen Konkurrenz c66xy und Freistellung c66cy (ohne Darstellung), die für diese Versuchsfläche aufgrund vorhandener Stammverteilungspläne ebenfalls vorliegen, ergibt keine andere Aussage. Von dem alternativen Zuwachsmodell wiederum durchgängig überschätzt werden allerdings die Zuwächse der Bäume mit den geringsten BHD.

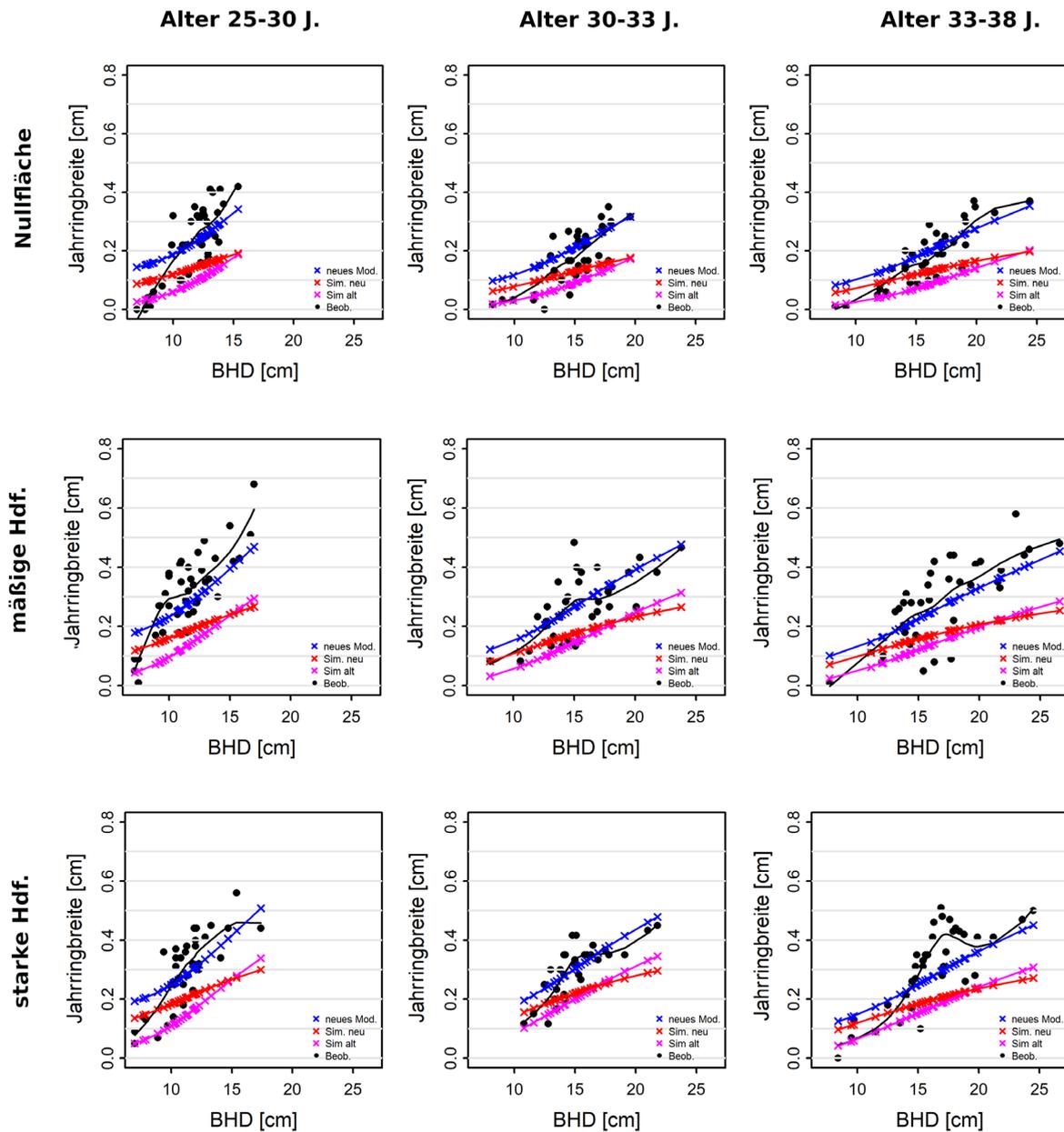


Abbildung 32: Modellvergleich und Sensitivitätsanalyse auf Grundlage der Höhenmessbäume des Roteichen-Durchforstungsversuchs Arenberg-Meppen 857, Parz. 1, 3 und 2 für das neue alternative ZuwachsmodeLL AMod_AU (in Abb.: „neues Mod.“) sowie als Varianten des Referenzmodells Sim_neu_AU (in Abb.: „Sim. neu“) sowie BWinPro_AU (in Abb.: „Sim. alt“). Dargestellt sind die simulierten und die gemessenen Radialzuwächse über dem Ausgangs-BHD, jeweils ausgeglichen durch Splines, die mit lokaler polynomischer Regression der R-Funktion ‚loess‘ erzeugt wurden.

Bezüglich der Überprüfung eines plausiblen Modellverhaltens der verschiedenen neu parametrisierten GrundflächenzuwachsmodeLLe sind die bisherigen Modellvergleiche und -analysen anhand empirischer Daten, die Bestandteil der Parametrisierungsgrundlage waren, durchaus aussagefähig. Im Hinblick auf die Eignung als robuste Prognosemodelle im Rahmen des Wachstumssimulators BWinPro/TreeGrOSS bleiben sie von eingeschränkter Aussagekraft. Für eine solche Evaluierung erforderlich und geeignet sind unabhängige Daten, die nicht für die zu überprüfenden Modellanpassungen verwendet worden waren.

5.2 Bestandeswachstum von Roteichenbeständen in Nordwestdeutschland

5.2.1 Wachstum gleichalter Mischbestände aus Roteiche und Buche

Im Rahmen der aktueller Waldentwicklungsziele spielen Mischungen der eingeführten Roteiche mit schattentoleranten heimischen Laubbaumarten, vor allem der Rotbuche, bereits ab der Bestandesbegründung eine wichtige Rolle (Böckmann et al. 2019). Einige ertragskundlichen Versuche, in denen gleichalte, einzelstammweise Mischungen von Roteiche und Buche bereits in der Vergangenheit realisiert wurden, liefern Erkenntnisse über die langfristige Höhenentwicklung beider Baumarten in intensiver interspezifischer Konkurrenz (s. Kap. 4.3.2). Grundsätzlich bestand in den betrachteten Versuchbeständen bereits zu Beginn der ertragskundlichen Messungen ein deutlicher Höhenvorsprung der Roteiche gegenüber der gleichalten Buche (Abb. 33).

In zwei Versuchen im Stadtwald Düsseldorf betrug der mittlere Höhenvorsprung der Roteiche gegenüber der Buche im Alter von 45 Jahren bereits ca. 12 m. Beide Baumarten zeigten damals eine deutliche Höhendifferenzierung, ausgeprägter noch bei der Buche. Die Höhendifferenzierung der Roteiche nimmt mit der Zeit ab, während sie bei der Rotbuche erhalten bleibt. Der Höhenvorsprung der Roteiche verringert sich im weiteren Verlauf nur wenig, so dass sie nach den mittleren Höhen im Alter von 105 Jahren noch immer 10 m vor der Buche liegt. Vereinzelt in die Roteichenkronen einwachsende Buchen mussten erst ab einem Alter von 95 Jahren entnommen werden. Mit Gesamtmengen von 37 bzw. 27 m³ je ha blieben diese Entnahmemengen bisher auf beiden Flächen gering. Die Höhenwuchsleistung der Roteiche in Abt. 215 entspricht derzeit einer I,5., die der Buche einer III. Ertragsklasse. Auf dem etwas frischeren Standort in Abt. 218 leisten die Roteiche eine I. und die Buche eine II,8. Ertragsklasse.

Auf dem extrem leistungsfähigen Standort in Saarburg betrug der mittlere Höhenunterschied beider Baumarten im Alter von 29 Jahren bereits 15 m. Der gleiche absolute Höhenvorsprung der Roteiche ist ca. 60 Jahre später noch immer gegeben. Nach zwischenzeitlich sogar noch größerer Differenz wird in den letzten 25 Jahren ein Aufholen der Buche erkennbar. Dies wurde begünstigt durch Schlussunterbrechungen infolge von Windwürfen vorherrschender Roteichen bei Sturmereignissen der Jahre 1990 und 2007. Entstandene Lücken förderten das Wachstum von Buchen und verstärkten so deren Höhendifferenzierung. Die bisherigen Entnahmen an Buche summieren sich auf die vergleichsweise geringe Menge von 45 m³ je ha. Die Höhenwuchsleistung der Roteiche entsprach zuletzt einer 0., vor den Windwürfen einer -I. Ertragsklasse, die Buche erreichte gleichzeitig eine I,9. Ertragsklasse.

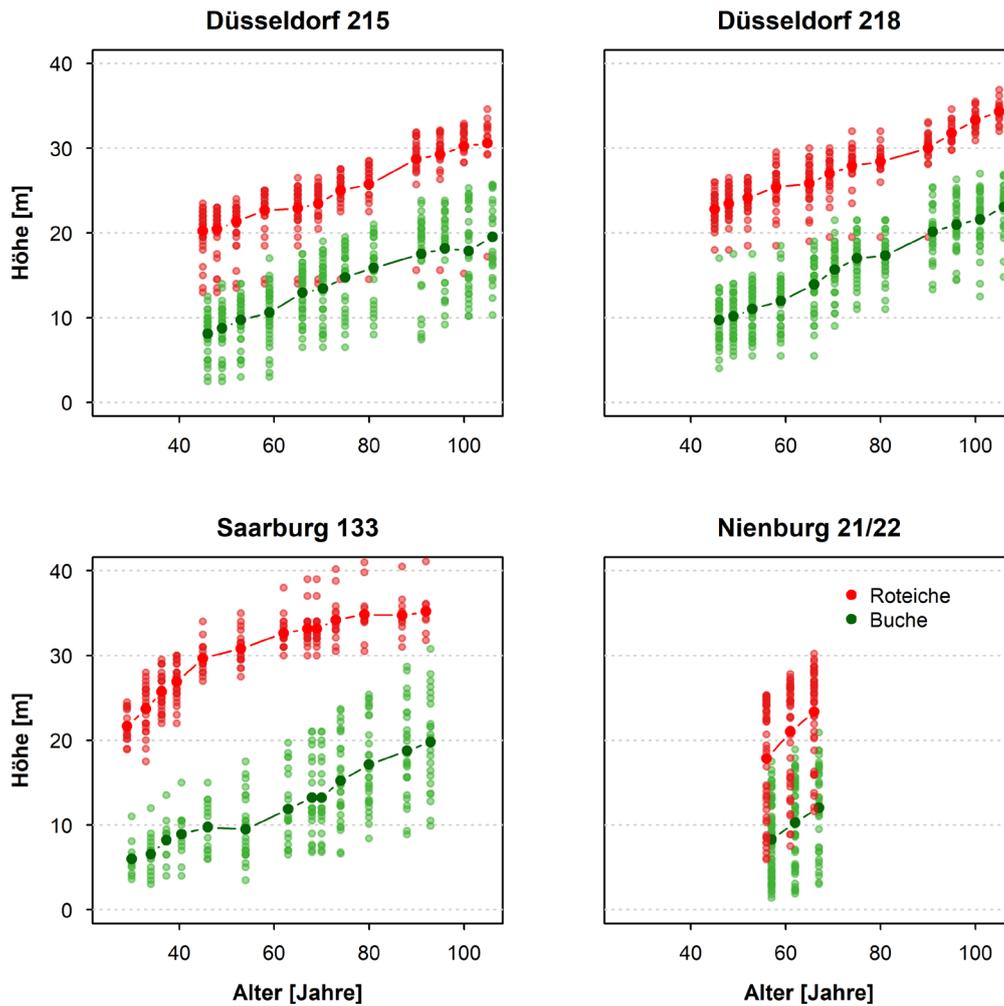


Abbildung 33: Höhenentwicklung gleichalter, einzelstammweise gemischter Roteichen und Buchen in auf der Freifläche begründeten Mischbeständen: vollfarbige, verbundene Punkte = arithmetische Mittelwerte der Höhenmessungen; transparente Punkte = Einzelbaummesswerte

Auf einer Versuchsparzelle in Nienburg besitzt die Roteiche im Alter von 56 Jahren einen Vorsprung der mittleren Höhe von 10 m bei starker Vertikaldifferenzierung beider Baumarten. Die höchsten Buchen erreichen die mittlere Höhe der Roteiche. Diese Höhenrelation verändert sich in den folgenden 10 Jahren kaum. Im Bestandesalter von 66 Jahren nimmt die Buche, in der es bisher keine Entnahmen gab, fast 50 % der Stammzahl, jedoch nur 17 % der Bestandesgrundfläche ein. Die Leistung der Roteiche auf dem durch Schluffanteile aufgewerteten Sandstandort entspricht einer I., die der Buche einer II,9. Ertragsklasse.

Eine starke und anhaltende Überlegenheit des Höhenwachstums der Roteiche gegenüber der Buche zeigt sich also auf unterschiedlichen Standorten in allen vier Versuche. Mit höherer Standortgüte bzw. Klimagunst deutet sich dabei eine Steigerung des absoluten Höhenvorteils der Roteiche an.

An einer jüngeren Mischbestands-Versuchsfläche in Sellhorn kann die Abhängigkeit weiterer Merkmale der Bestandesstruktur von sehr unterschiedlichen Mischungsverhältnissen beider Baumarten bei andauernder Überschildung exemplarisch verglichen werden. In der Variante Normalverband der

Roteiche wurde Buche nur als jede 4. Pflanze in der Reihe beigemischt. Das Verhältnis der Pflanzenzahlen bei der Begründung lag demnach bei 75 % Roteiche und 25 % Buche. Dagegen wurde der sogenannte Weitverband der Roteiche mit führender Buche begründet. Der Stammzahlanteil der Roteiche lag hier bei unter 20 %, einzeln als 5. bis 6. Pflanze innerhalb der Buchenreihen beigemischt. In Abhängigkeit beider Mischungsvarianten ergeben sich nach 28 Jahren deutliche Unterschiede in den Höhen und Brusthöhendurchmessern beider Baumarten (Abb. 34).

30-jähr. Voranbau unter Kiefer (B° 0,6 - 0,7)

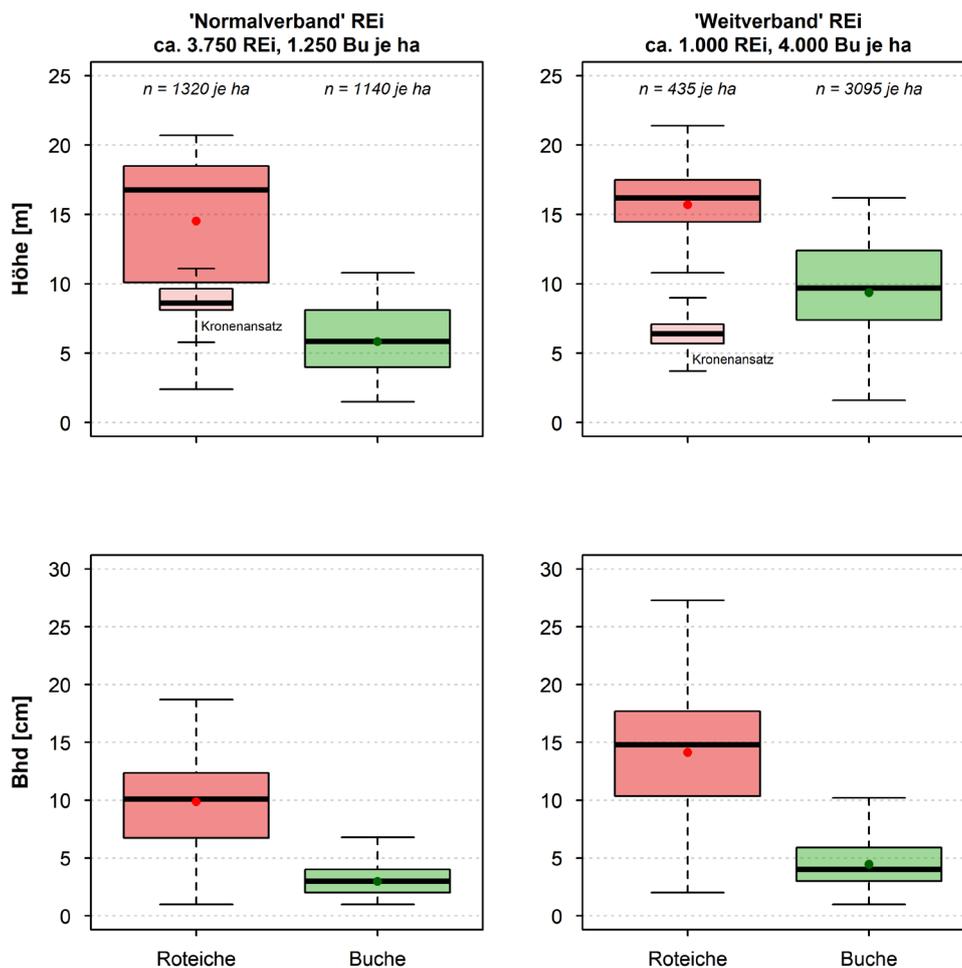


Abbildung 34: Relationen von Höhen (oben) und Brusthöhendurchmessern (unten) von Roteiche und Buche in den Varianten „Normalverband“ und „Weitverband“ des Versuchs Sellhorn 1520; vollfarbige Punkte = arithmetische Mittelwerte (Höhen und Kronenansätze der Roteiche aus repräsentativen Höhenmessungen; BHD-Vollaufnahme ab 1 cm, bei BHD < 7 cm keine Kronenansatzmessungen)

Auffallend ist die ausgeprägte Vertikaldifferenzierung der Roteiche des Normalverbandes mit einer sehr weiten Spanne von Höhen zwischen 2,5 und 21 m. Während sich die Maximalhöhe der Roteiche im Weitverband kaum von der des Normalverbandes unterscheidet, existieren hier keine lebenden Roteichen unter 10 m Höhe. Aufgrund dieser unterschiedlichen Vertikaldifferenzierung liegt das arithmetische Höhenmittel der Roteichen des Normalverbandes etwas niedriger, der Median und die Grenze zum vierten Quartil jedoch ein wenig höher als im Weitverband. Bei der Buche fallen durch die

Mischungsvarianten bedingte Unterschiede der Höhenmittelwerte größer aus. Während in der buchenarmen Variante der arithmetische Höhenmittelwert unter 6 m bleibt und Buchen über 10 m Höhe nur selten vorkommen, betragen in der buchenreichen Variante Median und arithmetisches Höhenmittel 10 m. Die höchsten Buchen erreichen 16 m und damit bereits die mittlere Höhe der Roteichen. Ebenfalls durch das Mischungsverhältnis beeinflusst zeigen sich die Kronenansätze der Roteichen. Ein Mittelwert des Weitverbandes von 6 m bedeutet gegenüber dem Normalverband einen um 2 m zurückbleibenden Fortschritt der Grünastreinigung.

Auch auf die BHD-Mittelwerte der Roteiche wirken sich die hauptsächlich die intraspezifische Konkurrenz des Normalverbandes und die aufgrund zunächst zurückbleibender Buche auch verzögert einsetzende interspezifische Konkurrenz des Weitverbandes aus. Dem mittleren BHD von 10 cm im Normalverband stehen fast 15 cm im Weitverband gegenüber. Hinsichtlich der stärksten BHD sind die Roteichen des Normalverbandes noch deutlicher hinter dem Weitverband zurück. Damit verbunden sind höhere Schlankheitsgrade der Roteichen des Normalverbandes. Auch bei der Buche bleiben die BHD des Normalverbandes durch die starke Konkurrenz der zahlreichen vorwüchsigen Roteichen hinter denen des Weitverbandes zurück. Einen Gesamtüberblick über die Bestandesstrukturen beider Varianten zum Zeitpunkt der Z-Baumauswahl in der Roteiche des unbehandelten Voranbaus vor Ausführung einer Nachlichtung in der Kiefer vermitteln die ertragskundlichen Bestandeskennwerte beider Mischungsvarianten (Tab. 22).

Tabelle 22: Ertragskundliche Kennwerte inklusive Nichtderbholz des Mischbestandsversuchs Sellhorn 1520 zum Zeitpunkt der Z-Baumauswahl der Roteiche; Voranbau bisher unbehandelt, Schirm vor der Nachlichtung

Variante	Baumart	Alter	d100	h100	dg	hg	N	G	V	Ekl. *
		[J.]	[cm]	[m]	[cm]	[m]	[ha ⁻¹]	[m ² /ha]	[m ³ /ha]	
Normalverband	Kiefer	119	52,2	30,4	46,6	29,5	150	25,6	324	1,1
	Roteiche	30	19,0	20,7	10,6	15,8	1320	11,7	84	0,0
	REi Z-Bäume				14,6		150	2,6		
	Buche	29	9,1	13,0	3,3	5,4	1140	1,0	1	0,7
Weitverband	Kiefer	119	49,5	28,0	49,5	28,0	100	19,3	239	1,6
	Roteiche	30	24,3	18,4	15,1	16,2	435	7,8	61	0,7
	REi Z-Bäume				17,7		125	3,1		
	Buche	29	14,1	14,9	5,1	9,3	3095	6,3	16	-1,1

* Kiefer, maß. Df. (Wiedemann 1943), Roteiche (Bauer 1955), Buche, maß. Df. (Schober 1967); alle nach Schober (Hrsg.) 1987

Demnach besteht 28 Jahre nach dem Voranbau bei einem grundsätzlich hohen Leistungsvermögen auf dem grundwasserbeeinflussten Standort in beiden Mischungsvarianten ein deutlicher Höhen- und Durchmesservorsprung der Roteiche gegenüber der gleichalten, einzelstammweise gemischten Buche.

Die weit überlegene Ausgangspflanzenzahl der Roteiche des Normalverbandes führt zu einer deutlichen Verstärkung ihrer Höhendominanz. Den geringeren Höhenvorteil gegenüber der Buche, jedoch größere Durchmesser und niedrigere Schlankheitsgrade weist die Roteiche der Weitverbandsvariante auf. Der Durchmesser Vorteil fällt allerdings beim Z-Baumkollektiv geringer aus als beim d100. Ursache dafür ist, dass dominante Roteichen des Weitverbandes aufgrund von Zwieselbildung, verzögerter Astreinigung und größerer Trocken- und Grünaststärken häufiger nicht den Qualitätsanforderungen an Z-Bäume genügen (Jantzen 2016). Nach ihrem gewichteten Grundflächenanteil ist die Roteiche, trotz ihrer geringen Ausgangszahl, mittlerweile selbst im Weitverband zur Hauptbaumart der zweiten Bestandesschicht avanciert. Gleichzeitig bleibt die Mortalität der Buche bisher gering. Der Anteil überlebender Buchen in Relation zur Ausgangspflanzenzahl liegt in beiden Varianten bei mehr als 75 Prozent.

5.2.2 Wachstumsvergleich von Roteichenbeständen mit standortgleichen Trauben- bzw. Stieleichenbeständen

Die Wuchsleistung ist unter waldbaulichen Gesichtspunkten nicht das einzige Entscheidungskriterium der standortgerechten Baumartenwahl, jedoch als Ausdruck von Produktivität und Vitalität von hoher Relevanz. Vergleichspaare standortgleicher, gleichalter und vergleichbar behandelte Bestände der Roteiche und der heimischen Stiel- bzw. Traubeneiche in einigen Versuchsanlagen der NW-FVA ermöglichen den unmittelbaren Wachstumsvergleich (s. Kap. 4.3.3). Die älteren Vergleichspaare nähern sich mit Altern zwischen 99 und 113 Jahren für die Roteiche angestrebten Produktionszeiten. Neuere Versuche decken junge und mittlere Alter ab. Die Spitzenhöhen zeigen in Abhängigkeit der Standorte ein breites Leistungsspektrum beider Baumarten (Tab.23).

Tabelle 23: Spitzenhöhen h100 und relative Ertragsklassen der Vergleichspaare Roteiche – heimische Eichenarten

Versuch	Baumart	Alter [Jahre]	h100 [m]	Ertragsklasse ¹
Lampertheim 128	REi	113	31,2 ²	I,5
	SEi	114	27,3	I,3
Cochem 10	REi (2 Parz.)	101	33,2/32,3	0,7 / I.
	SEi	103	26,6	I,2
Saarburg 110	REi	101	35,5	0,5
	SEi	102	28,7	0,1
Trier 14	REi	99	29,4	I,8
	TEi	99	23,9	II.
Göhrde 114	REi (2 Parz.)	82	23,9/23,5	III,1 / III,2
	TEi	83	16,0	III,7
Sellhorn 2123	REi (2 Parz.)	66	28,6/30,2	0,8 / 0,3
	TEi	66	27,3	-0,1
SHLF 3113	REi	29	18,9	0,3
	TEi	28	14,9	0,5
	SEi	28	15,9	0,2

¹ nach Bauer (1955) bzw. Jüttner (1955)

² fortgeschrittene Zielstärkennutzung

Es reicht bei der Roteiche von einer 0. bis zu einer III. Ertragsklasse (Bauer 1955), wobei leistungsfähige Bestände überwiegen. Die relativen Höhenbonitäten der zugehörigen Stiel- bzw. Traubeneichenbestände (Jüttner 1955, in Schober (Hrsg.) 1987) bewegen sich auf ungefähr auf dem gleichen Niveau. Nach der h100 im Alter von 100 Jahren entspricht dies einem absoluten Höhenvorsprung der Roteiche zwischen 4 und 7 m.

Unter den neueren Versuchen zeigt sich zum Alter 82 Jahre auf einem schwachen Standort in der ostniedersächsischen Görde ein auffallend großer Höhenvorsprung der Roteiche gegenüber der Traubeneiche, während der Höhenunterschied zugunsten der Roteiche in Sellhorn auf einem deutlich besser wasser- und nährstoffversorgten Standort des gleichen Wuchsbezirks zum Alter 66 weit geringer ausfällt. Über die verschiedenen Versuche hinweg scheinen Leistungsunterschiede beider Baumarten stärker aus unterschiedlichen Bodenverhältnissen zu resultieren, als aus den bisher zu beobachtenden klimatischen Unterschieden. Abweichungen von diesem Trend in unterschiedliche Richtungen stellen die Versuche Lampertheim und SHLF 3113 dar. Die Erklärung liefern versuchsbedingte Spezifika. In Lampertheim hatten Rot- und Stieleiche zu Beobachtungsbeginn in den 1950er Jahren aufgrund damals noch sehr günstiger Standortbedingungen relative Höhenbonitäten von 0,2 bzw. 0,3. Eine nachfolgende Grundwasserabsenkung verursachte einen Leistungsabfall der an volle Grundwasserverfügbarkeit adaptierten Bestände beider Baumarten. Umgekehrt sind auf dem nach den Bodenverhältnissen schwachen Standort in Schleswig-Holstein die jungen Rot-, Trauben- und Stieleichenparzellen allesamt sehr leistungsfähig. Begünstigend wirken hier das luftfeuchte Klima und kleinstandörtlich ein Seitenschutz der schmalen Versuchspartellen durch einen angrenzenden Nadelbaummischbestand.

Bei den Gesamtwuchsleistungen an Derbhohlvolumen (GWL) zeigt die Roteiche durchgängig eine Überlegenheit gegenüber standortgleicher Stiel- und Traubeneiche, die größtenteils sehr deutlich ausfällt. Für die Bestände der heimischen Eichen wurden für den Vergleich die Volumenleistungen eines Unterstandes aus Hainbuche bzw. Buche sogar mit berücksichtigt. Die GWL-Verläufe über dem Alter sind bei drei der vier älteren Versuche bei beiden Baumarten annähernd linear, was bisher auf keinen altersbedingten Rückgang des durchschnittlichen Gesamtwuchses (dGz) schließen lässt (Abb. 35).

Bei den heimischen Eichen geht dies auch auf den zunehmenden Zuwachsbeitrag des Unterstandes aus Schattbaumarten zurück. Abweichende Verläufe mit einem zuletzt degressiven Trend zeigen die GWL beider Baumarten nur im Versuch Lampertheim infolge der beschriebenen Standortverschlechterung. Während hier, trotz stammzahlarmer Begründung, die durchschnittliche Volumenleistung der Roteiche anfangs den wüchsigen Versuchen Saarburg und Cochem entsprach und die Stieleiche ebenfalls äußerst leistungsfähig war, kommt es ab dem Alter 70 zu dem deutlichen Leistungsrückgang. Dieser ist bei der Stieleiche noch ausgeprägter und wird in diesem Fall auch nicht durch einen Zuwachsbeitrag des Rotbuchenunterbaus kompensiert.

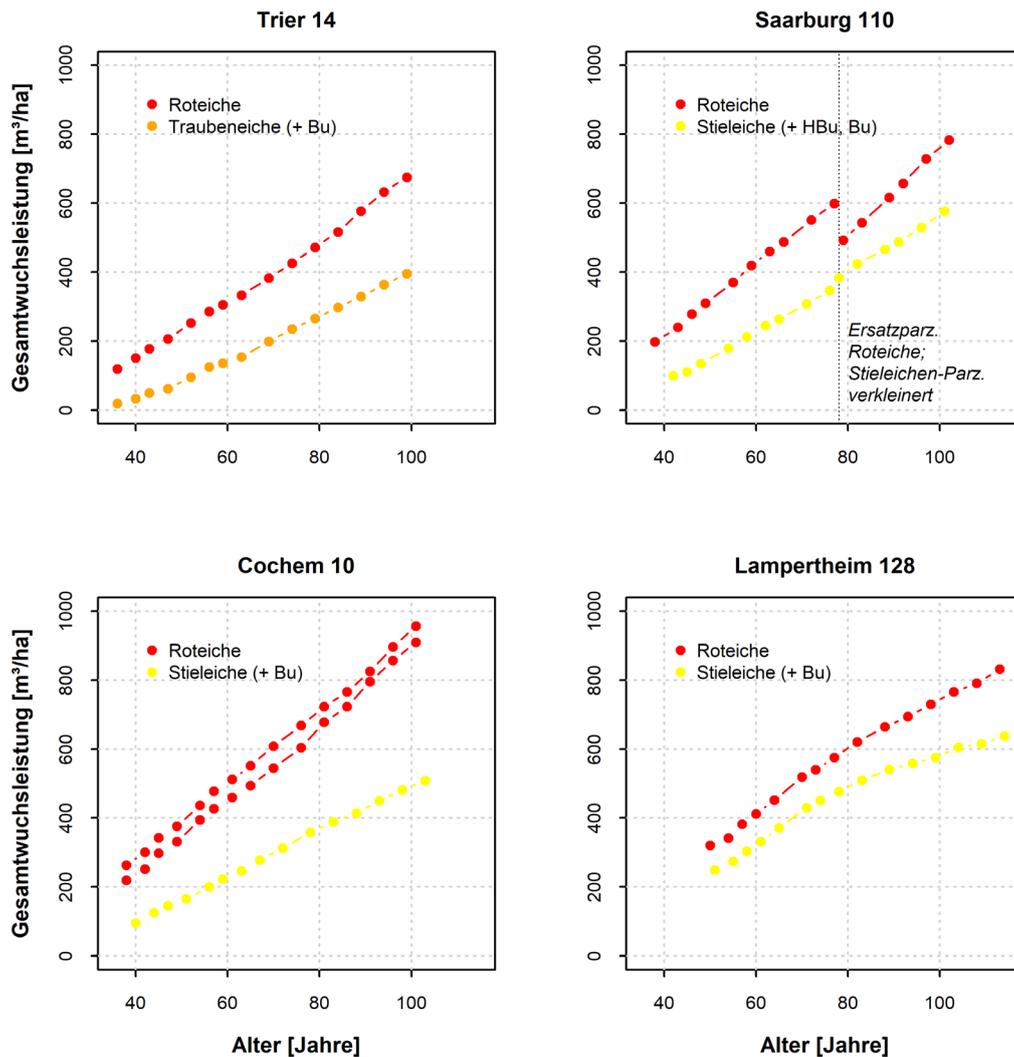


Abbildung 35: Vergleich der Gesamtwuchsleistungen an Derbholzvolumen über dem Bestandesalter von Roteiche und heimischen Eichen für Anbauversuche mit langer Beobachtungszeitreihe

Über alle vier älteren Versuche mit vorläufigen Endaltern von 99 bis 113 Jahren betragen die Vorteile der Gesamtwuchsleistung zugunsten der Roteiche zwischen 200 und über 400 m³ je ha. Der größte GWL-Vorsprung wird im Versuch Cochem registriert. Den geringsten Vorsprung der Roteiche weisen der standörtlich beeinträchtigte Versuch Lampertheim und der Versuch Saarburg auf. In Letzterem ist das rechnerische Resultat durch eine Störung des Versuchs beeinflusst. Für die nach Sturmwurf im Jahre 1990 eingerichtete Roteichen-Ersatzparzelle konnten die Vornutzungen nachträglich nicht vollständig erfasst werden, während die Flächenverkleinerung der teilgeschädigten Stieleichenparzelle zu einer positiven rechnerischen Verschiebung der GWL führte.

Für die Wertleistung von Eichenbeständen ist nicht allein die Volumenleistung ausschlaggebend. Vielmehr spielen als wertbestimmendes Merkmal möglichst starke Durchmesser der qualitativ besten Bäume eine große Rolle. Auch in dieser Hinsicht zeigen die Roteichen eine deutliche Überlegenheit gegenüber Trauben- bzw. Stieleiche (Abb. 36).

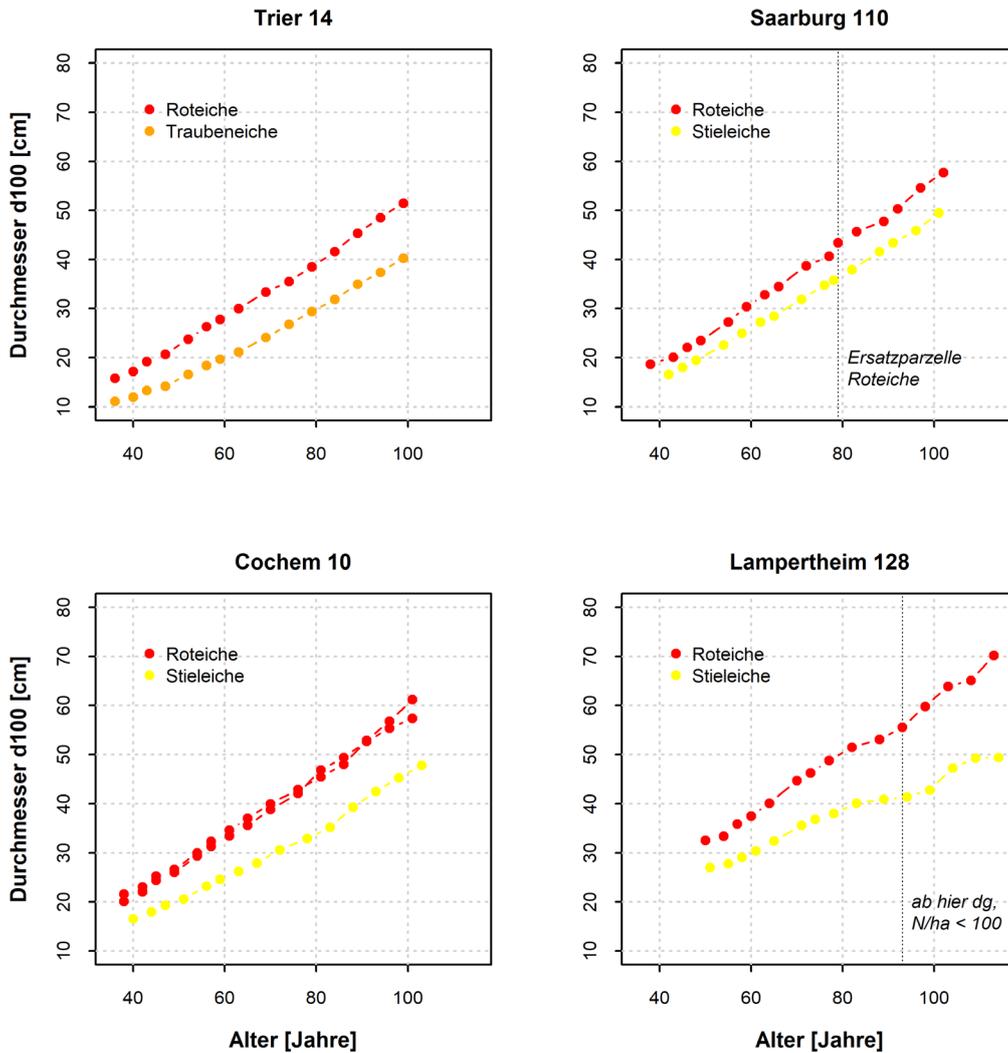


Abbildung 36: Vergleich des Mitteldurchmessers der 100 stärksten Bäume je ha (d_{100}) über dem Bestandesalter von Roteiche und heimischen Eichen für vier Anbauversuche mit langer Beobachtungszeitreihe

Bis zu 14 cm beträgt der Durchmesser Vorsprung der Roteiche in Cochem. In Trier liegt die Roteiche um mehr als 11 cm vor der Traubeneiche. Mit knapp 9 cm fällt der Unterschied in Saarburg etwas geringer aus. Der größte Durchmesser Vorsprung der Roteiche wird in Lampertheim registriert, was einerseits auf die unterschiedliche Bestandesbegründung, Saat der Stieleiche vs. weitständige Pflanzung der Roteiche, sowie auf eine empfindlichere Reaktion der Stieleiche auf die Grundwasserabsenkung zurückgeht. Unruhige Verläufe und stärkere Anstiege der Durchmesserentwicklungen dieses Versuchs in jüngster Zeit sind durch rechnerische Verschiebungen infolge niederdurchforstungsartiger Eingriffe bei Stammzahlen des Oberstandes von unter 100 Bäumen je ha zu erklären. Bei der Stieleiche handelte es sich um Sanitärhiebe und bei der Roteiche ist Unterstand zur Förderung der Naturverjüngung entnommen worden. Auf den günstigen Standorten erreicht der d_{100} der Roteiche im Alter von 100 Jahren 60 cm. Die stärksten Bäume der Durchmesserverteilungen überschreiten gleichzeitig 65 bis 70 cm und befinden sich damit im Bereich der angestrebten Zielstärke für Roteichenwertholz. Der schwächere Standort in Trier kommt mit einem d_{100} von 52 cm etwas geringer ab, die BHD der stärksten Roteichen

übertreffen aber auch hier bereits 60 cm. Die d100 der Stiel- und Traubeneichen liegen bei gleichen Altern zwischen 40 und 50 cm.

Für die jüngeren Versuche im Tiefland fallen zunächst die großen Niveauunterschiede der Gesamtwuchsleistungen zwischen den drei Standorten auf (Abb. 37, links). Im Versuch Sellhorn mit dem gut wasser- und nährstoffversorgten Standort erreicht die wüchsigeren der beiden Roteichenparzellen mit 66 Jahren eine GWL von knapp 500 m³ je ha und ist damit auf dem Niveau des leistungsfähigen Berglandstandortes Cochem zum gleichen Alter. Der Traubeneichenbestand bleibt etwas zurück, ist aber ebenfalls sehr leistungsfähig. In den älteren Versuchen wurde dessen Gesamtwuchsleistung zum gleichen Alter nur von der Stieleiche in Lampertheim, damals noch mit vollem Grundwasseranschluss, erreicht.

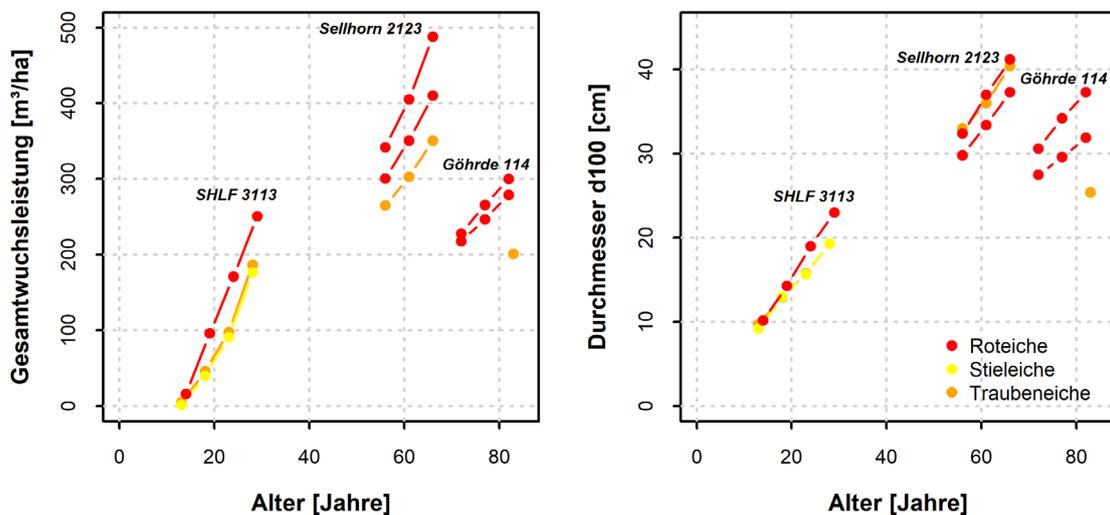


Abbildung 37: Vergleich der Gesamtwuchsleistung und des Mitteldurchmessers der 100 stärksten Bäume je ha (d100) über dem Bestandesalter von Roteiche und heimischen Eichen für drei jüngere Anbauversuche

In dem Versuch auf der schleswig-holsteinischen Vorgeest sind sowohl die um 70 m³ je ha führende Roteiche als auch die Trauben- und Stieleiche mit untereinander identischer GWL äußerst wüchsig. Vergleichbare Gesamtwuchsleistungen erreichen beide Baumarten in dem mattwüchsigen Versuch GÖhrde erst bei einem um 50 Jahre höheren Alter.

Der absolute Vorsprung des d100 der Roteiche ist mit 12 cm im Alter 83 im Versuch GÖhrde am größten (Abb. 37, rechts). Im Versuch Sellhorn liegt der d100 der Traubeneiche im Alter 66 gleichauf mit der Roteiche. Ursächlich dafür sind Unterschiede der bisherigen Bestandesdichte zwischen der nach hohen Ausfällen sehr stammzahlarm erwachsenen Traubeneichenpflanzung und der lange dicht gehaltenen Roteichensaat, wo eine starke Hochdurchforstung erst im Alter von fast 50 Jahren einsetzte. In dem jüngsten Versuch in Schleswig-Holstein liegt der d100 der Roteiche mit 28 Jahren bei 23 cm und damit 3,5 cm vor Trauben- und Stieleiche.

Die Ergebnisse unterstreichen die überlegenen Höhen-, Durchmesser- und Volumenleistungen der Roteiche gegenüber standortgleichen, gleichalten Stiel- und Traubeneichen vergleichbarer Bestandesbehandlung auf einem breiten Spektrum von Standorten in Nordwestdeutschland. Bezogen auf die Ertragstafeln erreichen Roteiche und heimische Eichenarten auf dem gleichen Standort in etwa gleiche relative Höhenbonitäten, was einem absoluten Höhenvorsprung der Roteiche von bis zu 7 m entspricht. Die Volumenleistungen der Roteiche liegen je nach Alter und Standort um 30 und 80 % über jenen von Trauben- und Stieleiche, selbst bei Einbeziehung deren Unterstandes aus Schattbaumarten. Sowohl für Bestände der Roteiche als auch für die der heimischen Eichen, bei letzteren wiederum unter Mitberücksichtigung der Unterbaubaumarten, ist auf ungestörten Standorten bis zum Alter von 100 Jahren noch kein altersbedingter Rückgang des dGz zu verzeichnen.

5.2.3 Eine neue Roteichen-Ertragstafel für Nordwestdeutschland

5.2.3.1 Bonitätsfächer und Bonitierung der Versuchs- und Probeflächen

Der als Einordnungsbeziehung der neuen Roteichen-Ertragstafel in Nordwestdeutschland erstellte Bonitätsfächer verwendet die neue Alters-Höhenbeziehung des Einzelbaumwachstumsmodells auf der Grundlage der dreiparametrischen Chapman-Richards-Funktion (CR3, s. Kap. 4.5.2). In die Asymptote der Modellgleichung geht der Site Index (SI) der Versuchsparzelle, bei wiederholten Beobachtungen als arithmetischer Mittelwert, ein. Die Funktion des Spitzenhöhenverlaufs der Roteiche in Abhängigkeit des Alters und des SI lautet unter Einsetzung der gefundenen Koeffizienten:

$$h_{100} = 1,746089 \cdot SI \cdot (1 - e^{(-0,011002 \cdot \text{Alter})^{0,656357}}) \quad (43)$$

mit folgender Bedeutung der verwendeten Variablen:

*h*₁₀₀ Spitzenhöhe h₁₀₀ [m]

SI mittlerer Site Index der Versuchsfläche; entspricht der Spitzenhöhe h₁₀₀ im Alter 50

Alter Bestandesalter

Aus der verwendeten Funktionsform ergibt sich ein anamorpher Bonitätsfächer, das heißt, die Verlaufsform des funktionalen Ausgleichs der Spitzenhöhen h₁₀₀ über dem Bestandesalter ist für alle ausgeschiedenen Ertragsklassen der Leitkurve entsprechend gleich. Für die Festsetzung relativer Ertragsklassen des neuen Bonitätsfächers bestehen verschiedene Möglichkeiten, entweder formal-mathematisch z. B. im Hinblick auf die Datengrundlage oder stärker inhaltlich orientiert und anwendungsbezogen (Abb. 38). Grundsätzlich wird als Ergänzung zu den bisherigen drei Ertragsklassen eine 0. Ertragsklasse ausgewiesen, was dem hohen Anteil von Beobachtungen sehr leistungsfähiger Bestände mit einem Höhenwachstum oberhalb der bisherigen I. Ertragsklasse Rechnung trägt.

Eine eher an statistischen Gesichtspunkten orientierte Variante der Ertragsklassenfestlegung wäre die Verwendung von Quantilen des SI mit gleichen Interquantils-Abständen, so dem 5 %- 35 %-, 65 %- und dem 95 %-Quantil. Für eine praktische Anwendung scheidet diese ausschließlich an der Datenbesetzung orientierte Herleitung aus, da sie zu sehr unterschiedlichen Höhenabständen der Ertragsklassen führt. Dagegen kommen die weiteren Optionen für eine praktische Anwendung eher in Frage. Eine dieser Optionen wäre die untere und obere Begrenzung des Bonitätsfächers durch das 5 %- bzw. das 95 %-Quantil, was zu einer guten Abdeckung des beobachteten Leistungsbereiches der Bestände führt, und die äquidistante Festlegung der zwei weiteren Ertragsklassen innerhalb dieser Grenzen. Ähnlich stellt sich das Ergebnis einer Variante dar, in der die III. Ertragsklasse durch das 5 %-Quantil festgelegt wird und davon ausgehend die besseren Ertragsklassen jeweils in 5 m-Abständen bezogen auf das Alter von 100 Jahren.

Für den letztlich empfohlenen und im Folgenden verwendeten Bonitätsfächer werden die Ertragsklassen I bis III der neuen Ertragstafel aus Gründen der Kompatibilität und Vergleichbarkeit an den h100 im Alter von 100 Jahren der bisherigen Ertragstafel (Bauer 1955) orientiert und um eine 0. Ertragsklasse mit zu diesem Alter identischem Bonitätsabstand von 3,3 m ergänzt (Abb. 38, unten rechts). Da die Datengrundlage etliche Aufnahmen mit Altern über 100 Jahre enthält, wird der neue Bonitätsfächer bis zu einem Alter von 120 Jahren dargestellt und gibt damit für die gesamte neue Ertragstafel ein höheres Endalter vor. Das höhere Endalter erscheint vor allem im Hinblick auf weniger leistungsfähige Bestände sinnvoll.

Nach dem neuen Bonitätsfächer erreichen junge Bestände bis zu einem Alter von 20 Jahren bereits vergleichsweise große Höhen, was Ausdruck eines rasanten Höhenwachstums in der allerersten Phase der Bestandesentwicklung wäre. Anschließend, ab dem Alter von ca. 30 Jahren, verläuft die Höhenentwicklung relativ gestreckt, wodurch ein nennenswertes Höhenwachstum bis zum Endalter von 120 Jahren anhält, anstatt bereits vorher in einen stark asymptotischen Verlauf überzugehen.

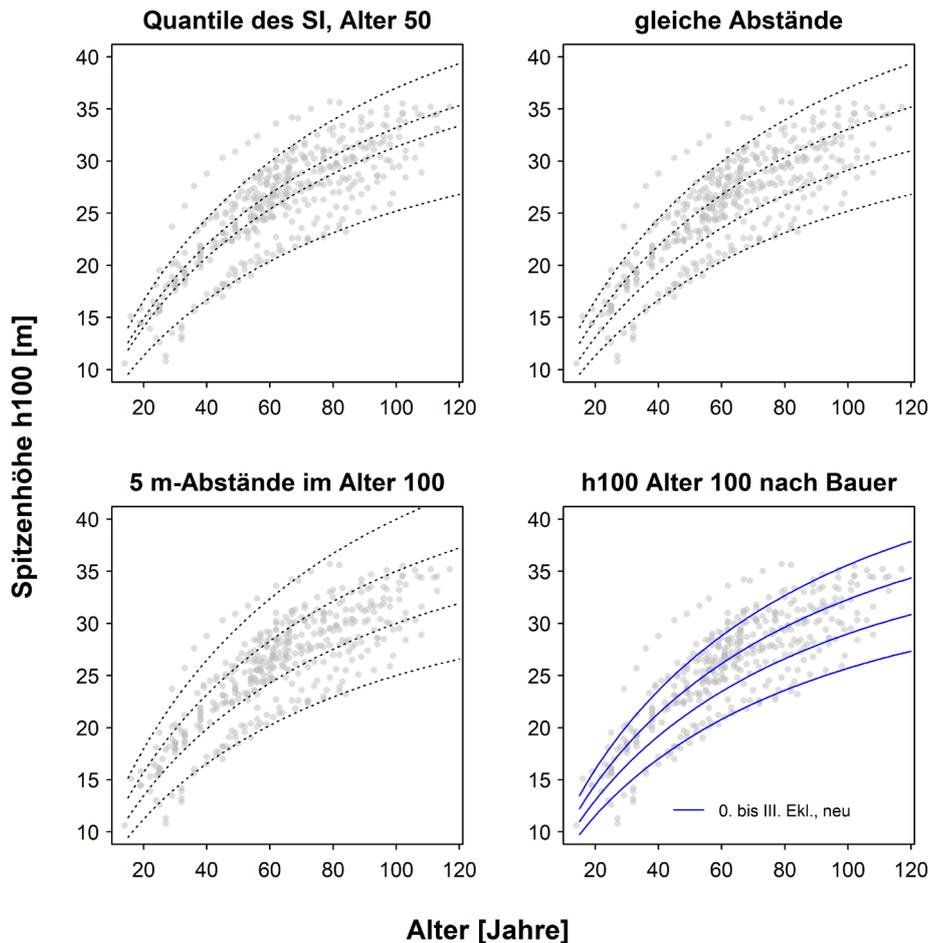


Abbildung 38: Mögliche neue Bonitätsfächer der Roteiche in Nordwestdeutschland; oben links: 5 %-, 35 %-, 65 %- u. 95 %-Quantil des SI; oben rechts: gleiche Abstände der Ertragsklassen zwischen dem 5 %- und 95 %-Quantil; unten links: 5 %-Quantil = III. Ertragsklasse, weitere in Ertragsklassen in 5 m-Abständen im Alter 100 Jahre; unten rechts: h100 im Alter 100 Jahre nach den Ertragsklassen von Bauer 1955

Für die Berechnung der absoluten Höhenbonitäten zum Alter von 50 Jahren (SI) zu den relativen Ertragsklassen des neuen Bonitätsfächers werden die Wertpaare eines Alters von 100 Jahren und die zugehörigen Spitzenhöhe der relativen Höhenbonitäten in die nach dem SI umgestellte Alters-Höhenbeziehung eingesetzt. Folgende SI-Werte mit dem Altersbezug 50 Jahre ergeben sich dadurch für die relativen Oberhöhenbonitäten der neuen Roteichen-Ertragstafel:

- 0. Ekl.: 26,59 m
- I. Ekl.: 24,13 m
- II. Ekl.: 21,66 m
- III. Ekl.: 19,20 m

Der SI der neuen I. Ertragsklasse entspricht fast jenem der alten Ertragstafel, während er für die neue II. etwas und für die neue III. Ertragsklasse deutlich über den Vergleichshöhen nach dem alten Boni-

tätsfächer liegt. Gerade für die schwächeren relativen Ertragsklassen wird von der neuen Alters-Höhenbeziehung demnach ein rascheres Höhenwachstum zu Beginn der Bestandesentwicklung unterstellt als nach dem alten Bonitätsfächer.

Als „Umrechnungsbeziehung“ für den Altersverlauf weiterer Kenngrößen der Ertragstafel, die primär durch einen funktionalen Ausgleich über der Spitzenhöhe h_{100} hergeleitet werden, kommt dem Bonitätsfächer eine zentrale Bedeutung zu. Die Verwendung der relativen Oberhöhenbonität als ordinal skaliertes Faktor in den Modellen zur Herleitung weiterer Ertragstafelkennwerte setzt die Bonitierung aller Versuchs- und Probeflächenaufnahmen des Datenmaterials nach dem neuen Bonitätsfächer voraus. Dazu wird für Aufnahmen mit einem von 50 Jahren abweichenden Alter der SI durch die Umstellung der am Gesamtdatenmaterial parametrisierten Funktion und das Einsetzen des gegebenen Wertepaares aus Alter und Spitzenhöhe der Aufnahme berechnet. Im Falle wiederholter Aufnahmen von Versuchspartellen wird ein durchschnittlicher SI der Versuchspartelle als arithmetischer Mittelwert aus den SI der einzelnen Aufnahmen berechnet. Nach diesem mittleren SI wurde die näherungsweise Zuordnung jeder Versuchs- bzw. Probefläche des Datenmaterials, nicht jeder einzelnen Aufnahme, zu der ganzzahligen relativen Oberhöhenbonität der geringsten SI-Distanz vorgenommen. Dieses Vorgehen in der Bonitierung von Versuchsflächen mit wiederholten Aufnahmen entspricht einer statischen Bonitierung nach ihrer Durchschnittsbonität.

5.2.3.2 Grundbeziehung der Gesamtwuchsleistung über der Spitzenhöhe h_{100} , durchschnittlicher Gesamtwuchs und laufender Volumenzuwachs

Die Gesamtwuchsleistung besitzt eine grundlegende Bedeutung für die Herleitung der Derbholzvolumenzuwächse der neuen Ertragstafel, denn nach der Top-down-Methode der Ertragstafelaufstellung bestimmt sie den Volumenzuwachs und gibt gleichzeitig den Rahmen für die Entwicklung des Bestandesvolumens und der Vornutzungen vor.

Die nach dem Globalmodell des gemischten Modells für die festen Effekte gefundene Beziehung zur Berechnung der Gesamtwuchsleistung über der Spitzenhöhe lautet unter Einsetzung der ermittelten Koeffizienten:

$$GWL = -103,8845 + I_{Ekl} \cdot \left(e^{\frac{h_{100}}{11}} \right) \quad (44)$$

mit folgender Bedeutung der Variablen:

GWL Gesamtwuchsleistung [m^3/ha]

I_{Ekl} bonitätsabhängiger Koeffizient:

für die 0. Ekl. = 37,3939

für die I. Ekl. = 44,3382

für die II. Ekl. = 50,4211

für die III. Ekl. = 54,9246

e Euler'sche Zahl

h_{100} Spitzenhöhe h_{100} [m].

Auf der Seite der erklärenden Variablen wird die Kovariable der Spitzenhöhe h_{100} in einem exponentiellen Term verwendet, der in Wechselwirkung mit dem Faktor „Ertragsklasse“ (relative Höhenbonität) in seinen vier Faktorstufen steht. Der Zufallseffekt der Versuchsparzelle erweist sich als gesichert verschieden von Null, deshalb bleibt es bei einem gemischten Modell. Die Schätzungen des linearen Koeffizienten I_{Ekl} für die vier Ertragsklassen sind hoch signifikant (p -Wert $< 0,001$). Das Modell erreicht ein Pseudo- R^2 (R-Paket ‚MuMIn‘, Vers. 1.43-17, Bartoń 2019) für die festen Effekte von 92,3 %.

Die Modellvorhersagen des Globalmodells für die Schätzung der GWL mit der h_{100} zeigen grundsätzlich eine deutliche Abhängigkeit von der Spitzenhöhe und darüber hinaus von der Ertragsklasse mit einem abnehmenden Niveau der GWL bei besserer relativer Höhenbonität (Abb.39, links).

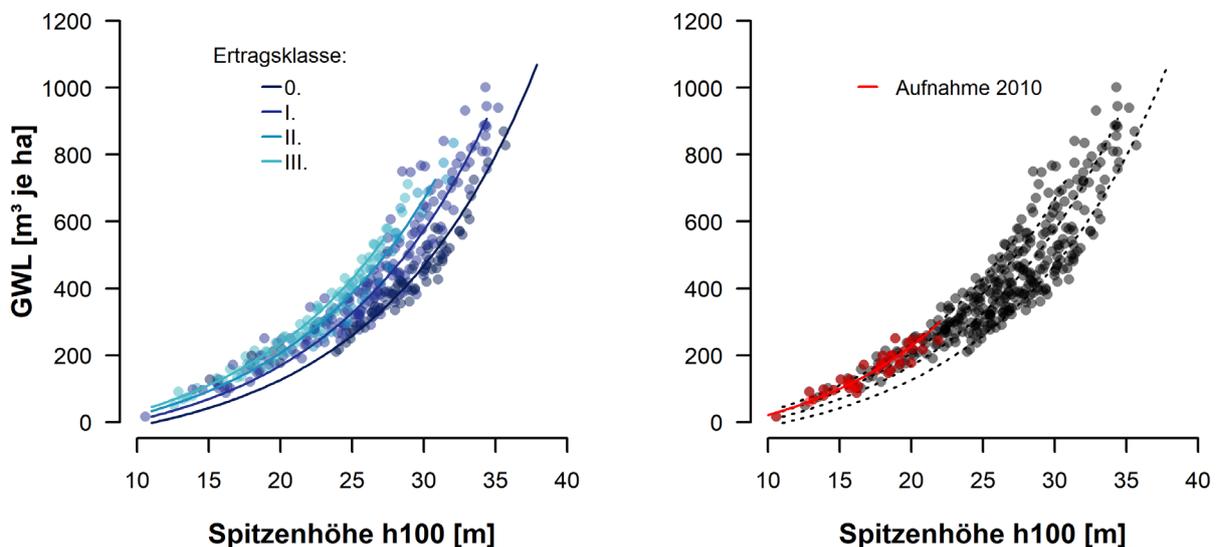


Abbildung 39: links: Vorhersagen des GWL-Modells für hochdurchforstete Roteichenbestände über der Spitzenhöhe; rechts: Gesamtwuchsleistung junger Versuchsfelder bis zum Alter von 32 Jahren aus aktuellen Probeflächenaufnahmen im norddeutschen Tiefland mit funktionalem Ausgleich

Die GWL-Verläufe der Ertragsklassen schneiden sich in ihren Verläufen nicht und sind zudem nahezu äquidistant. Auffallend sind jedoch zahlreiche Datenpunkte, vor allem der I. und der 0. Ertragsklasse in einem Spitzenhöhenbereich zwischen 10 und ca. 23 m, die von den Vorhersagen für ihre Ertragsklassen systematisch nach oben abweichen (Abb. 39, rechts). Die entsprechenden Beobachtungen stammen aus aktuellen Aufnahmen junger Probeflächen in Nordwestdeutschland (Mauerhof 2011), weiterer

kürzlich angelegter Probeflächen in jungen Beständen sowie neuerer Versuchsflächen wie dem Durchforstungsversuch Arenberg-Meppen und dem Eichen-Leistungsvergleich SHLF 3113. Demnach sind bei Unterstellung des gleichen Höhenwachstumsgangs die Gesamtwuchsleistungen derzeit junger Bestände besserer Ertragsklassen höher als früher. Dieser Befund verursacht Probleme bei der konsistenten Ableitung weiterer Kenngrößen der Ertragstafel, speziell des Verhältnisses der Volumina des verbleibenden und des ausscheidenden Bestandes. In der Konsequenz ergäben sich für junge leistungsfähige Bestände in der Phase, in der das waldbauliche Behandlungskonzept die starke Förderung von Z-Bäumen vorsieht, im Rahmen der GWL kaum Vornutzungsmassen. Zur Behebung dieser Probleme wurden in einem ersten Schritt die Beobachtungen der aktuell jungen Bestände gesondert funktional ausgeglichen. Die beste Anpassung ihrer Gesamtwuchsleistungen in Abhängigkeit der Spitzenhöhe erzielte ein gemischtes lineares Modell, analog zum Gesamtmodell der GWL. Bei der vergleichsweise geringen Datenbasis, die überwiegend sehr wüchsige Bestände umfasst, erweist sich im Unterschied zum Gesamtmodell ein Effekt der Ertragsklasse nicht als signifikant. Es ergibt sich nach dem Globalmodell mit seinen Koeffizienten die folgende Exponentialfunktion für die GWL aktuell junger Bestände (s. Abb. 42, rechts):

$$GWL_{jung} = -98,55 + 44,13 \cdot \left(e^{\frac{h100}{10}} \right) \quad (45)$$

mit folgender Bedeutung der Variablen:

GWL_{jung}	Gesamtwuchsleistung aktuell junger Roteichenbestände mit $h100 < 23$ m [m^3/ha]
e	Euler'sche Zahl
$h100$	Spitzenhöhe $h100$ [m].

Zur Verknüpfung des Modells der aktuell jungen Bestände mit dem allgemeinen GWL-Modell wird nun folgendermaßen weiterverfahren:

1. Zu dem nach einer erreichten Spitzenhöhe zwischen 15 und 16 m festgelegten, damit von der Ertragsklasse abhängigen Alter für die Erstdurchforstung von 20 Jahren (0. Ertragsklasse), 25 Jahren (I. Ertragsklasse) bzw. 30 Jahren (II. und III. Ertragsklasse) werden die Differenzen zwischen den GWL nach dem allgemeinen GWL-Modell und dem für die jungen Bestände berechnet. Nach dem Modell für die jungen Bestände resultieren zu diesen Altern folgende Mehrleistungen gegenüber dem allgemeinen GWL-Modell: 66 m^3 für die 0. Ertragsklasse, 37 m^3 für die I. Ertragsklasse und 10 m^3 für die II. Ertragsklasse. Für die III. Ertragsklasse entsprechen sich die GWL beider Modelle annähernd, weshalb hier keine Differenz zu berücksichtigen war.

2. Die Differenzen werden für den Zeitpunkt der Erstdurchforstung zur GWL nach dem allgemeinen Modell addiert. Die GWL-Zugaben für die folgenden Fünfjahresschritte der Ertragstafel werden anschließend mit der Zeit verringert, so dass eine allmähliche Annäherung an die Schätzung des allgemeinen GWL-Modells erreicht wird. Dazu wird die Zugabe für einen Zeitpunkt t_i der Ertragstafel-Fünfjahresschritte durch Multiplikation der GWL-Zugabe zum Zeitpunkt der Erstdurchforstung t_0 (= Differenz der GWL beider Modelle) mit der relativen fünfjährigen GWL-Zuwachsrate des allgemeinen GWL-Modells für die zurückliegende Fünfjahres-Periode, also seit dem Zeitpunkt t_{i-1} berechnet:

$$GWL.Zugabe_{t_i} = GWL.Zugabe_{t_0} \cdot \frac{(GWL_{t_i} - GWL_{t_{i-1}})}{GWL_{t_i}} \quad (46)$$

wobei:

$t_0 \dots t_i$ Zeitpunkt der Erstdurchforstung ... durchnummerierte weitere Zeitpunkte des Ertragstafelverlaufes in Fünf-Jahres-Schritten.

Durch diese gestaffelte Anhebung der Gesamtwuchsleistungen für die 0. bis II. Ertragsklasse nähern sich die Gesamtwuchsleistungen der Ertragsklassen einander an und der ursprünglich ausgeprägte Höhenbonitätseffekt auf den GWL-Verlauf über der Spitzenhöhe wird weitgehend nivelliert (Abb. 40, links). Bis zu Spitzenhöhen von ca. 23 m ergeben sich jetzt fast identische GWL der relativen Ertragsklassen und auch danach ist ein Auffächern nur noch gering.

Als Quotient aus der Zunahme der Gesamtwuchsleistung mit dem Alter und der Periodenlänge werden die laufenden jährlichen Volumenzuwächse an Derbholz (IZ) für die Fünfjahresperioden der Ertragstafel berechnet. Als unerwünschter Nebeneffekt der ertragsklassenweise differenzierten und im jungen Altersbereich stärksten Erhöhung der Gesamtwuchsleistungen stellt sich dadurch für die besseren Ertragsklassen eine zeitliche Verzögerung der Kulmination des laufenden Volumenzuwachses ein. Damit wird nunmehr ein lokales Maximum zeitlich zuerst in der III. Ertragsklasse erreicht und in den anderen Ertragsklassen erst etwas später, gestaffelt nach ihrer umgekehrten Reihenfolge (Abb. 40, rechts). Da die berechneten laufenden Volumenzuwächse innerhalb einer Ertragsklasse vergleichsweise geringen Veränderungen mit dem Alter unterliegen, sind die Kulminationspunkte nur schwach ausgeprägt, was die Umkehr ihrer zeitlichen Reihenfolge noch tolerierbar erscheinen lässt.

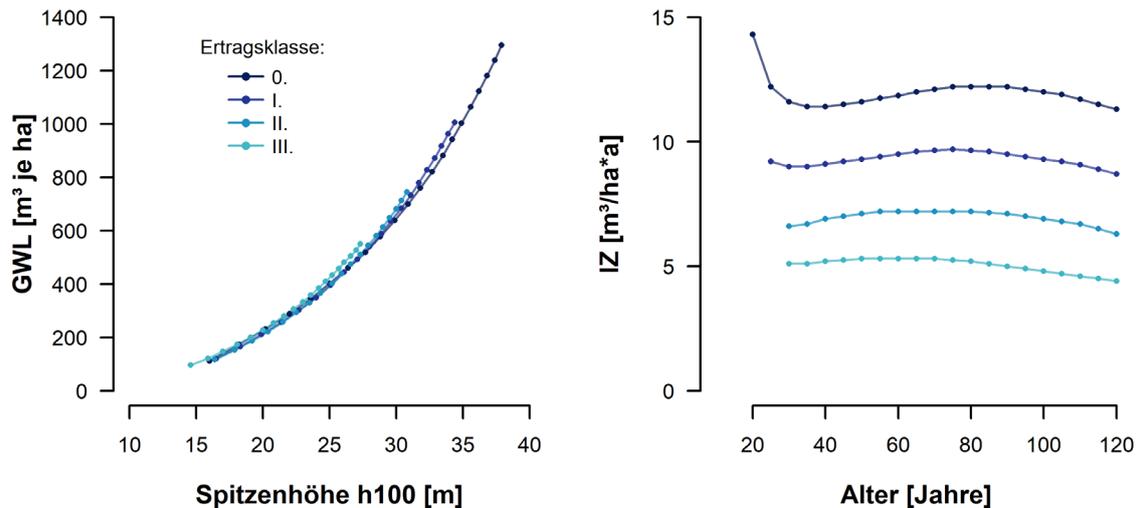


Abbildung 40: links: Gesamtwuchsleistung der 0. bis III. Ertragsklasse von Roteichenbeständen mit der Spitzenhöhe h_{100} unter Berücksichtigung einer dynamisierten GWL-Zugabe; rechts: resultierender laufender Volumenzuwachs (IZ) der 0. bis III. Ertragsklasse in Abhängigkeit des Alters

Nach den für die neue Ertragstafel berechneten Gesamtwuchsleistungen bleibt die Leistungsfähigkeit der I. Ertragsklasse ungefähr vergleichbar mit jener der Ertragstafel von Bauer (1955). Die II. und besonders die III. Ertragsklasse hätten gemäß der neuen Ertragstafel im Vergleich zu Bauer (1955) eine geringere Volumenleistung. Sehr leistungsfähig zeigt sich dagegen die neu ausgeschiedene 0. Ertragsklasse. Dies wird anhand eines Vergleichs des durchschnittlichen Gesamtwuchses (dGz) zu den Altern 100 und 120 Jahre deutlich (Tab. 24). Zwischen den Ertragsklassen ist nach dem neuen Modell die Differenzierung der Volumenleistungen wesentlich größer als bei Bauer (1955). Zu berücksichtigen ist, dass der in der Ertragstafel vernachlässigte Roteichen-Unterstand eine additive Wuchsleistung erbringt, die nach den Versuchsflächendaten relativ bonitätsunabhängig einem zusätzlichen durchschnittlichen Gesamtwuchs von ca. $1 \text{ m}^3/\text{ha}$ und Jahr entspricht. Damit nähme der Relativanteil des nicht berücksichtigten Unterstandes am dGz bei nachlassender Höhenbonität zu.

Tabelle 24: Durchschnittlicher Gesamtwuchs an Derbholumen des Oberstandes nach der neuen Ertragstafel im Vergleich zur Ertragstafel von Bauer (1955)

Ertragsklasse	Durchschnittlicher Gesamtwuchs (dGz) [$\text{m}^3/\text{ha}\cdot\text{a}$]		
	Bauer (1955) Bezugsalter 100 Jahre	neu Bezugsalter 100 Jahre	neu Bezugsalter 120 Jahre
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

5.2.3.3 Weitere ertragskundliche Kennwerte der neuen Ertragstafel

5.2.3.3.1 Grundfläche des verbleibenden Bestandes

Die Grundfläche des verbleibenden Bestandes ist eine zentrale Steuerungsgröße der neuen Ertragstafel. Das abgebildete Produktionsmodell zielt vorrangig auf die möglichst rasche und gleichzeitig risikoarme Durchmesserentwicklung der zu Durchforstungsbeginn ausgewählten Zukunftsbäume in säge- und wertholzfähige Dimensionen durch eine geeignete Bestandesbehandlung. Hinsichtlich der Dichtesteuerung korrespondiert mit einem solchen Produktionsmodell die gestaffelte Durchforstung mit anfangs geringerer Grundflächenhaltung und stärkeren Eingriffen und im weiteren Verlauf abnehmenden Eingriffsstärken und ansteigenden Grundflächen des verbleibenden Bestandes. Die Auswahl von ca. 120 vitalen und qualitativ guten Bäumen zu Durchforstungsbeginn sollte eine ausreichende Reserve im Hinblick auf anzustrebende Endbaumzahlen von ca. 100 je ha gewährleisten, ohne die in der ersten Durchforstungsphase vorgesehene starke Förderung und forcierte Kronenausformung einzuschränken. In das lineare Modell, das die Grundfläche des verbleibenden Bestandes aus den Grundflächenbeobachtungen ausgewählter, im Hinblick auf die als Norm beschriebene Behandlung mehr oder weniger vorbildlicher Versuchsflächen herleitet, geht als erklärende Variable die Spitzenhöhe linear und mit einem exponentiellen Term ein. Beider Koeffizienten sind signifikant. Ein Zufallseffekt der Versuchsparzelle erweist sich ebenfalls als gesichert unterschiedlich von Null. Dagegen führt die Einbeziehung einer Wechselwirkung der Spitzenhöhe mit der relativen Oberhöhenbonität weder zu plausiblen Effekten, noch zu einem formal besseren Modell nach dem Kriterium des AIC. Das akzeptierte gemischte Modell ohne die relative Oberhöhenbonität erreicht ein Pseudo-R² für die festen Effekte von 62 % (mit Zufallseffekten 87 %). Die Formel zur bonitätsunabhängigen Berechnung der Grundfläche des verbleibenden Bestandes über der Spitzenhöhe unter Verwendung der gefundenen Modellkoeffizienten lautet:

$$g = 6,98278 + 0,27476 \cdot h100 + 0,465 \cdot \left(e^{\frac{h100}{10}} \right) \quad (47)$$

mit folgender Bedeutung der Variablen:

g	Grundfläche des verbleibenden Bestandes [m ² /ha]
$h100$	Spitzenhöhe h100 [m]
e	Euler'sche Zahl.

Ein Vergleich der Modellvorhersage mit den empirischen Daten gibt ebenfalls keinen Hinweis auf einen Einfluss der relativen Ertragsklasse auf den Verlauf der Grundfläche des verbleibenden Bestandes mit

der h100 (Abb. 43, oben links), wobei es trotz der sorgfältigen Flächenauswahl eine relativ große Streuung der Beobachtungen gibt. Umgerechnet auf das Alter zeigt die neue Grundflächenhaltung des verbleibenden Bestandes dagegen ein starkes Auffächern zwischen den Ertragsklassen (Abb. 41). Die Unterschiede sind in höheren Altern um ein Vielfaches größer als die sehr geringe Differenzierung zwischen den Grundflächenhaltungen der Bonitäten der alten Ertragstafel (Bauer 1955). Dort sind die Grundflächenhaltungen, die sich untereinander jeweils um maximal 1 m² je ha unterscheiden, spätestens ab dem Alter von 45 Jahren in allen drei Ertragsklassen höher als nach der I. Ertragsklasse der neuen Tafel.

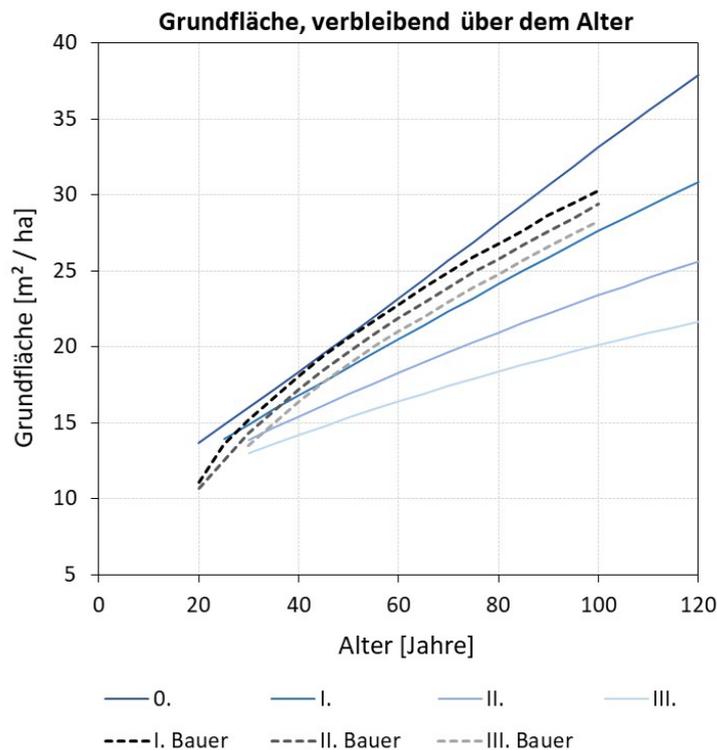


Abbildung 41: Von der Ertragsklasse abhängige Grundflächenhaltungen des verbleibenden Bestandes über dem Alter nach der neuen Roteichen-Ertragstafel für die gestaffelte Hochdurchforstung (0. bis III. Ertragsklasse) im Vergleich zu Bauer (1955)

5.2.3.3.2 Durchmesser des Grundflächenmittelstamms und Stammzahl des verbleibenden Bestandes
 Der Brusthöhendurchmesser des Grundflächenmittelstammes, kurz Mitteldurchmesser (dg), gehört zu den wichtigen ertragsbildenden Kenngrößen von Waldbeständen. Er besitzt einen großen Einfluss auf die Volumenberechnung, wenn vereinfachend angenommen wird, dass der Grundflächenmittelstamm in zulässiger Näherung dem Volumenmittelstamm entspricht (Kramer u. Akça 1995). Außerdem bildet er die Eingangsgröße für Sortentafeln, die u. a. die Grundlage der Waldwertrechnung und betriebswirtschaftlicher Kalkulationen sind.

Das Globalmodell für die Schätzung des dg in Abhängigkeit der Spitzenhöhe h100 und der Ertragsklasse erreicht ein Pseudo-R² von 94 % (mit Zufallseffekt 97,7 %). Für den exponentiellen Term der h100 liegt

eine Wechselwirkung mit der Ertragsklasse vor. Die Schätzungen des linearen Koeffizienten I_{Ekl} für die vier Ertragsklassen sind hoch signifikant (p -Wert $< 0,001$), ebenso der ertragsklassenunabhängige Koeffizient des linearen Terms des Modells.

Die Mitteldurchmesser lassen sich unter Einsetzung der gefundenen Koeffizienten nach folgender Formel aus der Spitzenhöhe berechnen:

$$dg = -9,37213 + 0,94661 \cdot h100 \cdot I_{Ekl} \cdot \left(e^{\frac{h100}{8}} \right) \quad (48)$$

mit folgender Bedeutung der Variablen:

dg	Mitteldurchmesser [cm]
I_{Ekl}	bonitätsabhängiger linearer Koeffizient
	für 0. Ekl. = 0,45856
	für I. Ekl. = 0,60793
	für II. Ekl. = 0,82064
	für III. Ekl. = 1,01935
e	Euler'sche Zahl
$h100$	Spitzenhöhe h100 [m].

Auffallend an den Modellvorhersagen (Abb. 45, oben rechts) ist, dass das Modell die Beobachtungen im unteren Wertebereich zu unterschätzen scheint. Dies liegt teilweise an der unflexiblen Funktionsform, jedoch auch am Zufallseffekt. Ein Modell ohne Zufallseffekt traf in diesem Bereich die verwendeten Beobachtungen besser. Da jedoch in der Datengrundlage ausschließlich auf Derbholz bezogene Mitteldurchmesser angegeben sind, liegen in diesem Bereich die berechneten dg bezogen auf die Gesamtbestände zu hoch, weil noch nicht alle Bäume des Oberstandes einen BHD ≥ 7 cm aufweisen. Dies wird durch das gemischte Modell inhaltlich zutreffender abgebildet.

Die Stammzahl des verbleibenden Bestandes ergibt sich als Quotient der Grundfläche des verbleibenden Bestandes und der Grundfläche des Mittelstammes, die aus dem Mitteldurchmesser berechnet wurde. Während die Mitteldurchmesser der neuen Tafel deutlich höher sind als bei Bauer (1955) (Abb. 42, links), fallen die Stammzahlen bei gleichem Alter nunmehr wesentlich geringer aus, nehmen bereits im jüngeren Altersbereich schneller ab und unterscheiden sich zwischen den relativen Oberhöhenbonitäten weniger stark (Abb. 42, rechts).

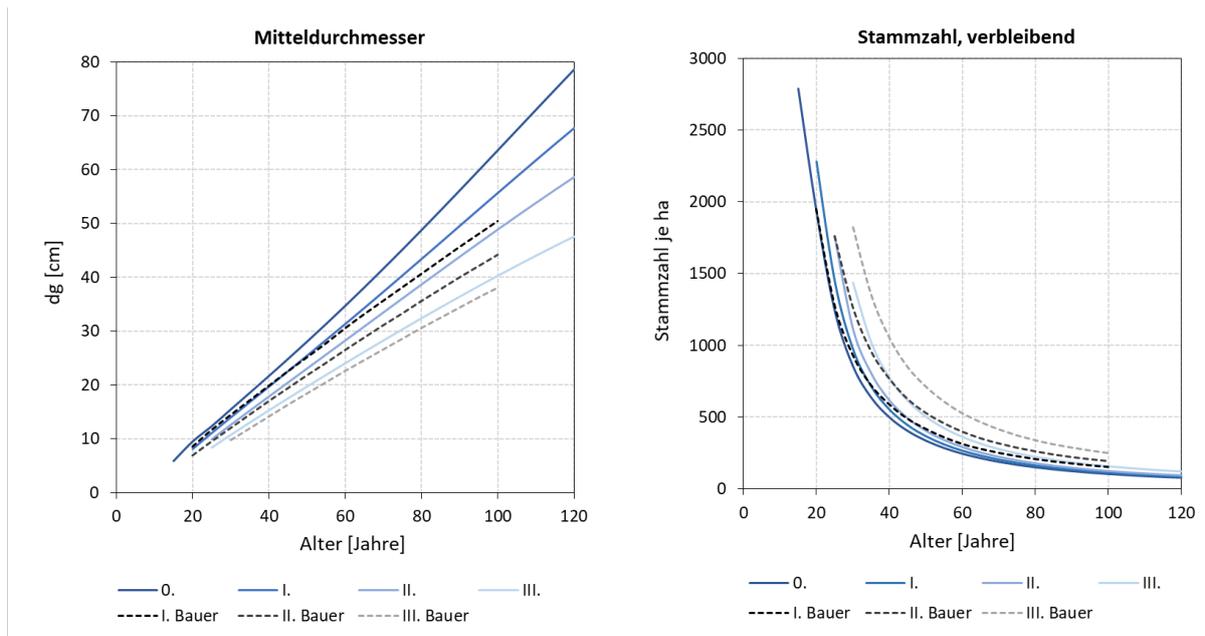


Abbildung 42: Verlauf des Mitteldurchmessers des verbleibenden Bestandes über dem Alter (links) und Stammzahlentwicklung über dem Alter nach der neuen Roteichen-Ertragstafel (rechts); zum Vergleich Verlauf beider Kennwerte nach der Ertragstafel von Bauer (1955)

5.2.3.3.3 Funktionaler Ausgleich weiterer ertragskundlicher Bestandeskennwerte

Für die Konstruktion der Ertragstafel werden weitere Kennwerte benötigt, für die es einer unmittelbaren Schätzung aus der empirischen Datengrundlage bedurfte. Hierzu zählen der Durchmesser des Grundflächenmittelstammes der 100 stärksten Bäume je ha (d_{100}), die Höhe des Grundflächenmittelstammes (kurz: Mittelhöhe h_g) und der Durchmesser des Grundflächenmittelstammes des ausscheidenden Bestandes (dg_a). Die Koeffizienten der Funktionen zur Bestimmung dieser Kenngrößen werden ebenfalls mithilfe linearer Modelle hergeleitet (Tab. 25), die sich auf die Modellformeln des Methodenteils (4.7.6, Tab. 14) beziehen.

Der d_{100} ist vom dg und zusätzlich von der Ertragsklasse abhängig. Für die I. und die gering mit empirischen Daten belegte II. Ertragsklasse liefert das Modell fast identische Schätzungen des d_{100} mit dem dg , während sich ansonsten eine plausible Abstufung nach den Ertragsklassen ergibt (Abb. 43, Mitte links).

Die Höhe des Grundflächenmittelstammes h_g bildet zusammen mit dem Mitteldurchmesser dg und der zugehörigen Formzahl die Grundlage für die Berechnung des Volumens des Grundflächenmittelstammes. Die Mittelhöhe kann mit zwei unterschiedlichen Ansätzen geschätzt werden. Die erste Möglichkeit ist die Ableitung aus der Spitzenhöhe h_{100} . Das dafür parametrisierte lineare Modell zeigt keinen Einfluss der Ertragsklasse (Abb. 43, Mitte rechts).

Tabelle 25: Mit linearen Modellen hergeleitete Funktionen zur Berechnung wichtiger Kennwerte der neuen Roteichen-ertragstafel für Nordwestdeutschland für die gestaffelte Durchforstung

Zielvariable	erklärende Variablen	Formel mit geschätzten Koeffizienten	Bestimmtheitsmaß (R ²)	
d100 [cm]	dg	$d100 = 4,3054563 + 1,0882459 \cdot dg + I_{Ekl} \cdot dg^2$	99,2 %	(49)
	Ertragsklasse	$I_{Ekl0} = -0,0020777$ $I_{EklI} = -0,0025066$ $I_{EklII} = -0,0025606$ $I_{EklIII} = -0,0035747$		
hg [m]	h100	$hg = -4,751836 + 1,236261 \cdot h100 - 0,002935 \cdot (h100)^2$	99,2 %	(50)
hg [m]	dg	$hg = -10,0949 + I_{Ekl} \cdot \ln(dg)$	95,0 %	(51)
	Ertragsklasse	$I_{Ekl0} = 10,787$ $I_{EklI} = 10,29$ $I_{EklII} = 9,9971$ $I_{EklIII} = 9,5615$		
dg _a [cm]	dg	$dg_a = 2,867543 + 0,747658 \cdot dg + 0,001652 \cdot dg^2$	93,0 %	(52)

Es enthält signifikante Effekte der Spitzenhöhe h100 in linearer Form und als quadratischer Term. Der Zufallseffekt auf die Versuchsparzelle ist signifikant und führt zu einer deutlichen Verringerung des AIC. Praktisch zeigen die Vorhersagen des gemischten und des einfachen Modells allerdings nahezu identische Verläufe. Deshalb fiel die Entscheidung letztlich zugunsten des einfachen Modells aus, das ein korrigiertes Bestimmtheitsmaß von 99,2 % erreicht. Der negative, seinem Betrag nach sehr kleine Koeffizient des quadratischen Terms führt zu einer leichten Degression des ansonsten fast linearen Verlaufs der Mittelhöhe über der Spitzenhöhe. Die auf diesem Wege berechnete hg wird als Mittelhöhe des verbleibenden Bestandes in die Ertragstafel aufgenommen und für die Vorratsberechnung des verbleibenden Bestandes verwendet.

Die zweite Option zur Schätzung der hg basiert auf dem dg. Dieses Berechnungsmodell bietet die Möglichkeit, den dg des ausscheidenden Bestandes (dg_a) in die parametrisierte Funktion einzusetzen und

damit eine zugehörige hg des ausscheidenden Bestandes zu ermitteln, was zusammen mit der entsprechenden Formzahl (Bergel 1974) zum Volumen des Mittelstammes des ausscheidenden Bestandes führt. Neben dem unmittelbaren praktischen Nutzen der durchschnittlichen Stückmasse (durchschnittliches Einzelstammvolumen) 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. Das 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 hg -Verläufe mit dem dg sind in plausibler Abfolge der Ertragsklassen geschichtet (Abb. 43, unten rechts), jedoch nicht äquidistant.

Der Mitteldurchmesser des ausscheidenden Bestandes dg_a hat einen engen Zusammenhang zum dg des verbleibenden Bestandes. In dem linearen Modell dieser Beziehung bleibt als erklärende Variable ausschließlich der dg linear und in quadratischer Transformation enthalten. Weder die Ertragsklasse 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 dg_a über dem dg des verbleibenden Bestandes (Abb. 43, unten links).

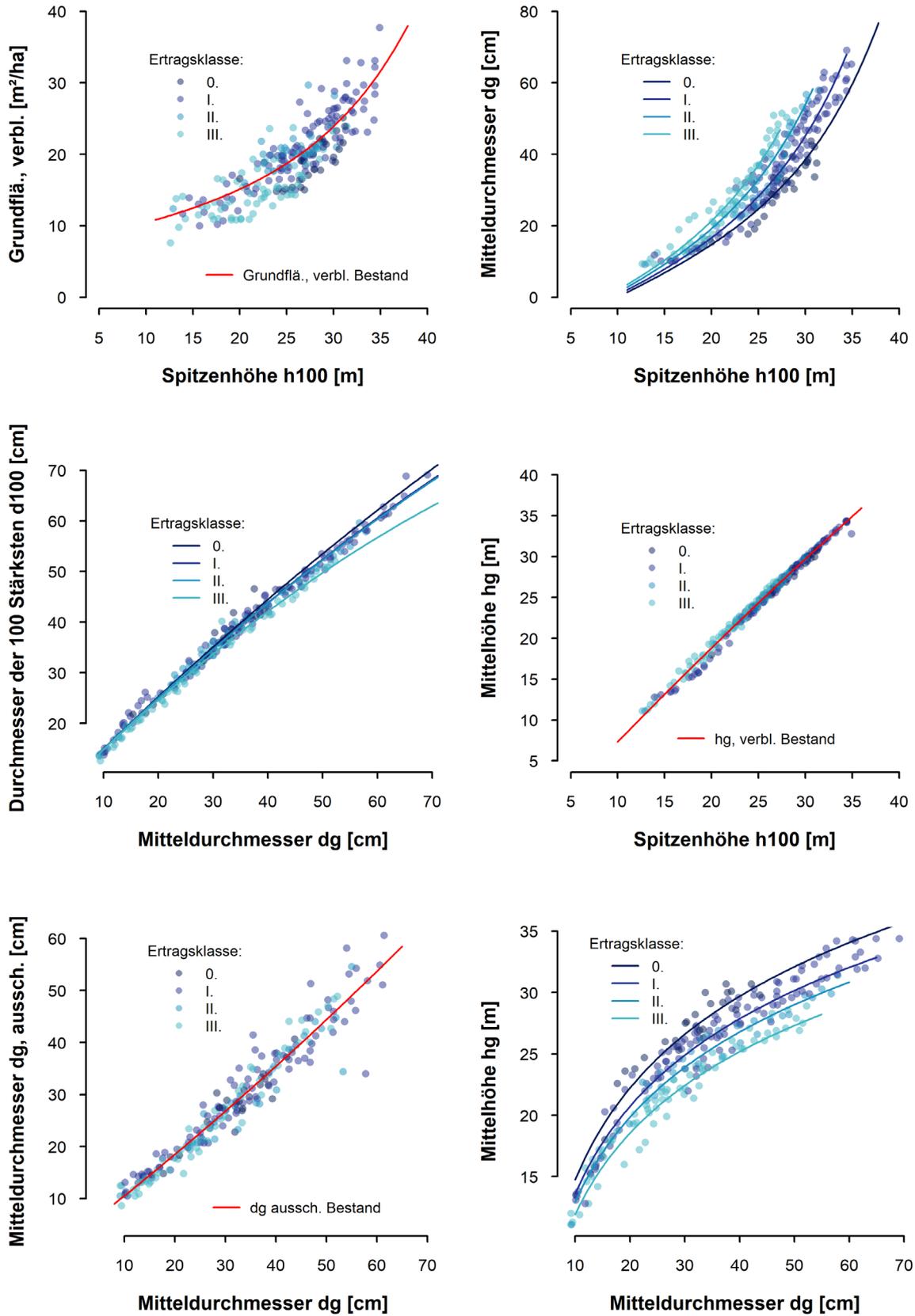


Abbildung 43: Funktionaler Ausgleich wichtiger Bestandeskennwerte der neuen Roteichen-Ertragstafel für Nordwestdeutschland jeweils mit der empirischen Datengrundlage

Berechnung der übrigen Bestandeskennwerte

Die übrigen Kennwerte der Ertragstafel lassen sich aus den primär geschätzten Größen berechnen. Unter Anwendung der Formzahlfunktion von Bergel (1974) werden für den verbleibenden Bestand aus den Mitteldurchmessern und den aus der Spitzenhöhe h_{100} geschätzten Mittelhöhen die Derbholzvolumina des Grundflächenmittelstammes zum jeweiligen Zeitpunkt errechnet. Vorausgesetzt, dass der Grundflächenmittelstamm dem Volumenmittelstamm annähernd entspricht, ergibt sich der Vorrat des verbleibenden Bestandes als Produkt des Derbholzvolumens des Mittelstammes und der Stammzahl des verbleibenden Bestandes. Analog erfolgt die Herleitung des Volumens des Mittelstammes des ausscheidenden Bestandes über den dg_a und die zugehörige hg , hier als Funktion des dg , sowie die zugehörige Formzahl. Das Volumen des ausscheidenden Bestandes V_a ergibt sich nach folgender Formel aus der Differenz der Gesamtwuchsleistung zum entsprechenden Zeitpunkt t_i und der Summe aus dem aktuellen Volumen des verbleibenden Bestandes V_{VB} und der Summe der Vornutzungen VN bis zum vorherigen Zeitpunkt t_{i-1} :

$$V_{a_{t_i}} = GWL_{t_i} - (V_{VB_{t_i}} + \sum_{t=0}^{t_{i-1}} VN) \quad (53)$$

Aus der Grundfläche des Mittelstammes des ausscheidenden Bestandes und der ausscheidenden Stammzahl berechnet sich schließlich die Grundfläche des ausscheidenden Bestandes. Die vollständige Zusammenstellung aller Kennwerte der der 0. bis III. Ertragsklasse der neuen Roteichenertragstafel für Nordwestdeutschland für eine gestaffelte Hochdurchforstung findet sich im Anhang (Anlage 5).

5.2.4 Roteichen-Durchforstungsversuchs Arenberg-Meppen 857: Bestandeswachstum und Durchmesserzuwachs der Z-Bäume

Die Bestandesbehandlung der neuen Roteichen-Ertragstafel verfolgt im Rahmen einer gestaffelten Hochdurchforstung das Ziel, durch die Förderung eines Kollektivs von Zukunftsbäumen und die zunehmende Zuwachskonzentration auf diese die Bestandesqualität kontinuierlich zu verbessern. Begrenzte Einbußen des Volumenzuwachses gegenüber unbehandelten oder schwach durchforsteten Beständen werden dafür in Kauf genommen. Im Rahmen der Auswertung des Roteichen-Durchforstungsversuchs Arenberg-Meppen 857 nach 18-jähriger Beobachtung kann die Wirksamkeit früh einsetzender Hochdurchforstungen mit unterschiedlichen Eingriffsstärken auf den Bestandeszuwachs und den BHD-Zuwachs von Z-Bäumen untersucht werden. Diese Untersuchung erlaubt gleichzeitig eine fallbasierte Überprüfung der Durchforstungsstrategie des Bestandeswachstumsmodells für die erste Durchforstungsphase. Die Versuchsfläche repräsentiert mit ihrer I. Ertragsklasse zu Versuchsbeginn leistungsfähige Roteichen-Reinbestände aus Begründung auf der Freifläche mit einem derzeit empfohlenen Pflanzverband. Die nur mäßige Nährstoffversorgung liegt nach aktuellen Waldbauplanungen unterhalb des für den Anbau der heimischen Eichenarten empfohlenen Bereiches und damit in einem künftig

vorgesehenen standörtlichen Schwerpunktbereich des Roteichenanbaus in Niedersachsen (NMLELV 2004).

Im Hinblick auf die Ableitung praktischer Empfehlungen für Eingriffsstärken und Grundflächenhaltungen in der frühen Durchforstungsphase von Roteichenbeständen lauten die Arbeitshypothesen der Versuchsauswertung:

1. Der laufende Volumenzuwachs nimmt bei zunehmender Grundflächenabsenkung gegenüber dem unbehandelten Bestand (natürlichen Bestockungsgrad) deutlich ab.
2. Der Durchmesserzuwachs festgelegter und kontinuierlich geförderter Z-Bäume steigt mit zunehmender Durchforstungsstärke und der damit verbundenen stärkeren Freistellung.
3. Eine Durchforstungsstärke, welche hohe Durchmesserzuwächse der Z-Bäume mit möglichst geringen Verlusten der Flächenproduktivität verbindet, ergibt sich innerhalb der unterschiedlichen Durchforstungsstärken der Versuchseinheiten.

Zur Überprüfung vergleichbarer Ausgangsbedingungen der Versuchspartellen vor dem Start des Experiments wurden zunächst die BHD-Verteilungen der Gesamtbestände und der Z-Baumkollektive miteinander verglichen. Die relativen BHD-Verteilungen aller Versuchseinheiten zeigten bereits vor Versuchsbeginn zum Bestandesalter von 25 Jahren eine starke natürliche Durchmesserdivergenz. Die Partellen 1 bis 5 unterschieden sich diesbezüglich kaum (Abb. 44). Nur die absolute Stammzahl war in der von einer Feinerschließung ausgenommenen Partelle 1 (Nullfläche) höher, die relativen Stammzahlverteilungen der erschlossenen Partellen blieben dagegen durch diesen schematischen Eingriff unverändert. Die Form der empirischen Verteilungsdichte des BHD mit einer angedeuteten Zweigipfligkeit war für die Partellen 1 bis 5 der niederländischen Herkunft sehr ähnlich. Die arithmetischen Mittelwerte der Durchmesser der Partellen 1 bis 5 variierten bei sehr vergleichbaren Spannweiten nur um ca. 2 mm und wiesen gleiche Variationskoeffizienten um 45 % auf. Größere Abweichungen zeigte die BHD-Verteilung von Partelle 6, die aus einer örtlichen Bestandesabsaat entstanden war. Ihr BHD-Mittelwert war deutlich geringer und wies einen größeren Variationskoeffizienten auf. Bei gleicher Spannweite auftretender Durchmesserklassen war die relative Häufigkeit geringerer BHD-Klassen hier größer und die höherer BHD-Klassen geringer als in den Partellen 1 bis 5.

Zusammen mit den Durchmesserverteilungen sind die Kennwerte der Bestandesgrundflächen und der Holzvorräte bei Versuchsbeginn angegeben. Wie bei der absoluten Stammzahl wies die nicht erschlossene Partelle 1 erwartungsgemäß den höchsten Vorrat und die höchste Grundfläche auf. Die Partellen 2 bis 5 lagen in den Grundflächen max. 27 % und in den Vorräten max. 22 % unter den Werten der Partelle 1 und unterschieden sich untereinander wiederum nur wenig, während Partelle 6 mit einer

um 35 % geringeren Grundfläche und einem um 38 % geringeren Vorrat deutlicher hinter der Nullfläche zurückblieb.

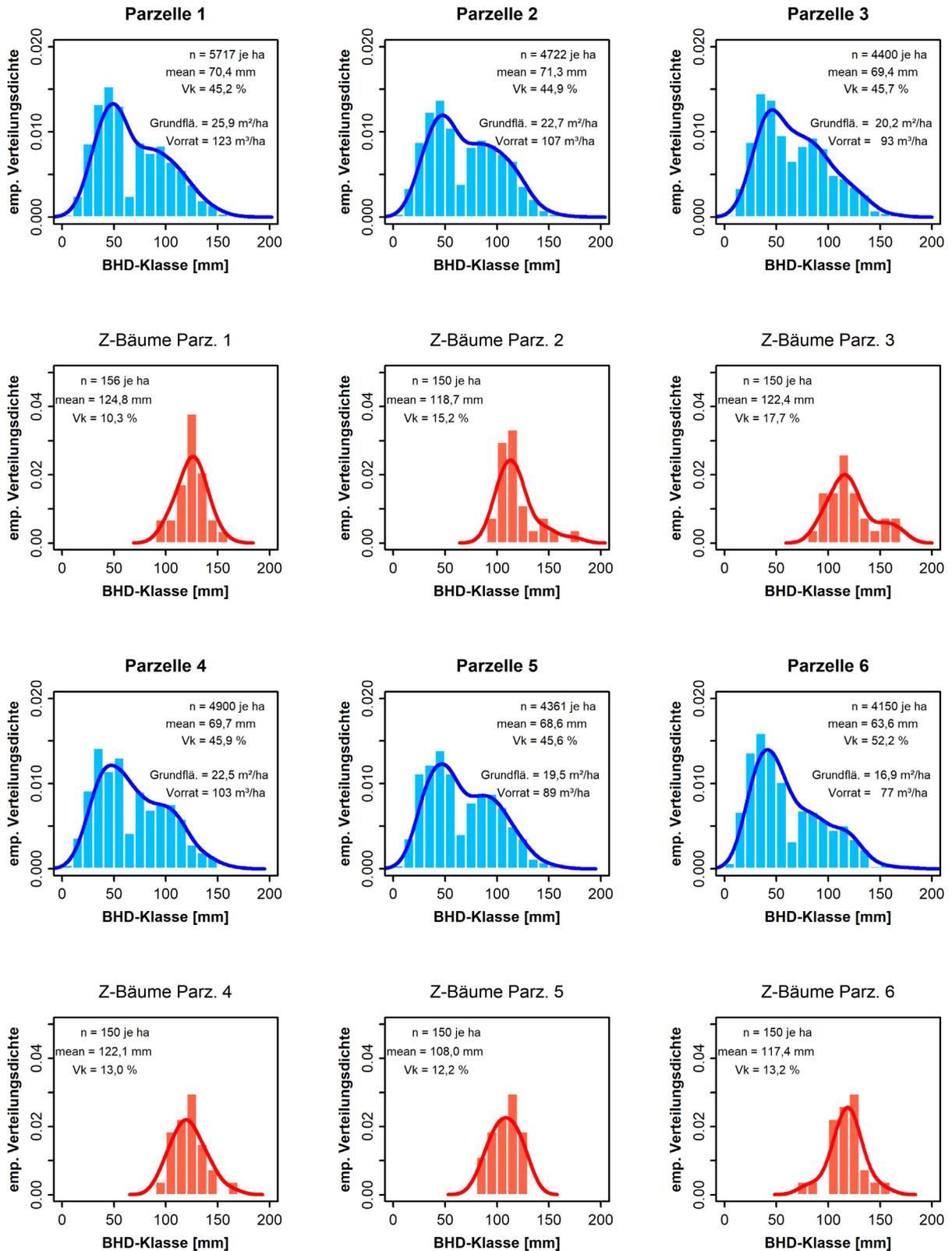


Abbildung 44: Relative empirische BHD-Verteilungen in 10 mm-BHD-Stufen und Verteilungsdichten der Gesamtbestände vor Durchforstungsbeginn (blau) und der anfangs ausgewählten Z-Baumkollektive (rot), (Abk.: n = Stammzahl, mean = arithmetisches Mittel des BHD, Vk = Variationskoeffizient des BHD)

Auch die arithmetischen Mittelwerte der Z-Baumdurchmesser der meisten Parzellen unterschieden sich zu Beginn nur wenig. Die im Mittel stärksten Z-Bäume waren in der Nullfläche ausgewählt worden. Der Variationskoeffizient war in Parzelle 3, mäßige Durchforstung, am größten, wo einige sehr starke Z-Bäume mit ausgewählt worden waren. Einen auffallend geringeren mittleren Z-Baumdurchmesser hatte Parzelle 5, wo die Qualität gegenüber der Vitalität priorisiert worden war.

Die aktuellen ertragskundlichen Kennwerte des verbleibenden Bestandes der Versuchsparzellen nach 18-jähriger Beobachtung zum Alter 43 (Tab. 26) zeigen, dass einige Parzellen in der Höhenwuchsleistung etwas hinter ihr Ausgangsniveau zurückgefallen sind. Die h100-Unterschiede der Versuchsglieder betragen jetzt bis zu 2 m. Deutlich höhere Mitteldurchmesser und Mittelhöhen der Nullfläche bei einer den mehrfach durchforsteten Parzellen vergleichbaren Stammzahl weisen auf eine rechnerische Verschiebung durch die fortgeschrittene natürliche Ausscheidung stark zurückgebliebener Bäume hin. In den behandelten Parzellen hat sich aufgrund der Hochdurchforstung ein gegenüber der Nullfläche zahlreicherer Unterstand erhalten, der in Höhe und Durchmesser gegenüber dem Oberstand deutlicher abgesetzt ist und bis zu einem Drittel der Bestandesgrundfläche und bis zu 75 % der Gesamtstammzahl einnimmt. Die Staffelung der Parzellen nach Grundfläche, Vorrat und Summe der Vornutzungen spiegelt die Durchforstungsstärken erwartungsgemäß wider. Die Gesamtwuchsleistung, in der das Entnahmevolumen von schätzungsweise 15 bis 20 m³ je ha für die Feinerschließung vor Versuchsbeginn bei den durchforsteten Parzellen nicht erfasst ist, zeigt eine Abnahme mit zunehmender Eingriffsstärke.

Tabelle 26: Ertragskundliche Kennwerte des verbleibenden Bestandes des Roteichendurchforstungsversuchs Arenberg-Meppen zum Bestandesalter 43 Jahre einschließlich Nichtderbholz. Alle Angaben beziehen sich auf den Gesamtbestand aus Ober- und Unterstand (außer G_o = Bestandesgrundfläche Oberstand).

Parzelle	Dfstärke	aktuelle Zustandsdaten der Bestände													Alter 25 – 43 Jahre			GWL
		Alter	h100	Ekl.	hg	d100	dg	N _{VB}	NZB	dgZB	G	G _o	V _{VB}	mGh	IZ	Summe VN		
		[J.]	[m]		[m]	[cm]	[cm]	[ha ⁻¹]	[ha ⁻¹]	[cm]	[m ² /ha]	[m ² /ha]	[m ³ /ha]	[m ² /ha]	[m ³ /ha*a]	[m ³ /ha]	[m ³ /ha]	
1	Nullflä.	43	22,8	1,0	19,0	26,0	14,0	2708	150	21,3	41,6	33,4	369	35,6	15,1	25*	394	
3	mäßig	43	22,6	1,0	16,2	29,7	12,4	2578	89	27,4	31,2	21,8	251	26,5	13,4	83	334	
2	stark	43	21,1	1,4	16,9	27,8	11,8	2394	111	26,2	26,2	17,8	203	23,5	12,5	128	331	
4	stark	43	20,9	1,5	15,9	26,9	11,9	2578	106	25,6	28,8	19,4	216	25,3	12,8	118	334	
6	stark	43	21,5	1,2	14,7	27,6	11,5	2461	94	25,7	26,1	17,5	199	22,5	12,0	94	293	
5	sehr stark	43	20,8	1,5	15,1	27,2	11,3	2022	94	25,4	20,4	13,3	148	19,2	11,2	142	290	

* natürliche Mortalität

Die mittleren Grundflächenhaltungen der Parzellen (mGh) kennzeichnen die mittleren Bestandesgrundflächen der gesamten Beobachtungszeit. Ebenfalls auf die gesamte Zeitspanne beziehen sich die angegebenen durchschnittlichen jährlichen Volumenzuwächse. Mit abnehmender mittlerer Grundflächenhaltung ist ein Rückgang des durchschnittlichen laufenden Volumenzuwachses verbunden. Eine Durchforstungsvariante, die Mehrzuwächse gegenüber der Nullfläche leistet, gibt es innerhalb des Versuches nicht. Der nichtlineare Ausgleich der Relativwerte der sechs Beobachtungspaare durch ein Polynom zweiten Grades zeigt, dass sich die relative Zuwachsabnahme nicht linear zur relativen Grundflächenabnahme verhält (Abb. 45).

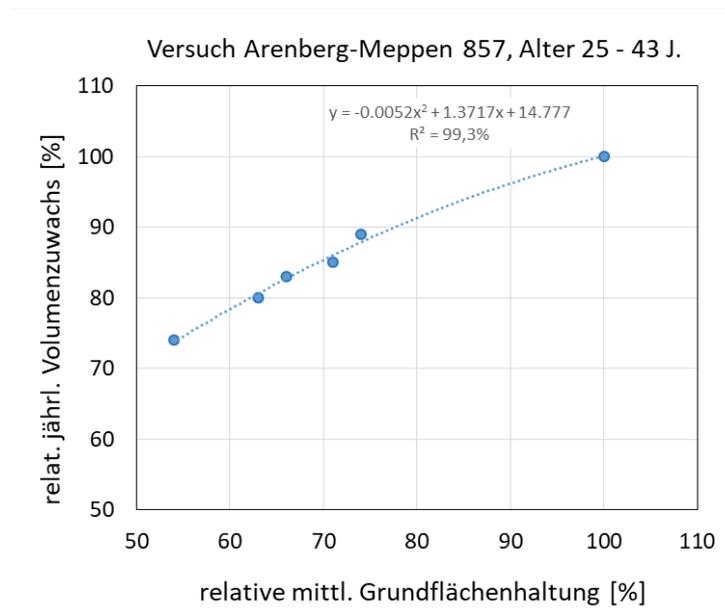


Abbildung 45: Verhältnis von relativer Grundflächenhaltung und relativem jährlichen Volumenzuwachs in Bezug auf den durch die Nullfläche gegebenen natürlichen Bestockungsgrad (=100 %)

Verringerungen des mittleren Bestockungsgrades führen im beobachteten Altersbereich zu Zuwachsverlusten, die aber relativ geringer ausfallen als die Grundflächenabsenkung. Demnach wird bei einem Bestockungsgrad von 0,75 des natürlichen Bestockungsgrades noch ein Zuwachs von fast 90 % geleistet, bei 0,65 noch 83 %, und die sehr starke Durchforstung zeigt bei 0,54 des natürlichen Bestockungsgrades noch fast 75 % des Zuwachses der undurchforsteten Referenz.

Die Unterschiede der Spitzendurchmesser d100 bleiben auch nach vier Durchforstungen noch vergleichsweise gering und weisen bisher keine klar erkennbare Staffelung nach den Eingriffsstärken auf (s. Tab. 26). Bei den relevanten Mittelwerten der Z-Baum-Durchmesser bleibt nur die Nullfläche deutlich zurück, ansonsten ist auch hier zunächst keine klare Differenzierung nach der Durchforstungsstärke erkennbar. Das Vergleichskollektiv der Z-Bäume in der Nullfläche entspricht mit 150 je ha noch dem Ausgangskollektiv, während sich die Z-Baumzahlen der anderen Parzellen durch qualitatives und soziales Umsetzen auf 111 bis 89 je ha und damit um 30 bis 40 % reduziert haben.

Die Ergebnisse eines multiplen linearen Modells geben nähere Aufschlüsse über die Effekte der unterschiedlichen Eingriffsstärken und ihrer Wechselwirkung mit der Kovariable Ausgangsdurchmesser der Z-Bäume, deren Auswahl aus den zu Beginn vergleichbaren Durchmesserverteilungen der Gesamtbestände erfolgt war. Die formalen Voraussetzungen der Gültigkeit des Modells wurden überprüft und sind mit der Normalverteilung der Residuen (Shapiro-Wilk-Test) und deren weitgehender Unverzerrtheit über den Vorhersagen (grafische Überprüfung mittels Q-Q-Plot) erfüllt.

Varianzanalytisch lassen sich hoch signifikante Unterschiede zwischen den Mittelwerten der BHD-Zuwächse sowohl zwischen den Gruppen der Stufen des Faktors Durchforstungsstärke, als auch zwischen den Gruppen der Wechselwirkung von Durchforstungsstärken mit der Kovariablen Ausgangsdurchmesser nachweisen. Innerhalb des linearen Modells sind die Koeffizienten der Stufen des Faktors Durchforstungsstärke signifikant verschieden von Null und liefern damit relevante Beiträge zur Erklärung der Durchmesserzuwächse der Z-Bäume. Die Koeffizienten drücken Niveauunterschiede des BHD-Zuwachses in Abhängigkeit der flächenbezogenen Dichteabsenkung aus. Nur der Koeffizient der Stufe df0 „undurchforstet“ als Interzept des Modells unterscheidet sich nicht gesichert von Null. Ähnlich verhält es sich mit den Koeffizienten der Wechselwirkung der Stufen des Faktors Durchforstungsstärke mit der Kovariablen des Ausgangsdurchmessers der Z-Bäume (df0:d1 bis df3:d1). Diese Koeffizienten entsprechen den unterschiedlichen Steigungen der Zuwachsgeraden mit zunehmendem BHD innerhalb der Durchforstungsstärken. Abgesehen vom Koeffizienten der Wechselwirkung der sehr starken Durchforstung mit dem Ausgangsdurchmesser (df3:d1), also der Geradensteigung innerhalb der sehr starken Durchforstung, sind sie ebenfalls signifikant unterschiedlich von Null (Tab. 27).

Tabelle 27: Koeffizientenschätzungen des multiplen linearen Modells für den durchschnittlichen jährlichen BHD-Zuwachs der Z-Bäume im Alter 25 bis 43 Jahre

Koeffizienten:	Schätzung	Standardfehler	T-Wert	p-Wert	Signifikanz
Interzept (df0)	-3,897469	2,495217	-1,562	0,121041	
df1	6,556631	3,186958	2,057	0,041916	*
df2	6,074184	2,882167	2,108	0,037246	*
df3	10,420533	3,738618	2,787	0,006221	**
df0:d1	0,066189	0,019893	3,327	0,001179	**
df1:d1	0,037907	0,015007	2,526	0,012897	*
df2:d1	0,042174	0,011629	3,627	0,000429	***
df3:d1	0,009048	0,025102	0,360	0,719170	

Signifikanzniveaus: 0 `***` 0,001 `**` 0,05 `*`; Modellfehler (RSE): 1,351 bei 115 Freiheitsgraden; Korrigiertes Bestimmtheitsmaß (korr. R²) = 0,5333

F-Statistik: 20,91 bei 7 bzw. 115 Freiheitsgraden, p-Wert des Modells: < 2,2e-16

Das korrigierte Bestimmtheitsmaß von 53,3 % und der mittlere Modellfehler von 1,35 mm deuten auf eine größere, durch das Modell nicht erklärte Reststreuung der Durchmesserzuwächse hin. Dies wird

auch in der grafischen Darstellung der Modellvorhersagen im Vergleich zu den Beobachtungen deutlich (Abb. 46). Die praxisrelevante Aussage des Modells ist, dass der BHD-Zuwachs der Z-Bäume mit der Durchforstungsstärke zunimmt, aber auch vom Ausgangsdurchmesser abhängt, wobei letzterer Zusammenhang in Wechselwirkung mit der Durchforstungsstärke unterschiedlich ausgeprägt ist. Stärkere Durchforstungen führen demnach zu einer geringeren Abhängigkeit des Einzelbaum-Durchmesserzuwachses von seinem Ausgangs-BHD. Im Umkehrschluss bedürfen von vornherein stärkere Z-Bäume zur Erzielung des gleichen BHD-Zuwachses weniger starker Eingriffe als schwächere Z-Bäume.

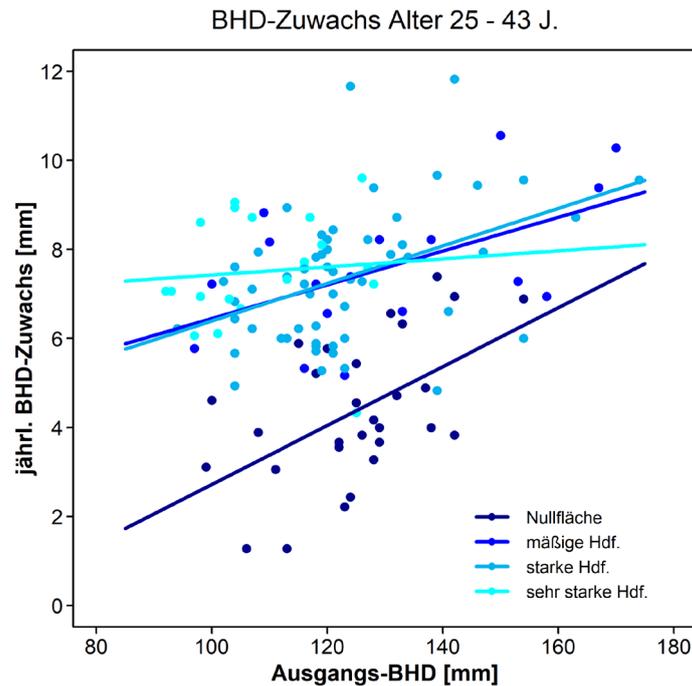


Abbildung 46: Beobachtungen und Vorhersage des allgemeinen linearen Modells für den Durchmesserzuwachs von Roteichen-Z-Bäumen in Abhängigkeit von der Durchforstungsstärke und deren Wechselwirkung mit dem Ausgangs-BHD

Das geringste Niveau mittlerer Durchmesserzuwächse der Z-Bäume weist die undurchforstete Fläche auf, was sich in dem geringsten Betrag des Koeffizienten der Durchforstungsstärke ausdrückt. Ein Z-Baum mit einem Ausgangs-BHD von 10 cm ohne Freistellung leistet demnach in der Nullfläche innerhalb des beobachteten Altersbereiches einen durchschnittlichen jährlichen BHD-Zuwachs von 2,5 mm und bleibt damit um fast 4 mm hinter einem Baum des gleichen Ausgangs-BHD in der mäßigen bzw. starken Durchforstung und um fast 5 mm hinter der sehr starken Durchforstung zurück. Gleichzeitig wird ohne Durchforstung der Zuwachs sehr stark vom Ausgangsdurchmesser bestimmt. Dies drückt sich in der größten Geradensteigung der Wechselwirkung aus Durchforstungsstärke und Ausgangs-BHD für die Nullfläche aus. Starke Bäume ohne Förderung halten demnach im Zuwachs noch eher Anschluss an gleichstarke freigestellte, während schwächere Bäume der Nullfläche im Verhältnis zu gleichstarken freigestellten Bäumen weit zurückfallen. In den Varianten mit Durchforstung steigt das allgemeine Durchmesserzuwachs-niveau deutlich an. Davon profitieren schwächere Z-Bäume relativ

stärker. Der zusätzliche Durchmesserzuwachsgehalt durch einen zunehmenden Ausgangs-BHD, ausgedrückt durch die Geradensteigung, schwächt sich dagegen ab. Die Schätzungen der Zuwachsgeraden für die mäßige und die starke Durchforstung sind in Lage und Steigung fast identisch. Das allgemeine Zuwachsniveau der sehr starken Durchforstung liegt dagegen noch einmal etwas höher. Gleichzeitig bleibt in dieser Variante der Zuwachsanstieg mit steigendem Ausgangs-BHD sehr gering und unterscheidet sich nicht gesichert von Null. Das hieße, dass bei sehr starker Durchforstung der BHD-Zuwachs der Z-Bäume unabhängig von ihrem Ausgangs-BHD wäre und nur von der Durchforstungsstärke bestimmt würde. Einerseits bestätigt dies die allgemeine Modellaussage der geringeren Wirkung des Ausgangs-BHD bei stärkerer Durchforstung. Der spezielle Befund für die sehr starke Durchforstung ist allerdings durch das Fehlen von Beobachtungen starker Ausgangs-BHD > 13 cm in dieser Variante weniger gut abgesichert.

Dem Ergebnis der Fallstudie dieses Durchforstungsversuchs zufolge wäre unter den gegebenen Bedingungen eine mittlere Grundflächenhaltung von 70 % des natürlichen Bestockungsgrades für die ersten Hochdurchforstungseingriffe geeignet, vitalen Z-Bäumen jährliche BHD-Zuwächse zwischen 7 und 9 mm zu sichern. Der flächenbezogene Volumenzuwachs erreicht im untersuchten Altersbereich bei der entsprechenden mittleren Grundflächenhaltung noch ca. 85 % der Nullfläche, womit die anteiligen Einbußen der Flächenproduktivität deutlich geringer bleiben als die relative Grundflächenabsenkung.

5.3 Standörtliche Befunde

5.3.1 Ein einfaches Standort-Leistungsmodell für die Roteiche in Nordwestdeutschland

Ein einfaches Standort-Leistungsmodell zur Erklärung des SI der Bestände als Ausdruck der standortbezogenen Wuchsleistung unter Einbeziehung von Bodenmerkmalen und klimatischen Variablen liefert Anhaltspunkte einer standörtlichen Zuordnung der Roteiche in Nordwestdeutschland, der erstmals auch eine gewisse quantitative Absicherung zugrunde liegt.

Eine zunächst deskriptive Betrachtung des empirischen Zusammenhangs des SI zur kategorialen Bodenvariablen „Wasserhaushaltsstufe“ zeigt innerhalb der grund- und stauwasserfreien Standorte den deutlichen Trend eines Leistungsanstieges mit besserer Wasserhaushaltsstufe (Abb. 47, links). Insbesondere innerhalb der gut mit Beobachtungen belegten Wasserhaushaltsstufen „mäßig trocken“ und „mäßig frisch“ treten trotzdem noch große Spannweiten der beobachteten SI auf, was auf das Wirksamwerden weiterer Effekte auf die Höhenwuchsleistung hinweist. Für die geringer mit Beobachtungen belegten grund- bzw. stauwassergeprägten Standorte deutet sich ein leistungsdämpfender Effekt durch sehr hoch anstehendes Grundwasser bzw. durch Staunässe an. Im Gegensatz zu den Wasserhaushaltsstufen ist aus der Box-Plot-Darstellung des SI über den Nährstoffstufen nicht ohne weiteres auf einen Zusammenhang zu schließen (Abb. 47, rechts). Zwischen den Nährstoffstufen „reich“ bis

„ziemlich arm“ gibt es keinen eindeutigen Leistungstrend. Die Medianwerte sind ähnlich und die beobachteten SI innerhalb der Nährstoffstufen sind über eine große Spanne verteilt. Einzig die sehr schwach mit Beobachtungen besetzte Nährstoffstufe „arm“ fällt in der Leistung deutlich zurück. Nach diesen deskriptiven Betrachtungen scheint ein Effekt der Wasserhaushaltsstufe auf das Höhenwachstum der Roteiche stärker zu sein, als jener der Nährstoffstufe. Methodische Vorbetrachtungen hatten außerdem eine starke Korrelation von Nährstoffstufe und Wasserhaushaltsstufe innerhalb des vorliegenden Datensatzes festgestellt.

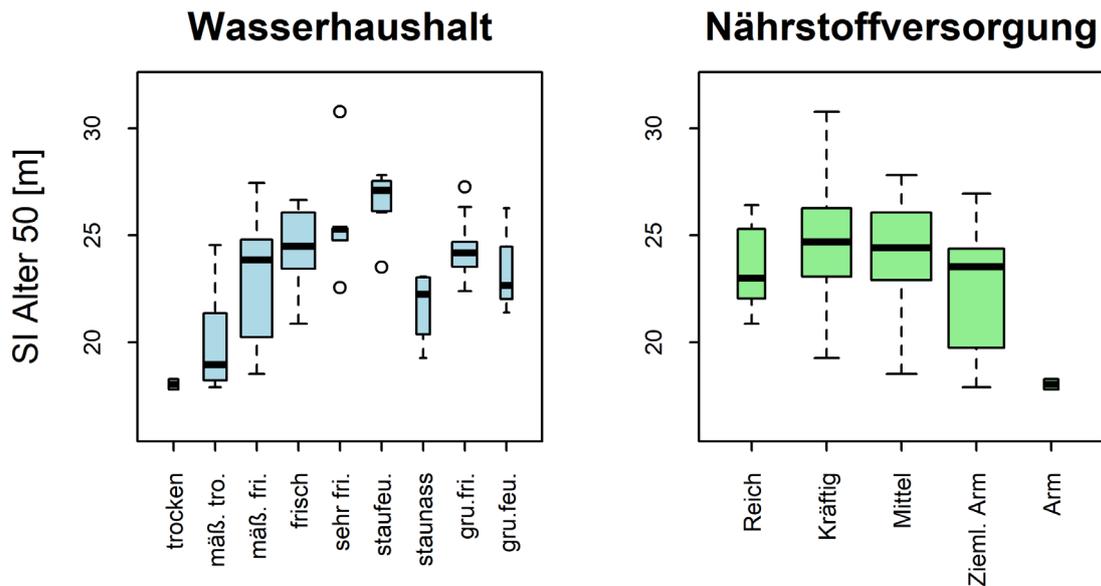


Abbildung 47: Site Index (h_{100} im Alter 50) von 95 Roteichenversuchs- und Probeflächen über den Wasserhaushaltsstufen (links) bzw. den Nährstoffstufen (rechts); Breite der Boxen proportional zur Besetzung der Kategorien

Die Anpassung und Vereinfachung eines multiplen linearen Modells, das neben den Bodenvariablen mit zahlreichen klimatischen Variablen gestartet war, mit der R-Funktion ‚stepAIC‘ (s. Kap. 4.7.8) entsprach im Ergebnis bereits weitgehend dem nachfolgend vorgestellten, letztlich akzeptierten Modell, enthielt jedoch noch die kategoriale Variable der Nährstoffstufe. Diese führte zu einer geringen Verbesserung des Bestimmtheitsmaßes und des AIC, ergab jedoch nach varianzanalytischer Überprüfung keine signifikanten Unterschiede der Mittelwerte der Zielvariablen SI zwischen den Gruppen der Nährstoffstufen. Außerdem sprachen die starke Interkorrelation mit der Wasserhaushaltsstufe sowie eine Verzerrung der Residuen über den Vorhersagen gegen die Verwendung dieser Variablen im Modell. Die testweise alleinige Verwendung der Nährstoffstufen anstelle der Wasserhaushaltsstufen führte zu einer drastischen Verschlechterung des Bestimmtheitsmaßes und damit der Erklärungskraft des Modells. Die Endfassung des multiplen linearen Modells für die standortsensitive Schätzung des SI von Roteichenbeständen in Nordwestdeutschland erhält demnach die folgende Form:

$$hbon50_i = \beta_0 + \beta_1 \cdot I_{\{wass_i=\text{ziemlich trocken}\}} + \dots + \beta_9 \cdot I_{\{wass_i=\text{grundfeucht}\}} + \beta_{10} \cdot tjahr_i + \beta_{11} \cdot sc_kj_i + \beta_{12} \cdot arid_i + \epsilon_i, \quad (54)$$

$$\epsilon_i \sim N(0, \sigma_\epsilon^2)$$

worin $hbon50$ als Response den SI in m bezeichnet. Die erklärenden Variablen des akzeptierten Modells sind die Wasserhaushaltsstufe ($wass_i$), die Jahresmitteltemperatur des Wuchsbezirks für die Klimanormalperiode 1961 – 1990 ($tjahr_i$) in °C, der zeitliche Abstand des Keimjahres des Bestandes zum Bezugsjahr 2018 (sc_kj) in Jahren sowie der Ariditätsindex nach de Martonne für die Vegetationsperiode ($arid_i$) als dimensionslose Verhältniszahl zur Kennzeichnung der Klimafeuchte.

Die Normalverteilung der Residuen (Shapiro-Wilk-Test und grafische Überprüfung) sowie eine geringe Verzerrung der Residuen über den Vorhersagen (grafische Überprüfung im Q-Q-Plot) sprechen für die formale Gültigkeit des Modells (Anhang, Anlage 6).

Alle nunmehr im Modell enthaltenen erklärenden Variablen wirken signifikant. Die geschätzten Koeffizienten der Faktorstufen bzw. Kovariablen zeigen plausible Vorzeichen und Größenordnungen (Tab. 28) und unterscheiden sich überwiegend signifikant von Null. Das Modell liefert ein korrigiertes Bestimmtheitsmaß von 59 %. Es erscheint damit geeignet, mit Hilfe standörtlicher und klimatischer Variablen einen nicht unwesentlichen Beitrag zur Erklärung der beobachteten Varianz der Höhenwuchsleistung von Roteichenbeständen zu leisten.

Einen großen Einfluss auf den SI der Roteiche besitzt demnach der Bodenwasserhaushalt. Auf den terrestrischen Standorten sind vor allem die Übergänge von einem mäßig trockenen zu einem mäßig frischen und von einem mäßig frischen zu einem frischen Wasserhaushalt mit einer deutlichen Leistungssteigerung verbunden. Sehr frische und grundfeuchte Standorte stellen hinsichtlich der Wasserversorgung das Optimum dar, während innerhalb der hydromorphen Standorte vor allem staunasse Verhältnisse ungünstiger zu bewerten sind. Eine steigende Jahresmitteltemperatur sorgt für eine Erhöhung des SI. Dagegen wirkt ein lange zurückliegendes Keimjahr leistungsmindernd: Mit jedem weiter zurückliegenden Keimjahr sinkt der SI um knapp 3 cm. Der Ariditätsindex der Vegetationszeit als weitere wichtige im Modell enthaltene Klimagröße wirkt aufgrund seiner Berechnung positiv. Ein steigender Betrag des Index zeigt eine Abnahme der Aridität und damit feuchtere Klimaverhältnisse in der Vegetationszeit an, worauf das Höhenwachstum der Roteiche positiv reagiert. Als Ersatz für den Ariditätsindex, jedoch aufgrund der Interkorrelation nicht gleichzeitig, wurden in anderen nicht explizit dargestellten Modellversionen alternative Klimavariablen getestet. Sie wirkten ebenfalls plausibel, ergaben aber etwas geringere Bestimmtheitsmaße, so der Niederschlag in der Vegetationszeit (Wirkung positiv), die Temperatur in der Vegetationszeit (Wirkung im Gegensatz zur Jahrestemperatur negativ), die klimatische Wasserbilanz in der Vegetationszeit (Wirkung positiv) und die Temperaturdifferenz zwischen Januar und Juli, die mit steigendem Betrag negativ auf den SI wirkt.

Tabelle 28: Modellergebnisse und Koeffizientenschätzungen des linearen Modells zum Standort-Leistungsbezug von Roteichenbeständen in Nordwestdeutschland

Variable	Freiheitsgrade	Residuenquadratsumme	mittl. Residuenquadratsumme	F-Wert	p-Wert
wass	8	364,62	45,577	13,9161	1,264e-12 ***
tjahr	1	30,51	30,506	9,3144	0,0030534 **
sc_kj	1	43,69	43,693	13,3407	0,0004535 ***
arid	1	31,39	31,392	9,5850	0,0026751 **
Residuen	83	271,84	3,275		

Koeffizienten:	Schätzung	Standardfehler	T-Wert	p-Wert	Signifikanz
wass1 (Interz.)	0,552189	4,810375	0,115	0,908888	
wass2	1,559990	1,447030	1,078	0,284129	
wass3	4,910339	1,395990	3,517	0,000709	***
wass4	6,886870	1,437260	4,792	7,16e-06	***
wass5	8,051491	1,628290	4,945	3,92e-06	***
wass7	8,094000	1,535519	5,271	1,05e-06	***
wass8	5,199052	1,685229	3,085	0,002764	**
wass9	5,612376	1,410232	3,980	0,000147	***
wass10	6,083194	1,743754	3,489	0,000780	***
tjahr	1,473433	0,449385	3,279	0,001524	**
sc_kj	-0,028848	0,006633	-4,348	3,87e-05	***
arid	0,505759	0,163360	3,096	0,002675	**

Signifikanzen: 0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05; Wurzel der mittleren Fehlerquadratsumme: 1,81 bei 83 Freiheitsgraden
 Korrigiertes R²: 0,5851; F-Statistik: 13,05 bei 11 und Freiheitsgraden, p-Wert des Modells: 5,288e-14

Die Gegenüberstellung der empirischen Beobachtungen mit den modellierten SI vermittelt einen Eindruck von der Prädiktionsleistung des Modells (Abb. 48).

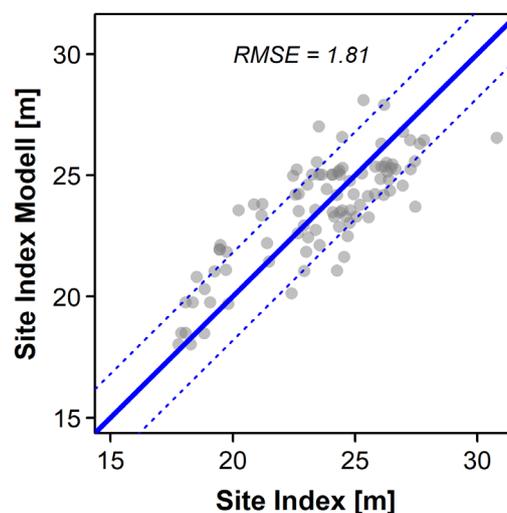


Abbildung 48: Prädiktionsleistung des Modells: Modellvorhersagen über beobachteten Werten, gestrichelte Linien = RMSE (Wurzel der mittleren Fehlerquadratsumme)

Die Wurzel der mittleren Fehlerquadrate (RMSE) deutet mit einem Betrag von 1,81 m wie schon das Bestimmtheitsmaß auf einen akzeptablen Erklärungsbeitrag des Modells zur Varianz der SI-Beobachtungen hin. Mit der gebotenen Vorsicht im Hinblick auf die einfache Modellform und die nicht balancierte, nicht allzu umfangreiche Datengrundlage können einige Feststellungen zu von der Roteiche bevorzugten Standortmerkmalen getroffen werden. Neben einer klaren Aussage der Vorteilhaftigkeit frischer, sehr frischer sowie staufrischer Standorte für höchste Wuchsleistungen deuten die Effekte der klimatischen Parameter auf ein gewisses Wärmebedürfnis der Baumart im Gesamtjahresverlauf hin, bei gleichzeitiger günstiger Wirkung einer höheren Klimafeuchte in der Vegetationsperiode. Einer hohen Wuchsleistung der Roteiche abträglich sind dagegen nach dem Bodenwasserhaushalt und dem Vegetationszeitklima trockene bzw. deutlich kontinental getönte Verhältnisse mit einer hohen Vegetationszeitverdunstung bzw. einer großen Jahrestemperaturdifferenz. Die Variation einzelner erklärender Variablen in den Spannen tatsächlich beobachteter Ausprägungen bei gleichzeitig konstanter mittlerer Ausprägung der übrigen Prädiktoren hat bemerkenswert starke Effekte auf den SI (Abb. 49).

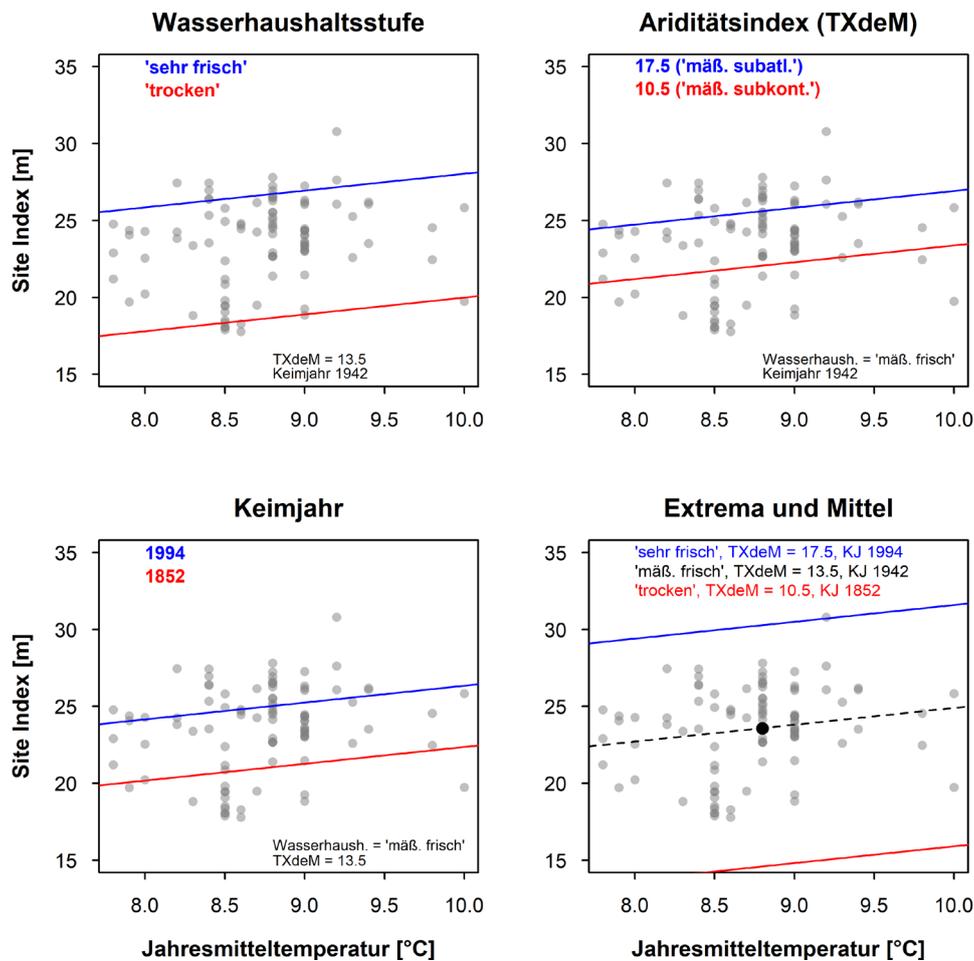


Abbildung 49: Beobachtungen und Modellvorhersagen des Standort-Leistungsmodells über der Jahresdurchschnittstemperatur; oben links: günstigste u. ungünstigste beobachtete Wasserhaushaltsstufe; oben rechts: geringste u. höchste beobachtete Aridität; unten links: spätestes u. frühestes beobachtetes Keimjahr; unten rechts: Kombination aus günstigsten (blau), ungünstigsten (rot) u. mittleren (schwarz gestrichelt) beobachteten Ausprägungen der Modellvariablen. Schwarzer Punkt: gleichzeitig Mittelwert beobachteter Jahresmitteltemperaturen

Ein Anstieg der Jahresmitteltemperatur von 8 °C auf 10 °C sorgt demnach für eine Verbesserung des SI um ca. 2,9 m. Zwischen den Wasserhaushaltsstufen „trocken“ und „sehr frisch“ ergibt sich bei einem dem Versuchsmittel entsprechenden Keimjahr 1942 und dem mittleren beobachteten Ariditätsindex der Vegetationszeit von 13,5 eine SI-Differenz von 8 m. Die im Datenmaterial enthaltene Spanne des Ariditätsindex von 10,5 (mäßig subkontinental) bis zu 17,5 (mäßig subatlantisch) verursacht einen Unterschied des SI von 3,3 m, während die Variation der Keimjahre zwischen den beobachteten Grenzen von 1852 bis 1994 bei ansonsten konstanten mittleren Bedingungen einem Leistungsunterschied von 4 m bewirkt. Setzt man für den Bodenwasserhaushalt und die im Modell befindlichen Umweltvariablen die Kombination der jeweils günstigsten und ungünstigsten Bedingungen an, die in diesen extremen Zusammenstellungen selbstverständlich nicht in den Beobachtungen auftreten, ergäbe sich eine SI-Differenz von 20 m. Der für „mittlere Verhältnisse“ der beobachteten Datenbereiche aller erklärenden Variablen durch das Modell geschätzte SI von 23,7 m entspricht einer relativen Ertragsklasse von I,1 nach dem neuen Bonitätsfächer für Roteiche in Nordwestdeutschland. Dies spiegelt die tatsächlich beobachteten, überwiegend guten Leistungen der Roteiche auf vielen Standorten ihres derzeitigen Vorkommens in Nordwestdeutschland wider. Dies geht auch damit einher, dass zumindest unter den gegenwärtig beobachteten Standort- und insbesondere Klimaverhältnissen die ungünstige Ausprägung einer Standortkomponente wie dem Bodenwasserhaushalt in ihrer Wirkung auf das Roteichenzwachstum z. B. durch eine höhere Klimafeuchte in der Vegetationszeit ausgeglichen werden kann und umgekehrt.

5.3.2 Bodenchemische Charakterisierung von Roteichenstandorten im niedersächsischen Tiefland

Bodenchemische Analysen entlang eines West-Ost-Gradienten im niedersächsischen Tiefland als einem geplanten Haupteinsatzbereich der Roteiche im Umbau von Kiefernbeständen dienen der Charakterisierung aktueller Bodenzustände unter Roteichenbeständen. Die Ergebnisdarstellungen bedienen sich deskriptiver Statistik in Form von Grafiken und Angaben arithmetischer Mittelwerte einschließlich deren Standardabweichungen. Die Befunde lassen aufgrund des Fehlens standortgleicher Referenzen anderer Baumarten oder zeitlich wiederholter Aufnahmen keine unmittelbaren Rückschlüsse auf eine Dynamik der Standorte zu, die möglicherweise im Zusammenhang mit der Roteichenbestockung steht. Vielmehr werden derzeitige bodenchemische Zustände von Roteichenstandorten beschrieben.

Zunächst werden grundlegende bodenchemische Kennwerte wie der pH-Wert in H₂O, die Kationenaustauschkapazität (Ake) und die Basensättigung in ihrem Verlaufsprofil entlang der Tiefenstufen des BZE-Probenahme-Schemas (Abb. 50) unter den Nährstoffstufen der forstlichen Standortkartierung verglichen, die nach morphologischen Bodenmerkmalen und der Bodenvegetation eingeschätzt wurden.

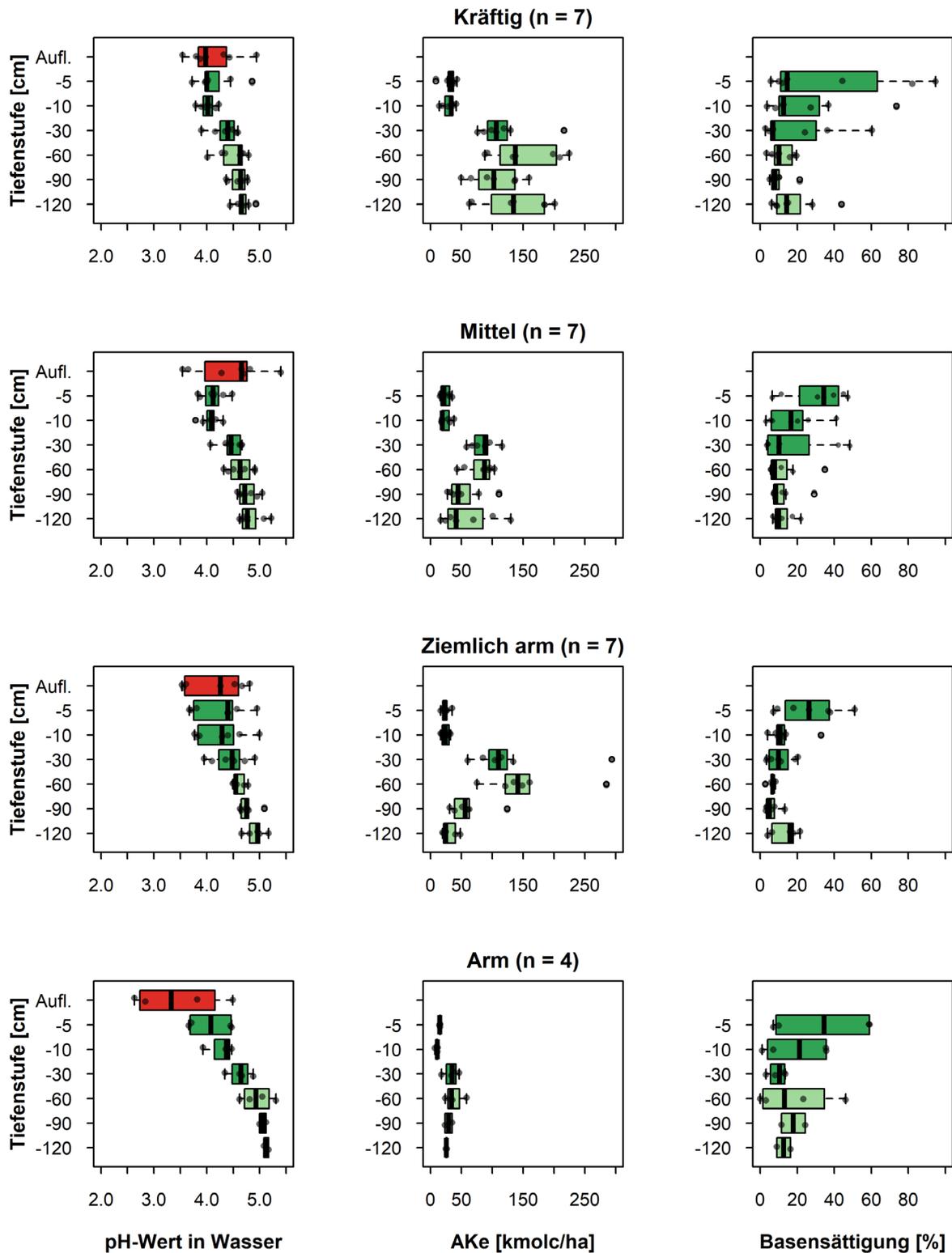


Abbildung 50: pH-Wert in H₂O, Kationen-Austauschkapazität (AKe) und Basensättigung von Roteichenstandorten des Tieflandes nach Tiefenstufen der BZE II für die Nährstoffstufen der Standortskartierung

Die pH-Werte des Auflagehumus und der beiden oberen Bodenschichten zeigen im Mittel stark bis sehr stark saure Verhältnisse in der Bodenlösung, die teilweise noch dem Austauscher-Pufferbereich zuzuordnen sind, am häufigsten jedoch dem Aluminium-Pufferbereich und in einigen Fällen sogar dem

Eisen-Pufferbereich. Hinsichtlich der pH-Werte gibt es neben geringeren Unterschieden zwischen den meisten Nährstoffstufen der Standortkartierung, vielmehr eine große Variabilität innerhalb derer. Diese wird hauptsächlich dadurch hervorgerufen, dass sich unter den Standorten der Nährstoffstufen jeweils einige mit und ohne Kompensationskalkung befinden. In tiefer liegenden Schichten nehmen die Säurefrachten allgemein etwas ab. Am geringsten sind die pH-Werte der armen Standorte, allerdings bei einer deutlicheren Zunahme mit der Tiefe. Für die meisten der untersuchten Böden entspricht die Bodenreaktion tieferer Schichten dem Austausch-Pufferbereich. In den günstigsten Fällen wird der Silikat-Pufferbereich erreicht. Zu diesen Standorten zählt ein an sich als „arm“ eingestuftes reiner Sandboden in Ostniedersachsen mit einer 20 Jahre zurückliegenden Kompensationskalkung mit 6 t je ha, was der doppelten Aufwandmenge gegenüber der heute praxisüblichen entspricht.

Die effektive Kationen-Austauschkapazität (Ake) der oberflächennahen Mineralbodenschichten, die schichtbezogen in Hektarwerte umgerechnet wurde, bewegt sich überwiegend im geringen bis bestenfalls gering-mittleren Bereich. Auch hier fallen bis in 10 cm Tiefe die Unterschiede zwischen den Nährstoffstufen gering aus. Eine stärkere Differenzierung setzt erst in tiefer liegenden Bodenschichten ein. Hier treten die kräftigen Standorte mit relativ besseren Austauschkapazitäten hervor, die aber nach der Bewertungsskala immer noch im gering-mittleren Bereich bleiben, während bei mittlerer und ziemlich armer Nährstoffstufe geringe und bei „arm“ sehr geringe Ake-Werte vorherrschen. Kaum Unterschiede gibt es zwischen den Nährstoffstufen „mittel“ und „ziemlich arm“ bzw. deutet sich in mittleren Tiefen sogar ein Vorteil der eigentlich schlechteren Nährstoffstufe an.

In direktem Zusammenhang mit der Ake sind die Basensättigungen zu betrachten. Sie zeigen in der obersten Mineralbodenschicht bis 5 cm und auch noch im Bereich bis 10 cm in allen Nährstoffstufen eine große Streuung, deren Ursache erneut in der Kompensationskalkung bzw. deren bisherigem Ausbleiben zu suchen ist. So liegen die Basensättigungen im Oberboden gekalkter Standorte bei über 50 % bis hin zu 90 %, während ansonsten kaum Werte von 15 % erreicht werden. Die Basensättigungen tieferer Bodenschichten gleichen sich stärker an. Fast durchweg ungünstige Verhältnisse mit Basensättigungen, die nur im Ausnahmefall 20 % erreichen und sich untereinander wiederum kaum unterscheiden, herrschen auf den mittleren und ziemlich armen Standorten. Unter den armen Standorten fallen bis in tiefere Schichten hohe Basensättigungen der beiden mit 6 t je ha gekalkten Versuchspartellen auf. Insgesamt entsprechen die mittleren Tiefenverläufe (Medianwerte) der Basensättigung aller Nährstoffstufen der Referenzkennlinie für tief basenarme Verhältnisse (Arbeitskreis Standortkartierung in der AG Forsteinrichtung 2016, S. 180f).

Weitere wichtige Kenngrößen zur Beurteilung des Bodenzustandes in den verschiedenen Nährstoffstufen sind die Verhältnisse zwischen Kohlenstoff und Stickstoff (C/N) und zwischen Kohlenstoff und

Phosphor (C/P) im Auflagehumus sowie die aggregierte Kationen-Austauschkapazität bis in 90 cm Bodentiefe und die korrespondierende Basensättigung (Abb. 51). Außerdem werden hektarbezogene Gesamtvorräte der wichtigen Elemente Kohlenstoff (C), Stickstoff (N), Phosphor (P) und Kalium (K) in der organischen Auflage und im Mineralboden ebenfalls bis in 90 cm Tiefe betrachtet. Für deren Berechnung wie auch für die aggregierte Ake wurden Tiefenreduktionsfaktoren (Arbeitskreis Standortskartierung in der AG Forsteinrichtung 2016, S. 173) verwendet. Demzufolge werden nur Vorräte bis in 30 cm Bodentiefe voll berücksichtigt, während sie zwischen 30 und 60 cm nur zu 75 % und zwischen 60 und 90 cm nur zur Hälfte in die Summenbildung eingehen. Damit wird die schlechtere Verfügbarkeit tiefer liegender Elementvorräte aufgrund mit der Tiefe abnehmenden Durchwurzelungsintensität modellhaft berücksichtigt.

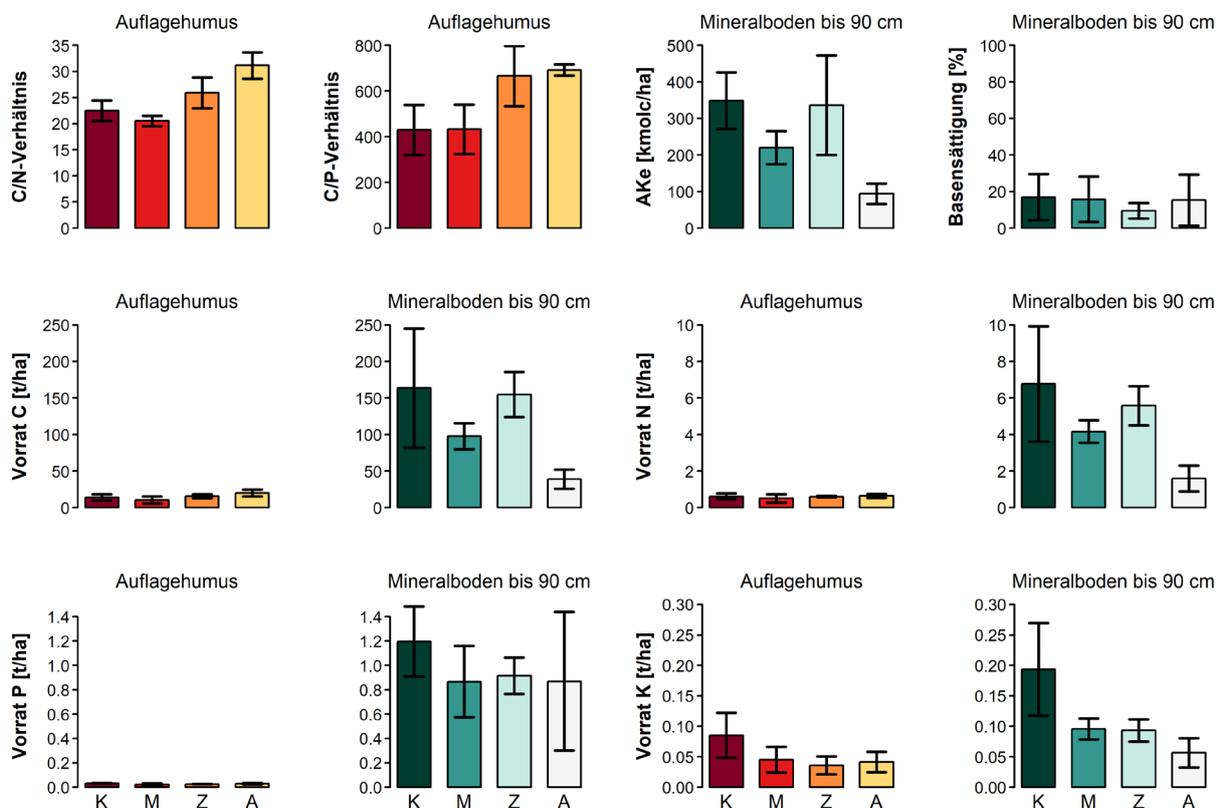


Abbildung 51: Flächenbezogene Gesamtvorräte wichtiger Nährelemente in der Auflage und im Mineralboden bis 90 cm Tiefe mit Tiefenreduktion getrennt nach Nährstoffstufen (AK Standortskartierung der AG Forsteinrichtung 2016, S. 173); Whisker = einfache Standardabweichung; Nährstoffstufen: K = kräftig, M = mittel, Z = ziemlich arm und A = arm

Bezüglich der C/N- und der C/P-Verhältnisse des Auflagehumus unterscheiden sich die kräftigen und die mittleren Standorte kaum voneinander. Mit Werten knapp über bzw. um 20 sind die C/N-Verhältnisse als mittel bzw. mäßig weit zu bewerten. Die ziemlich armen Standorte weisen mit ca. 26 bereits weite C/N-Verhältnisse auf und die armen Standorte tendieren mit einem Mittelwert über 30 zu „sehr weit“. Was die Relationen zueinander und die qualitative Bewertung angeht, verhalten sich die C/P-Verhältnisse ähnlich wie die C/N-Verhältnisse. Ein Verhältnis von 400 der kräftigen und mittleren

Standorte ist als mittel bis mäßig weit einzustufen, Verhältnisse zwischen 600 bis 700 der ziemlich armen und armen Standorte entsprechen mäßig weiten C/P-Verhältnissen. Die effektiven Kationen-Austauschkapazitäten im effektiven Wurzelraum der Mineralböden zeigen im Wesentlichen die gemäß den Nährstoffstufen zu erwartende Staffelung. Der Wert um 350 kmolc je ha der kräftigen Standorte repräsentiert mittlere Ake-Werte, 210 kmolc je ha der mittleren Standorte entsprechen einer geringen bis mittleren und die knapp 100 kmolc je ha der armen Standorte einer geringen Austauschkapazität. Aus dieser Abfolge fallen nur die ziemlich armen Standorte heraus, deren Mittelwert den kräftigen Standorten entspricht, allerdings mit einer deutlich größeren Standardabweichung. Die Basensättigungen des effektiven Wurzelraums liegen für die kräftigen, mittleren und armen Standorte bei Mittelwerten von knapp unter 20 %, was basenarmen Verhältnissen entspricht. Diese Mittelwerte weisen hohe Standardabweichungen auf, besonders auf den armen Standorten mit den je zwei gekalkten und ungekalkten Versuchspartellen. Am geringsten ist die durchschnittliche Basensättigung mit nur 10 % auf den ziemlich armen Standorten mit ihren vergleichsweise hohen Austauschkapazitäten.

Die Elementvorräte von Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor und Kalium werden ebenfalls differenziert nach den Nährstoffstufen verglichen, jeweils getrennt in Auflagehumus und effektiven Wurzelraum des Mineralbodens. Die mittleren Vorräte organischen Kohlenstoffs der Humusaufgabe liegen zwischen 14 und über 20 t je ha, tendenziell mit den höheren Vorräten bei schlechterer Nährstoffstufe. Nur die mittleren Standorte brechen diesen Trend mit dem geringsten Mittelwert von 10 t je ha. Hier ist gleichzeitig der mittlere pH-Wert der Auflage am höchsten, was wohl auf den höheren Anteil gekalkter Flächen in dieser Gruppe zurückgeht. Höhere Kohlenstoffmengen als in der Auflage sind im effektiven Wurzelraum des Mineralbodens, insbesondere seinen oberen Schichten, vorhanden. Mit schlechterer Nährstoffstufe nimmt der Bodenkohlenstoffvorrat ab und beträgt auf den armen Standorten nur noch 39 t je ha. Eine Ausnahme davon bilden die ziemlich armen Standorte mit fast genauso hohen Bodenkohlenstoffvorräten wie die kräftigen Standorte. In der Summe von Auflage und Mineralboden erreichen die kräftigen Standorte der Stichprobe einen C-Vorrat von 178 t je ha und die ziemlich armen Standorte von 171 t je ha, beides Werte im oberen mittleren Bereich, während die 108 t je ha der mittleren Standorte im unteren mittleren Bereich einzuordnen sind. Mit durchschnittlich 59 t je ha ist der Bodenkohlenstoffvorrat der armen Standorte gering mit Tendenz zu sehr gering. Die Stickstoffvorräte der Auflage sind kaum nach den Nährstoffstufen differenziert und liegen im Bereich zwischen 0,51 und 0,64 t je ha. Im Mineralboden ist die Stickstoffausstattung der kräftigen Standorte im Mittel mehr als zehnmal so hoch. Mit schlechter werdender Nährstoffstufe ist eine Abnahme verbunden, so dass auf den armen Standorten durchschnittlich nur ein Viertel des Bodenstickstoffs der kräftigen Standorte zur Verfügung steht. Wiederum eine Ausnahme von diesem Trend stellen die ziemlich armen Standorte dar, deren Böden stickstoffreicher sind, als jene der mittleren Standorte. Im Vergleich zu Refe-

renzwerten weisen die kräftigen Standorte einen mittleren Stickstoffstatus auf, ebenso noch die ziemlich armen Standorte, während die mittleren Standorte mit knapp 5 t je ha im Grenzbereich zwischen geringen und mittleren Stickstoffvorräten liegen. Die Stickstoffversorgung der armen Standorte ist als sehr gering einzustufen. Zudem liegt hier fast ein Drittel dieser geringen Stickstoffvorräte in der Humusauflage. Von den Gesamtvorräten an Phosphor ist über alle Nährstoffstufen mit 23 bis 32 kg je ha nur ein sehr geringer Anteil in der Humusauflage gebunden. Mit Phosphorvorräten im Mineralboden von knapp unter 1 t je ha gibt es zwischen mittleren, ziemlich armen und armen Standorten keine bedeutenden Unterschiede, abgesehen von der großen Streuung auf den armen Standorten. Nur die kräftigen Standorte heben sich mit um ein Viertel höheren Vorräten etwas ab. Beim Vorrat an Kalium gibt es Parallelen aber auch Unterschiede zum Phosphor. Ein wichtiger Unterschied ist, dass über alle Nährstoffstufen jeweils ein Drittel und damit ein bedeutender Anteil der Kaliumvorräte in der Humusauflage gebunden ist. Ähnlich wie beim Phosphor ragen die Kaliumvorräte der kräftigen Standorte mit einem Mittelwert von gut 200 kg je ha etwas heraus. Sie befinden sich damit jedoch immer noch im Bereich einer geringen Kaliumversorgung. Die Unterschiede zwischen den anderen Nährstoffstufen sind kleiner. Die Gesamtvorräte der ziemlich armen und mittleren Standorte erreichen knapp 100 kg je ha und befinden sich damit an der unteren Grenze einer geringen hin zu einer sehr geringen Kaliumversorgung. Die verfügbare Kaliummenge der armen Standorte bleibt noch darunter und ist eindeutig sehr gering.

Das Gesamtfazit zu den bodenchemischen Kennwerten der analysierten Standorte im niedersächsischen Tiefland lautet: Fast alle untersuchten Standorte weisen unabhängig von der Nährstoffziffer in den oberen Bodenschichten ohne Kompensationskalkung und in den mittleren Schichten durchweg nur sehr geringe Basensättigungen auf. Positiv hinsichtlich der Mineralbodenvorräte wichtiger Nährelemente heben sich die kräftigen Standorte von den übrigen Nährstoffstufen ab. Allerdings sind auch sie tiefgründig stark bis sehr stark versauert. Nach den bodenchemischen Parametern lassen sich die ziemlich arme und die mittlere Nährstoffstufen in der vorliegenden Stichprobe nicht eindeutig trennen. In etlichen Kennwerten schneiden die graduell besser eingeschätzten Standorte sogar ungünstiger ab. Die wenigen armen Standorte der Beprobung erweisen sich tatsächlich als sehr sauer sowie basen- und nährstoffarm. Böden dieses Stratums mit einer Kompensationskalkung der hohen Aufwandmenge von 6 t je ha reagierten jedoch nach 20 Jahren mit einer deutlich verbesserten Basensättigung bis in mittlere Schichten.

5.3.3 Bodenzustand, Streuzersetzung und Kohlenstoffhaushalt in Rot- und Traubeneichenbeständen: Eine vergleichende Fallstudie im ostniedersächsischen Tiefland

Der Vergleich der Standortinteraktion von eingeführter Roteiche und heimischer Traubeneiche auf zwei Standorten sehr unterschiedlicher Nährstoff- und Wasserversorgung ist das Ziel einer vertiefen-

den Analyse von Kennwerten des Bodenzustandes und des Kohlenstoffhaushaltes. Vorbetrachtend erfolgt die deskriptive Gegenüberstellung bodenchemischer Kennwerte aus der sogenannten Standardbeprobung (s. Kap. 4.4.2.1) für die zu untersuchenden Kombinationen aus Baumart und Standort. Anschließend werden speziell die Effekte von Baumart, Standortgüte und ihrer Wechselwirkung auf die Streu- und Kohlenstoffumsätze sowie die Kohlenstoffspeicherung im Boden anhand des gesonderten Streuzersetzungsversuchs (s. Kap. 4.2.2.2 u. 4.7.9) näher analysiert. Schließlich wird der Vergleich der Kohlenstoffspeicherung im Rahmen eines sehr einfachen Ansatzes durch die Einbeziehung der oberirdischen Holzbiomasseproduktion vervollständigt.

Der deskriptive Vergleich allgemeiner bodenchemischer Kennwerte der Standardbeprobung bis in 30 cm Tiefe bezieht sich wie auch die nachfolgenden Analysen auf die Kreuzkombinationen der Faktoren Baumart (Roteiche = REi, Traubeneiche = TEi) und Standortgüte (im Folgenden kurz „Standort“: Z = ziemlich arm und mäßig trocken, K = kräftig nährstoffversorgt und frisch). Es ergeben sich die folgenden vier Kombinationen: REi_K, TEi_K, REi_Z und TEi_Z (Tab. 29).

Tabelle 29: Standörtliche Charakterisierung der Baumarten-Standort-Kombinationen; Angaben für den Mineralboden bis 30 cm Tiefe (Abweichungen der C-Vorräte von den Ergebnissen des speziellen Streuzersetzungsversuchs aufgrund anderer Beprobung und abweichender Bezugstiefe)

	Sellhorn 2123		Göhrde 114	
	Parz. 2	Parz. 3	Parz. 2	Parz. 3
	REi_K	TEi_K	REi_Z	TEi_Z
Standortstyp	37.4.4.3	41.4.4.3 s	43.3-.3.1 f	43.3-.3.1 f
Substratgruppe (BZE II)	Lehm		schwach verlehmtter Sand	
Humusform	typ. Moder	F-Mull	moderart. Rohh.	moderart. Rohh.
pH-Wert Auflage (H ₂ O)	4,32	4,58	3,61	3,65
C/N Auflage	19,8	18,0	26,1	22,2
C/N Mineralboden	23,3	20,5	26,5	31,0
effekt. Kationen-Austauschkap. (AKe)	[kmolc/ha] 159	160	128	124
Basensättigung	[%] 7,8	14,8	4,0	8,9
Vorrat C Aufl./ Min'boden	[t/ha] 12,0 / 71	6,5 / 83	18,5 / 86	27,7 / 102
Vorrat N Aufl./Min'boden	[t/ha] 0,46 / 3,03	0,36 / 4,07	0,64 / 2,63	1,24 / 3,3
Vorrat K Aufl./ Min'boden	[t/ha] 0,110 / 0,095	0,091 / 0,103	0,047 / 0,049	0,053 / 0,097
Vorrat P Aufl./ Min'boden	[t/ha] 0,031 / 0,631	0,028 / 0,676	0,026 / 0,341	0,049 / 0,543

Als Humusform hat sich auf dem kräftigen Standort unter der Roteiche ein typischer Moder ausgebildet, unter der Traubeneiche ein F-Mull. Auf dem ziemlich armen Standort gibt es mit moderartigem Rohhumus unter Rot- wie Traubeneiche keine baumartenbedingten Unterschiede. Die höheren pH-

Werte der Auflage werden auf dem besseren Standort registriert. Diese befinden sich im Austauscher-Pufferbereich mit einem leichten Vorteil der Traubeneiche, während sie auf dem schwachen Standort ohne Baumartenunterschied im Aluminium-Pufferbereich liegen. Die C/N-Verhältnisse der Auflage des kräftigen Standortes sind im mittleren Bereich, mit dem leicht günstigeren Wert unter der Traubeneiche. Die grundsätzlich weiteren C/N-Verhältnisse auf dem ziemlich armen Standort unterscheiden sich baumartenbezogen stärker. Hier hat die Auflage unter der Traubeneiche ein mäßig weites C/N-Verhältnis, was auf einen auffallend hohen Stickstoffgehalt zurückgeht. Dieser Wert wurde in den Laboraten nochmals überprüft, so dass ein Übertragungsfehler auszuschließen ist. Dagegen ist unter der Roteiche das C/N-Verhältnis der Auflage weit. Die C/N-Verhältnisse der oberen 30 cm des Mineralbodens sind allgemein weiter als die der Humusauflage. Auf dem kräftigen Standort ist wiederum das C/N-Verhältnis unter der Traubeneiche etwas günstiger. Auf dem ziemlich armen Standort sind die C/N-Verhältnisse beider Baumarten weit, diesmal mit einem Vorteil für die Roteiche. Die effektiven Kationen-Austauschkapazitäten bis in 30 cm Bodentiefe zeigen für den jeweiligen Standort baumartenunabhängig den gleichen Wert. Auch zwischen den Standorten gibt es nur leichte Vorteile des kräftigen Standortes. Bis in 30 cm Tiefe ist das Bodensubstrat in beiden Fällen ein Geschiebedecksand mit vergleichsweise geringen Unterschieden in der Restverlehmung. So weisen denn auch die Basensättigungen beider Flächen auf sehr basenarme Verhältnisse im Oberboden hin. Innerhalb dieses Rahmens ist jedoch die Basensättigung unter den Traubeneichen jeweils etwas besser als unter den Roteichen. Beim organischen Kohlenstoff gibt es in der Summe aus Auflage und oberen 30 cm des Mineralbodens die höheren Vorräte auf dem schwachen Standort, was vor allem auf der mächtigeren organischen Auflage beruht. Dagegen unterscheiden sich die Summen der Stickstoffvorräte in Auflage und Oberboden zwischen den Standorten nicht sehr stark. Sie variieren zwischen ca. 3,3 und 4,5 t je ha, wobei auf beiden Standorten etwas geringere Vorräte bei der Roteiche auftreten. Auffallend ist die Standortabhängigkeit der Stickstoffallokation zwischen Auflage und Mineralboden: Auf dem ziemlich armen Standort sind deutlich höhere Anteile in der Auflage gebunden bei entsprechend geringeren Mineralbodenvorräten. Beim Kaliumvorrat gibt es auf dem schwachen Standort einen Baumartenunterschied mit höheren Mengen unter der Traubeneiche, insbesondere im Mineralboden, während auf dem kräftigen Standort die Kaliumvorräte bei beiden Baumarten kaum voneinander abweichen. Hinsichtlich der Phosphorvorräte bleiben Standortunterschiede vergleichsweise gering und zudem ist auf dem kräftigen Standort kein Baumartenunterschied erkennbar. Auf dem ziemlich armen Standort hat die Traubeneiche sowohl im Auflagehumus als auch im Oberboden einen etwas höheren Phosphorvorrat.

Für die spezielle Untersuchung zum Kohlenstoffhaushalt deuten bereits die grafischen Darstellungen der empirischen Befunde auf standortabhängige und teilweise auch baumartenspezifische Differenzierungen hin, was die Mächtigkeit der Humusauflage, den Gesamtvorrat an organischem Kohlenstoff,

die Basalatmung, den metabolischen Quotienten sowie den mikrobiellen Kohlenstoff und die Kohlenstoffverfügbarkeit angeht (Abb. 52).

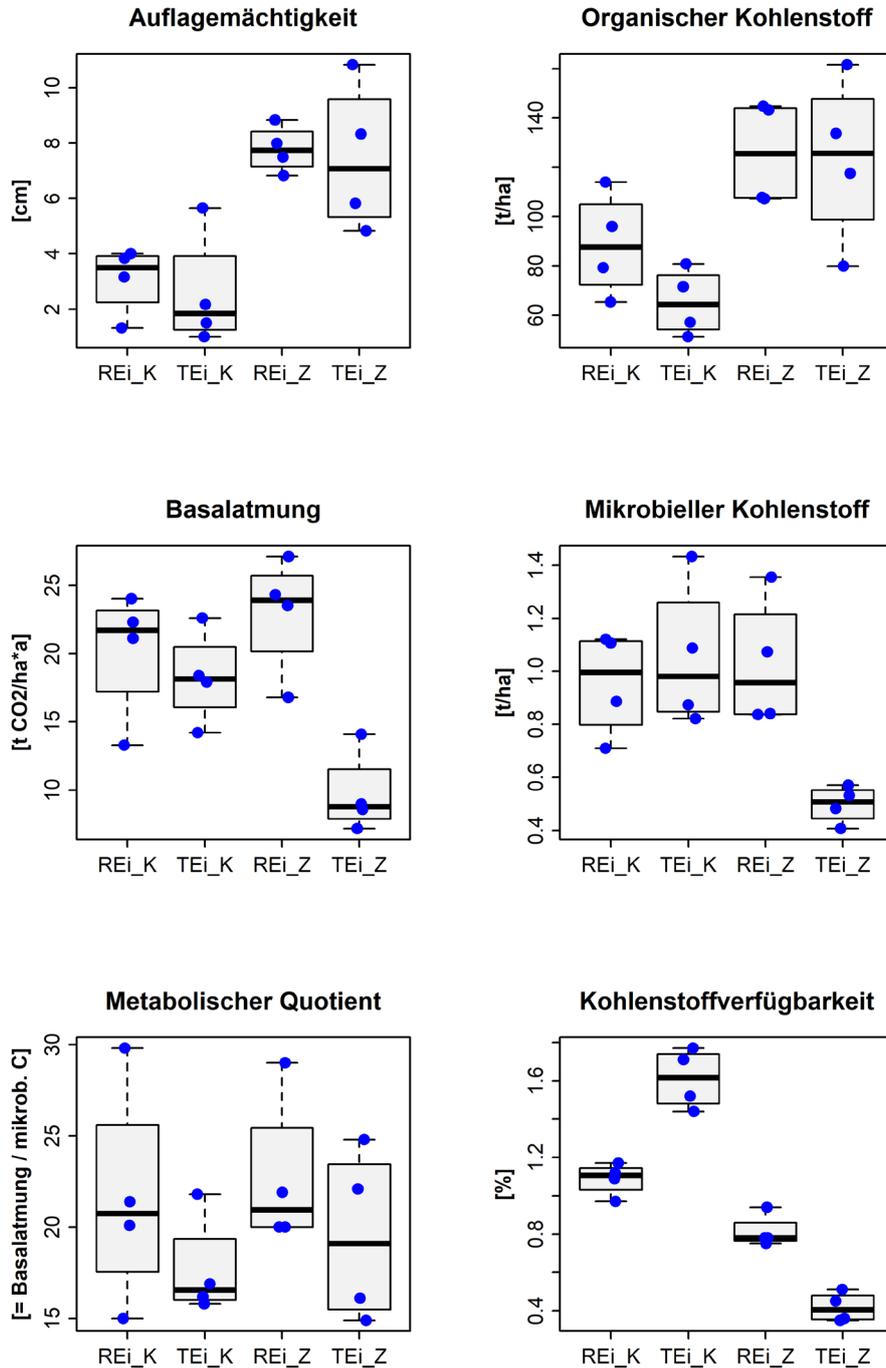


Abbildung 52: Box-Plots des Baumarten- und Standortvergleichs der Kenngrößen der Kohlenstoffspeicherung und der Kohlenstoffumsätze in der Auflage und den oberen 15 cm Mineralboden eines kräftigen und eines ziemlich armen Standortes mit jeweils gleichaltrer Bestockung aus Rot- bzw. Traubeneiche (Abk.: REi_K = Roteiche/kräftiger Standort; TEi_K = Traubeneiche/ ...; REi_Z = Roteiche/ziemlich armer Standorte; TEi_Z = .../...); blaue Punkte = Beobachtungen

Die erste analysierte Zielgröße ist die Mächtigkeit der Humusauflage. Auf dem kräftigen Standort beträgt die mittlere Auflagemächtigkeit 2,83 cm und auf dem ziemlich armen Standort 7,62 cm. Es zeigt

sich ein höchst signifikanter Einfluss der Standortes (p -Wert $< 0,001$). Das korrigierte Bestimmtheitsmaß des analog zur Varianzanalyse formulierten linearen Modells beträgt 66 %. Innerhalb des kräftigen Standortes deutet sich der Trend einer geringeren Auflagemächtigkeit unter der Traubeneiche an. Einem signifikanten Mittelwertunterschied der Baumarten steht hier ein einzelner auffallend hoher Messwert für die Traubeneiche entgegen, höchstwahrscheinlich verursacht durch Bodenunregelmäßigkeiten an einem Probennahmepunkt infolge der streifenweisen Bodenbearbeitung bei der Bestandesbegründung.

Bei den Zielgrößen der Kohlenstoffspeicherung und der Kohlenstoffumsätze werden die summarischen Verhältnisse des Auflagehumus und des oberen Mineralbodens bis in 15 cm Tiefe betrachtet. Auf die Summe der Vorräte organischen Kohlenstoffs übt einzig der Faktor Standort einen signifikanten Einfluss aus (p -Wert $< 0,01$), ein Baumarteneinfluss ist statistisch nicht abzusichern. Der mittlere Kohlenstoffvorrat von 77 t je ha auf dem kräftigen Standort ist signifikant geringer als der des ziemlich armen Standortes von 125 t je ha. Das lineare Modell kommt auf ein Bestimmtheitsmaß von 50 %.

Die während des Laborexperiments registrierte Basalatmung steht für die kurzfristig ablaufende Mineralisation von Kohlenstoff. Für Vergleichszwecke wird diese Größe rechnerisch normiert, der Fläche nach auf einen Hektar und der Zeit nach auf ein Jahr. Einen statistisch gesicherten Einfluss auf die Basalatmung üben die Baumart (hoch signifikant, p -Wert $< 0,01$) und die Wechselwirkung aus Baumart und Standort (signifikant, p -Wert $< 0,05$) aus. Dabei unterscheidet sich auf dem kräftigen Standort die Basalatmung unter Rot- und Traubeneiche nicht, bei Mittelwerten von 20,2 bzw. 20,3 t CO₂ je ha und Jahr. Ebenso ergibt sich für die Roteiche auf dem ziemlich armen Standort mit 22,9 t CO₂ je ha und Jahr eine dem kräftigen Standort vergleichbare Größenordnung, während sich die viel geringere Basalatmung unter der Traubeneiche des Z-Standortes von allen anderen Kombinationen signifikant unterscheidet. Das allgemeine lineare Modell erreicht ein Bestimmtheitsmaß von 60 %.

Der mikrobielle Kohlenstoff als biologisch aktiver Teil des Gesamtkohlenstoffs entspricht dem Umsatz der zersetzenden Mikrofauna des Edaphons (Ottow 2011) und ist ein Maß des längerfristigen Abbaupotenzials an Kohlenstoff. Seine Menge wird im vorliegenden Fall signifikant durch den Standort und die Wechselwirkung von Baumart und Standort bestimmt (p -Werte $< 0,05$). Der p -Wert des Faktors Baumart liegt mit 0,066 knapp oberhalb der üblicherweise festgelegten Signifikanzschwelle. Folgende mittlere Summen an mikrobiellem Kohlenstoff ergeben sich für die Faktorenkombinationen im Mittel: REI_K: 0,96, TEi_K: 1,05, REi_Z: 1,03 sowie TEi_Z: 0,50 t je ha und Jahr, wobei sich der geringe Wert der Traubeneiche auf dem ziemlich armen Standort signifikant von allen anderen Faktorenkombinationen unterscheidet. Das korrigierte R² des allgemeinen linearen Modells liegt bei 50 %.

Der Metabolische Quotient als Verhältnis der Basalatmung zur Menge an mikrobiellem Kohlenstoff gibt an, wieviel CO₂ pro Einheit mikrobiellem Kohlenstoff, z. B. je t, in einer bestimmten Zeit, z. B. einem

Jahr, freigesetzt wird (Ottow 2011). Die Einzelbeobachtungen unterliegen großen Streuungen, so dass sich die Mittelwerte in Bezug auf die untersuchten Faktoren und ihre Wechselwirkung nicht signifikant unterscheiden. Auf gleichem Standort deutet sich jedoch die Tendenz zu jeweils etwas höheren und damit leicht ungünstigeren Verhältniszahlen unter der Roteichenbestockung an.

Die Kohlenstoffverfügbarkeit als das Verhältnis der Menge an mikrobiellem Kohlenstoff zum Gesamtvorrat an organischem Kohlenstoff ist eine für den Humusumsatz und die Pflanzenernährung wichtige Relation, wobei ein größerer Betrag der Verhältniszahl für eine bessere Kohlenstoffverfügbarkeit steht. Einen höchst signifikanten Einfluss auf dieses Verhältnis üben der Standort und die Wechselwirkung von Baumart und Standort aus (p-Werte < 0,001). Dabei unterscheiden sich die Mittelwerte aller Faktorenkombinationen signifikant. Die mit 1,6 % höchste Kohlenstoffverfügbarkeit des Gesamtvorrates besteht unter der Traubeneiche auf dem kräftigen Standort. Auch der Unterschied zwischen den 1,1 % der Roteiche auf dem kräftigen und den 0,8 % auf dem ziemlich armen Standort ist signifikant. Mit Abstand am schlechtesten ist die C-Verfügbarkeit unter der Traubeneiche auf dem ziemlich armen Standort, die bei nur 0,4 % liegt, was zusammen mit der niedrigen Basalatmung auf eine sehr geringe biologische Aktivität hindeutet. Das analog zur Varianzanalyse formulierte lineare Modell erklärt mit 96 % einen sehr hohen Anteil der Varianz der Mittelwerte.

Hinsichtlich der Kohlenstoffspeicherung ist neben den Bodenvorräten auch der durch die aufstockenden Bestände gebundene Kohlenstoff zu berücksichtigen (Tab. 30).

Tabelle 30: Bestandesdaten der ertragskundlichen Aufnahme (Stand Frühjahr 2016, TEi Gohrde Frühjahr 2017) zu den Vergleichspaaren des Kohlenstoffvergleichs

Variante	Baumart	Alter	dg	hg	N	G	Ekl.	V	Σ VN	C-Speicher Bestandesderbholz*
		[J.]	[cm]	[m]	[ha ⁻¹]	[m ² /ha]		[m ³ /ha]	[m ³ /ha]	[t/ha]
REi_K	Roteiche	66	24,8	25,9	551	24,8	0,3	307		87
	Hainbuche	66	11,1	13,6	185	1,8	III,0	11		3
	Summe				736	26,6		318	161	134
TEi_K	Traubeneiche	66	32,2	25,0	253	21,8	-0,3	288		81
	Buche	66	16,2	15,5	103	2,1	II,8	18		5
	Hainbuche	66	23,4	17,9	46	2,0	II,4	18		5
	Summe				402	25,9		324	130	127
REi_Z	Roteiche	82	17,6	18,1	845	21,3	III,2	198	96	82
TEi_Z	Traubeneiche	83	16,3	13,5	865	18,7	III,7	135	68	57

* Annahmen der überschlägigen Berechnung des C-Vorrates: alle Baumarten 0,560 t/m³atro; C-Gehalt des Holzes 50 %

Vereinfachend wurde für Rot- und Traubeneiche sowie die Mischbaumarten Buche und Hainbuche mit ihren geringen Anteilen eine einheitliche Darrdichte des Holzes von 0,56 t je m³atro angenommen, was

für alle vier Harthölzer innerhalb des angegebenen Wertebereichs liegt (Grammel 1989, S. 16), sowie ein einheitlicher Kohlenstoffgehalt des Holzes von 50 % (Wördehoff 2016). Damit hängt die oberirdische Kohlenstoffbindung ausschließlich vom produzierten Holzvolumen ab. Die Speichermengen an organischem Kohlenstoff in Böden und Beständen der Baumarten-Standortkombinationen (Abb. 53) zeigen mit einer Spanne von 180 bis 225 t Kohlenstoff je ha nicht unerhebliche Unterschiede, jedoch fallen sie angesichts so klar abgegrenzter Faktorausprägungen geringer aus als vielleicht angenommen. Eine gewisse Rolle dabei spielt auch das geringere Bestandesalter auf dem kräftigen Standort, denn der Holzzuwachs bis zum Erreichen des gleichen Alters würde dessen Vorteil in der Bestandesproduktivität noch viel stärker hervortreten lassen. Deutliche Differenzierungen nach Standort und Baumart bestehen in Bezug auf die Anteile der Teilspeicher an der gesamten Kohlenstoffspeicherung, wobei diesmal nach Auflagehumus und oberer Mineralbodenschicht unterschieden wird, da die Allokation zwischen diesen Kompartimenten für Schlussfolgerungen relevant erscheint.

Durchweg sehr ähnlich sind die Kohlenstoffvorräte des oberen Mineralbodens bis in 15 cm Tiefe mit Werten zwischen 55 und etwas über 60 t je ha. Sie lassen keine klare Abhängigkeit von der Baumart oder der Standortgüte erkennen. Die Hauptunterschiede bezüglich der Böden bestehen in der Kohlenstoffspeicherung des Auflagehumus, die auf dem schwächeren Standort ein Mehrfaches des besseren Standortes beträgt. Innerhalb des nährstoffkräftigen Standortes ist der Kohlenstoffvorrat unter der Roteiche ebenfalls aufgrund der etwas stärkeren Humusaufgabe höher. Mit den geringeren Vorräten der Auflage unter der Traubeneiche ist ein höherer Umsatz verbunden, ausgedrückt durch die bessere Kohlenstoffverfügbarkeit und die günstigere Humusform F-Mull gegenüber dem typischen Moder unter der Roteiche. Die allgemein deutlich höheren Humusumsätze der Auflage des besser nährstoffversorgten Standortes finden ihren fortgesetzten Ausdruck in der höheren Produktivität der Baumarten.

Die aktuelle Kohlenstoffspeicherung im Holzvorrat und den Vornutzungen auf dem kräftigen Standort ist bei beiden Baumarten fast identisch und damit nahezu baumartenunabhängig. Dazu tragen einerseits die hier außergewöhnlich hohe Leistungsfähigkeit der Traubeneiche, aber auch Unterschiede der Bestandesgeschichte bei. Die hohen BHD der Traubeneiche und stärkere Dimensionen ihres Unterstandes aus Schattbaumarten gehen auf ein stammzahlarmes Aufwachsen, bedingt durch hohe Ausfälle in der Pflanzung, zurück. Dagegen war die Roteiche aus Saat bis zu einer verspäteten, sehr starken Durchforstung lange Zeit gedrängt aufgewachsen. Das aktuelle Zuwachsniveau und trotz eines um 16 Jahre höheren Alters auch die Gesamtwuchsleistung liegen auf dem ziemlich armen Standort bei beiden Beständen sehr viel niedriger als auf dem kräftigen Standort. Innerhalb dessen übersteigt jedoch die Gesamtwuchsleistung der Roteiche die der Traubeneiche um 50 %, was für die oberirdische Kohlenstoffbindung der Roteiche den gleichen Vorsprung bedeutet.

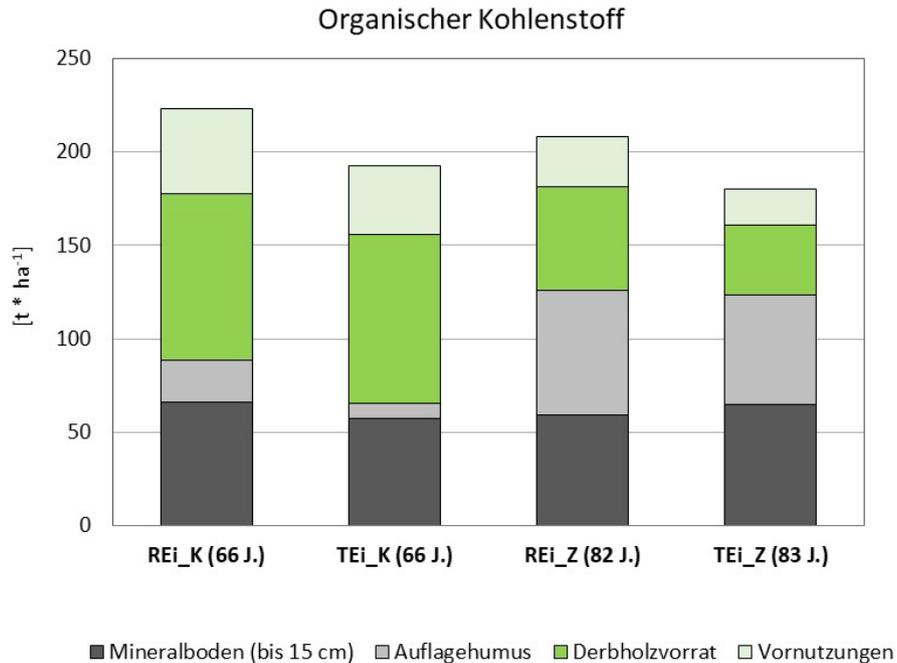


Abbildung 53: Kohlenstoffspeicherung des Mineralbodens bis 15 cm Tiefe, des Auflagehumus, des Bestandesvorrats an Derbholz und der Vornutzungen von Rot- und Traubeneichenbeständen auf einem kräftigem und einem ziemlich armen Standort im ostniedersächsischen Tiefland

In der Summe ergibt das auf beiden Standorten eine jeweils um 15 % höhere Gesamtkohlenstoffspeicherung der Roteiche gegenüber der Traubeneiche. Auf dem gut versorgten Standort beruht der Vorsprung der Roteiche vor allem auf dem höheren Kohlenstoffvorrat ihrer etwas mächtigeren organischen Auflage bei einer bisher nur gering überlegenen Bestandesproduktivität. Dagegen gründet sich die höhere Speicherleistung der Roteiche auf dem schwachen Standort vor allem auf eine gegenüber der Traubeneiche deutlich höhere Wuchsleistung. Generell auffallend ist der hohe Anteil des Bodens einschließlich seiner organischen Auflage an der Gesamtkohlenstoffspeicherung des schlechten Standorts, der bei zwei Dritteln und bei der Traubeneiche sogar noch höher liegt.

Bedingt durch die beschränkte Tiefe der Probenahme der speziellen Streuzersetzungsuntersuchung berücksichtigt der vorliegende Befund nur die oberen 15 cm des Mineralbodens. Der Standardbeprobung zufolge speichern auch tiefere Bodenschichten, v. a. bis in 30 cm Tiefe, ggf. noch nennenswerte Kohlenstoffmengen. Eine direkte Verknüpfung dieser Werte mit den besser abgesicherten Daten der speziellen Streuzersetzungsanalysen war hauptsächlich aufgrund abweichender Schichteneinteilungen beider Beprobungen nicht möglich. Nachrichtlich zeigen die untersuchten Baumarten-Standortkombinationen in der jeweils auf nur einer Mischprobe beruhenden Standardbeprobung auch bis in 30 cm Tiefe vergleichsweise geringe Unterschiede der gespeicherten Kohlenstoffmengen (s. Tab. 29, S. 161), abgesehen von einem etwas höheren Kohlenstoffvorrat des Mineralbodens unter der Traubeneiche des schwachen Standortes.

6 Fragen der künstlichen und natürlichen Verjüngung der Roteiche

Vor dem Hintergrund bestehender Waldumbauplanungen von Nadelbaumreinbeständen zu arten- und struktureicheren Mischbeständen und im Rahmen der Wiederbewaldung durch Witterungsextreme und Borkenkäfer entstandener Kahlfächen zeichnet sich ein zunehmender Flächenumfang an Bestandesbegründungen mit Roteiche ab. Außerdem sollen für die Regeneration älterer Roteichenbestände künftig Naturverjüngungspotenziale genutzt werden. In diesem Kontext können Ergebnisse aus Anbau-, Waldumbau- und Naturverjüngungsversuchen der NW-FVA zu Entscheidungshilfen zur künstlichen Bestandesbegründung der Roteiche auf der Freifläche, unter dem Schirm von Kiefernreinbeständen sowie für ihre natürliche Verjüngung beitragen.

Folgende Hypothesen leiten die Auswertung der zur Verfügung stehenden Versuche und die spätere Diskussion der Ergebnisse:

1. Die Erfolgsfaktoren einer künstlichen Bestandesbegründung der Roteiche sind mit denjenigen der heimischen Stiel- und Traubeneiche vergleichbar.
2. Das Jugendwachstum der Roteiche ähnelt in seinem Verlauf dem der heimischen Eichenarten, zeigt auf gleichem Standort aber ein höheres Niveau.
3. Die Lichtansprüche überschirmter Verjüngung der Roteiche stehen zwischen denen der heimischen Eichenarten und der Rotbuche.
4. Der Erfolg einer natürlichen Regeneration von Roteichenbeständen hängt vor allem von der Lichtsteuerung und der Regulierung beigemischter Schattbaumarten ab.

Um dem Fallstudiencharakter der waldbaulichen Einzelversuche zur künstlichen Bestandesbegründung auf der Freifläche und im Voranbau gerecht zu werden, insbesondere um deren Untersuchungsansätze hinreichend zu beschreiben, erfolgen die Auswertungen zunächst versuchsweise. Zusammenhänge und übergreifende Bezüge der Ergebnisse im Hinblick auf die zentralen Hypothesen werden in der Diskussion hergestellt. Von vornherein gemeinsam beschrieben und ausgewertet werden drei bestehende Naturverjüngungsversuche.

Aus statistischen Problemen eines Teils der Versuchsdesigns bzw. aus Änderungen von Aufnahmeanweisungen und Messprogrammen während längerer Laufzeiten resultiert eine gewisse Heterogenität der Datenlage der Verjüngungsversuche. Die Sichtung, Prüfung und Aufbereitung der Daten erforderte deshalb einen vergleichsweise hohen Aufwand und führte trotzdem nicht in jedem Fall zu Ständen, die einer komplexen Modellbildung zugänglich waren. Deshalb bleiben Teile der Auswertungen auf einfa-

chere statistische Methoden oder gar deskriptive Darstellungen beschränkt. Dennoch werden die Ergebnisse angesichts der Aktualität der Fragestellungen und der für Verjüngungsversuche langen Beobachtungszeiten für so wertvoll gehalten, dass sie in diese Arbeit aufgenommen wurden.

6.1 Künstliche Bestandesbegründung

6.1.1 Etablierung und Wachstum von Roteiche auf der Freifläche im Vergleich zu anderen Eichenarten, Waldkiefer und Douglasie in der Hessischen Rheinebene

6.1.1.1 Anlass der Untersuchungen

Im Hinblick auf die sich abzeichnenden klimatischen Veränderungen wurde unter den schwierigen standörtlichen und klimatischen Rahmenbedingungen der hessischen Rhein-Main-Ebene die waldbauliche Eignung einheimischer und eingeführter Baumarten im Rahmen eines Anbauversuchs überprüft. In einer Kooperation mit dem Forschungszentrum "Biodiversität und Klimawandel" der Goethe-Universität Frankfurt als Teil der hessischen Forschungsinitiative „Landesoffensive zur Entwicklung wissenschaftlich-ökonomischer Exzellenz“ (LOEWE) sollten in einer zunächst dreijährigen Laufzeit das Wachstum und die physiologische Anpassung heimischer und mediterraner Eichenarten untersucht werden. Gleichzeitig diente das Projekt der unmittelbaren Erprobung einer unterstützten Einwanderung wärme- und trockenheitstoleranterer Waldbäume, insbesondere mediterraner Eichenarten, in Erwartung deren guter Integrationsfähigkeit in hiesige Tier- und Pflanzengemeinschaften bzw. des baldigen Nachzuges auf sie spezialisierter Arten zur Ausbildung stabiler Ökosysteme. Dies entspricht dem Konzept einer sogenannten „Assisted Migration“ (Bussotti et al. 2014, Messier et al. 2019), welches als anthropogene Unterstützung der Einwanderung an für die Zukunft projizierte Klimabedingungen mutmaßlich adaptierter Spezies zu kennzeichnen ist. Folgende Eichenarten aus dem süd- und südosteuropäischen Raum wurden in die Untersuchungen einbezogen: Flaumeiche (*Quercus pubescens* Willd.), Steineiche (*Quercus ilex* L.) und Ungarische Eiche (*Quercus frainetto* Ten.). Die Flaumeiche besiedelt nach Schütt (1998, S. 476 f) ein großes Areal, das weite Teile Südeuropas einschließt und sich größtenteils mit dem Gebiet der südeuropäischen Trockenwälder deckt. Reliktbestände reichen bis nach Südwest- und Ostdeutschland, wobei darunter Bestände aus Hybriden mit Trauben- und Stieleiche überwiegen und nur wenige genetisch artreine Flaumeichenbestände identifiziert werden konnten (Kätzler et al. 2014). Im submediterranen Trockenwald sommergrüner Eichen ist die Flaumeiche die dominierende Baumart. Bevorzugt auf flachgründigen Kalkböden stockend, gilt sie sowohl als widerstandsfähig gegenüber Hitze und Trockenheit, als auch gegenüber Winterfrösten. Die Baumart wurde hauptsächlich als Viehweide bzw. zur Brennholzgewinnung im Niederwaldbetrieb genutzt, selten zur Konstruktionsholzgewinnung. Die immergrüne Steineiche kommt in Südeuropa und Nordafrika vor und ist hier die häufigste und im Westteil des Areals auch bedeutendste Eichenart (Schütt 1998, S. 454 f). Ihre

Arealausdehnung nach Norden wurde anthropogen gefördert, teilweise unter Verdrängung der standörtlich anspruchsvolleren Flaumeiche. Mit Altern bis zu 1.000 Jahren ist die Steineiche sehr langlebig. Traditionell dienten ihre Eicheln als Viehfutter, aber auch ihr Holz ist für Brenn- und Bauholz von Bedeutung. Der Verbreitungsschwerpunkt der Ungarischen Eiche liegt in Südosteuropa und Süd- bis Mittelitalien, wo sie in den trockenen Eichenwäldern als charakteristisches ostmediterranes Florenelement gilt (Schütt 1998, S. 2). Sie wird als relativ raschwüchsige, sommergrüne Baumart mit verhältnismäßig kurzer Lebensdauer bei guter Ausschlagfähigkeit und äußerst haltbarem, aber schwierig zu bearbeitendem Holz charakterisiert. Sie soll sich durch Widerstandsfähigkeit gegen Dürre und geringe Ansprüche an den Boden auszeichnen. Entgegen ihrem Trivialnamen ist *Q. frainetto* nicht in Ungarn heimisch, sondern kommt dort nur als eingeführte Art in kleineren gepflanzten Beständen vor.

Neben den in Deutschland heimischen Eichenarten Stieleiche (*Quercus robur* L.) und Traubeneiche (*Quercus petraea* [Matt.] Liebl.) wurden auf Initiative der NW-FVA außerdem die Waldkiefer (*Pinus sylvestris* L.) sowie die nordamerikanischen Baumarten Roteiche (*Quercus rubra* L.) und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco) in den Versuch integriert. Die waldwachstumskundlichen Aufnahmen der Versuchsfläche hat die NW-FVA nach dem Ende des Verbundprojektes fortgesetzt.

6.1.1.2 Ziele der Versuchsauswertung

Die vorliegende Versuchsauswertung fokussiert sich auf die Etablierung und das Wachstum der Roteiche im Vergleich zu den anderen beteiligten Baumarten und geht im Einzelnen folgenden Fragestellungen nach:

1. Wie fällt unter den schwierigen standörtlichen und klimatischen Gegebenheiten der Versuchsfläche der Kulturerfolg der Roteiche aus Pflanzung und Saat auf der Freifläche aus und welche Kulturgefahren werden wirksam?
2. Gibt es Erfolgsunterschiede der Roteichenkulturen beider Begründungsverfahren?
3. Wie sind Kulturerfolg und Wachstum der Roteiche unter den gegebenen Standortbedingungen im Vergleich zu den anderen beteiligten Baumarten, insbesondere den heimischen Eichenarten und den mediterranen Eichenarten zu bewerten?

6.1.1.3 Material und Methoden

Klima und Standort der Versuchsfläche

Durch die Lage im Wuchsbezirk Hessische Rheinebene des Wuchsgebietes Oberrheinisches Tiefland und Rhein-Main-Ebene repräsentiert die Versuchsfläche einen der wärmsten und am stärksten subkontinental getönten Bereiche Hessens (Gauer u. Aldinger (Hrsg.) 2005). Auch deutschlandweit gehört dieser Wuchsbezirk zu den am stärksten wärmegetönten. Dies drückt sich in wichtigen klimatischen

Kennwerten der Klimaperiode von 1961 bis 1990 wie hohen Vegetationszeit- und Jahresmitteltemperaturen, vergleichsweise geringen Niederschlägen und einer bereits für diesen Zeitraum deutlich negativen klimatischen Wasserbilanz in der Vegetationszeit (KWB_{Vz}) aus (Tab. 31).

Tabelle 31: Ausgewählte klimatische Kennwerte des Wuchsbezirks Hessische Rheinebene im Wuchsgebiet Oberrheinisches Tiefland und Rhein-Main-Ebene für die Klimareferenzperiode 1961 – 1990 (Gauer u. Aldinger (Hrsg.) 2005)

Jahresmitteltemperatur	mittl. Temp. in der Veg'zeit	Temp'diff. Januar - Juli	mittl. Jahresniederschlag	mittl. N'schlag in der Veg'zeit	Trockenheitsindex*	Klimat. Wasserbilanz Veg'zeit
[°C]	[°C]	[K]	[mm]	[mm]		[mm]
10,0	16,8	18,1	700	344	12,8	-173

* $TXdeM = \text{mittl. Niederschlagssumme der Vegetationszeit} / (\text{mittl. Temp. der Veg'zeit} + 10)$

Das Witterungsgeschehen während der Versuchslaufzeit von 2010 bis 2020 kann anhand der Vegetationszeitmitteltemperaturen und Vegetationszeitniederschläge der in 13 km Luftlinienentfernung nächstgelegenen Temperatur- und Niederschlagsstation Mannheim des DWD (Deutscher Wetterdienst 2021) eingeordnet werden. Ergänzend wurden klimatische Wasserbilanzen der Vegetationszeit für die Versuchsfläche berechnet (Abb. 54).

Die Vegetationszeitniederschläge der Jahre 2010 bis 2020 erreichten mit einem Mittelwert von 347 mm zwar das langjährige Mittel der Referenzperiode, allerdings unter erheblichen Jahresschwankungen. Innerhalb der Vegetationsperioden war die Verteilung der Niederschläge ebenfalls oft ungleichmäßig und typischerweise geprägt durch längere Trockenphasen und einzelne Starkniederschläge. Kennzeichnend für die Beobachtungszeit des Versuches waren, abgesehen vom Begründungsjahr, durchgehend über dem Mittel der Referenzperiode liegende Vegetationszeittemperaturen. Der Mittelwert der 11 Beobachtungsjahre von 17,7 °C liegt knapp ein Grad über dem langjährigen Mittel, die positive Abweichung der Jahresmitteltemperatur beträgt sogar 1,5 Grad. Besonders niederschlagsarme und warme Vegetationszeiten gab es 2015, 2020 und vor allem in dem überregionalen Trockenjahr 2018.

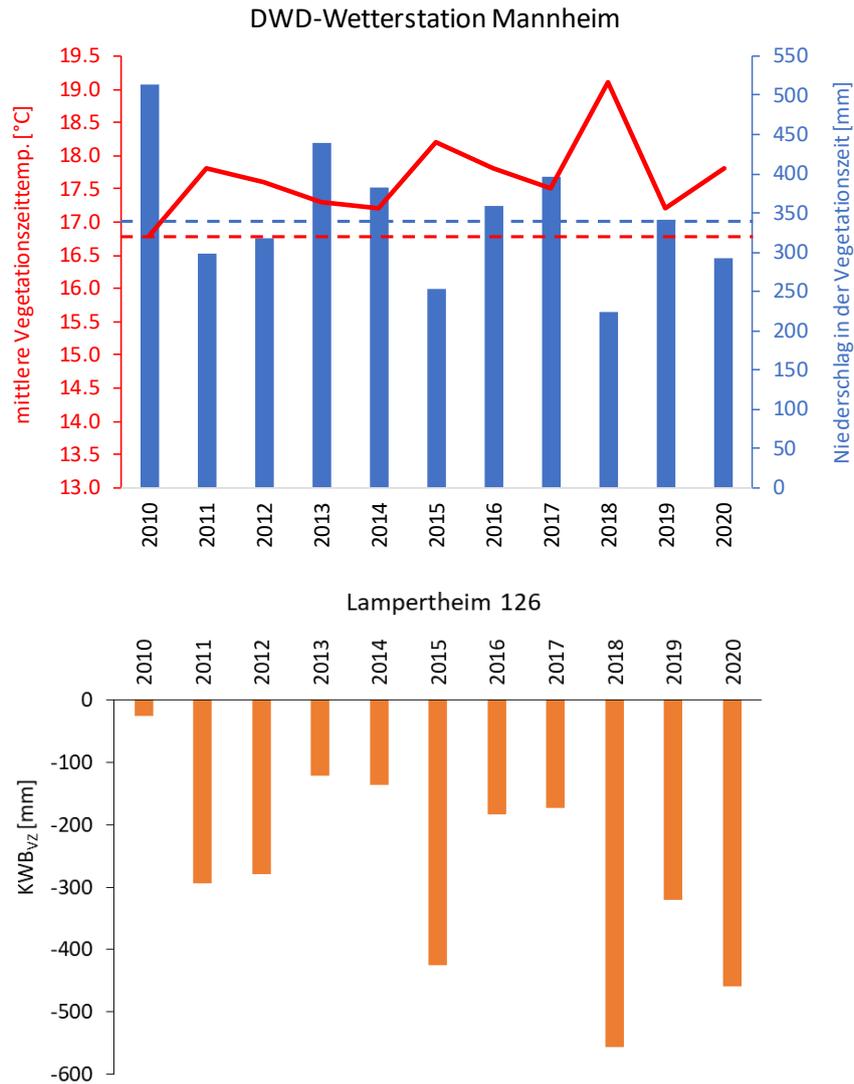


Abbildung 54: oben: Vegetationszeitniederschlag und Vegetationszeitmitteltemperatur der DWD-Wetterstation Mannheim von 2010 bis 2020 (DWD 2021)), gestrichelte rote Linie: Mittelwert der Vegetationszeittemperatur; gestrichelte blaue Linie: Mittelwert des Vegetationszeitniederschlages jeweils für die Referenzperiode 1961-1990; unten: klimatische Wasserbilanz der Vegetationszeit (KWB) der Versuchsfläche nach regionalisierten DWD-Daten, berechnet mit WASIM ETH bei variabler Vegetationszeit (Sutmöller 2021, unveröffentlicht)

Mit der Temperatur- und Niederschlagsentwicklung korrespondieren die klimatischen Wasserbilanzen der Vegetationszeit, die im Trend während der Versuchslaufzeit ungünstiger wurden. Herausragend war auch hier das Jahr 2018 mit einer klimatischen Wasserbilanz unter -550 mm. Trotz häufiger warmer Frühjahre mit frühem Vegetationszeitbeginn werden an der DWD-Station Mannheim nicht selten im April noch Luftfröste registriert. Mehrtägige Aprilfrostergebnisse mit deutlichen Minustemperaturen waren in den Jahren 2010, 2012, 2013, 2015, 2016 und 2017 zu verzeichnen. Es ist davon auszugehen, dass sich die Spätfrostsituation unter den Bedingungen der Versuchsfläche in Bodennähe, ohne Strahlungsschutz und mit Schwächung von Wind und Kaltluftabfluss durch die umliegenden Bestände

sowie einer isolierenden Grasdecke noch ungünstiger darstellte und es teilweise auch im Mai noch zu Bodenfrösten kam.

Der nach den Bodenverhältnissen homogene, in einer Höhe von 96 m ü. NN gelegene, ebene Versuchsstandort ist in der Nährstoffversorgung mesotroph und weist nach forstlicher Standortkartierung einen frischen Geländewasserhaushalt auf. Ein mit dem Versuch angelegtes, 2,5 m tiefes Bodenprofil bestätigt dies. Ausgangssubstrat der Bodenbildung waren demnach Terrassensande ohne Skelett, bis in 46 cm Tiefe Feinsand mit Schluffanteilen (Su2), anschließend bis in 90 cm Tiefe mittelkörniger Reinsand (fSms) und unterhalb dessen im Cv-Horizont Reinsand und anlehmiger Sand (Sl2) in Wechsellagerung. Nach der Kartieranleitung KA5 (BGR 2005) ergibt sich bezogen auf einen Meter Bodentiefe überschlägig eine nutzbare Feldkapazität (nFK) von 140 mm, was einem frischen GWH entspricht. Reliktische Gley-Merkmale im Bodenprofil zeugen von dem bis in die 1950er Jahre sehr hohen Stand des Grundwassers, das anschließend bis Ende der 1970er Jahre massiv auf Tiefststände von 4,5 m unter Flur abgesenkt worden war. Inzwischen werden, bestätigt durch eine Grundwassermessstelle an der Versuchsfläche, wieder mittlere Flurabstände von 2,8 m erreicht. Damit stellt sich der aktuelle Geländewasserhaushalt günstiger dar, als es starke Schäden an dem an sehr hohe Grundwasserstände angepassten Vorbestand der Versuchsfläche und an benachbarten Altbeständen vermuten ließen.

Versuchsaufbau

Der Versuch wurde als Blockversuch mit vollständiger dreifacher Wiederholung (im Folgenden Blöcke A, B und C) und randomisierter Anordnung der Baumartenparzellen innerhalb der Blöcke angelegt (Abb. 55). Die Größe der quadratischen Messparzellen beträgt einheitlich 400 m².

Den Vorbestand bildete ein ca. 190-jähriger Stieleichen-Buchenbestand mit schädigungsbedingt massiver Auflösung des Bestandesgefüges, wodurch sich ein dichter Unterstand aus Spätblühender Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) und eine starke Vergrasung mit Landreitgras (*Calamagrostis epigejos* [L.] Roth.) einstellt hatten. Einzelne bei der Nutzung der Bestandesreste belassene Stieleichenüberhälter im Randbereich der Versuchsfläche sind zwischenzeitlich teilweise abgestorben. Zur Schaffung homogener Versuchsbedingungen wurden der Schlagabraum geräumt, Wurzelstöcke gefräst und die Fläche anschließend gemulcht.

Anbauversuch Lampertheim126

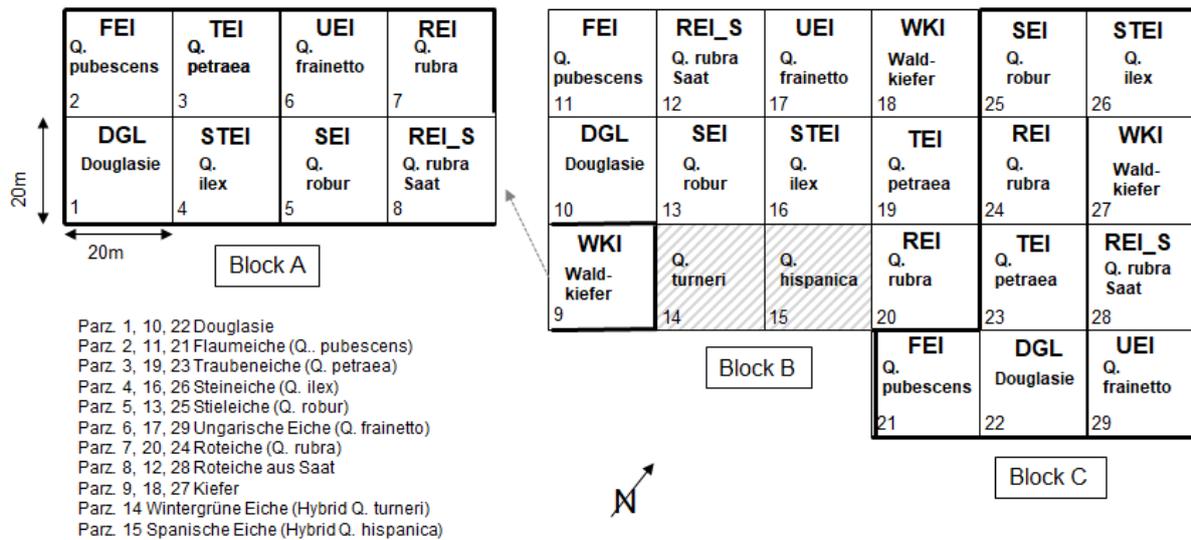


Abbildung 55: Anbauversuch Lampertheim 126, oben: Versuchsplan des Blockversuchs mit dreifacher Wiederholung; unten: Foto der Versuchsanlage vom Juli 2019 (Foto Ralf Merten)

Das Pflanzenmaterial für den Versuch (Tab. 32) wurde im Laufe des März 2010 geliefert, bei der Übernahme anhand von Stichproben von 40 Stck. je Baumart auf Frische, Qualität und Sortimentsentsprechung kontrolliert, was mit Übernahmeprotokollen und Fotos dokumentiert wurde. Beanstandet wurden die Ungarischen Eichen, die in Hartwand-Containern mit sehr tonigem Substrat und teilweise Engerlingsbefall geliefert worden waren. Nach phytopathologischer Untersuchung durch die Abt. Waldschutz der NW-FVA wiesen die Hauptwurzeln erhebliche Gewebeschäden auf und waren stark unterschritten. Trotz begründeter Zweifel an sortimentsgerechter Anzucht und Behandlung wurde die gelieferte Partie mangels Alternativen gepflanzt. Die Stieleichen hatten gegenüber der Sortimentsan-

gabe fast durchgängig zu große Sprosslängen bis 90 cm, waren stark unterschritten und feinwurzelarm. Bei den anderen Baumarten gab es keine Beanstandungen. Die Pflanzen wurden kurzzeitig in einem fachgerecht angelegten Einschlag an der Fläche gelagert bzw. direkt nach Anlieferung gepflanzt.

Tabelle 32: Pflanzenmaterial der Pflanzung im März 2010 lt. Lieferscheinen

Baumart	Kürzel	Herkunft	Behandlung	Sprosslänge [cm]
Roteiche	REI	81602	2 + 0	30-50
Stieleiche	SEI	81707	2 + 0 (unt.)	30-50 (90*)
Traubeneiche	TEI	81806	2 + 0	30-50
Flaumeiche	FEI	81555 (Frankreich)	2 + 0	30-50
Steineiche	STEI	81545 (Frankreich)	Cont. 1 + 0	30-50
Ungarische Eiche	UEI	81516 (Italien, Umbrien)	Cont. 3j.	20-40
Waldkiefer	KI	85113	2 + 0	15-30
Douglasie	DGL	85304	1 + 1	25-50

*Sprosslängen der Stieleiche deutlich größer als Sortiment lt. Lieferschein

Die Pflanzung erfolgte sorgfältig mit dem Hohlspaten in einem für alle Baumarten einheitlichen Verband von 2,5 x 0,8 m (5.000 Stck. je ha). Eine mittels Maschinenpflanzung begründete Umfassung aus Hainbuche (*Carpinus betulus* L.) und Stieleiche diente der Vermeidung von Randeffekten. Die Ungarische Eiche fiel in der ersten Vegetationsperiode komplett aus. Ihre Kultur wurde im November desselben Jahres wiederholt, ohne dass diesmal eine Kontrolle von Pflanzen und Pflanzung möglich war. Zwei erst im Frühjahr 2011 mit den Eichen-Hybriden *Quercus x turneri* (Immergrüne Eiche) und *Quercus x hispanica* (Spanische Eiche) bepflanzte Parzellen werden aufgrund fehlender Wiederholungen nicht in die Auswertungen einbezogen.

Zusätzlich wurde in jeden Block eine Parzelle mit gesäter Roteiche integriert (REI_S). Das Saatgut war im Herbst 2009 im nahe gelegenen Roteichen-Ertragsversuch der NW-FVA in Abt. 128 A1 gesammelt worden. Die Eicheln wurden ohne weitere Behandlung in Drahtkörben in einem Erdbunker überwintert. Ihr im März 2010 ermitteltes Tausendkorngewicht lag bei 5,15 kg. Eine Abschwemmprobe ergab einen Anteil von 88 % Vollkorn. Eine in Torfsubstrat mit 3 bis 5 cm Überdeckung angesetzte Keimprobe von 100 Eicheln hatte nach 79 Tagen einen Keimerfolg von 74 %. In den vorgesehenen Versuchspartellen wurden Ende März 2010 zehn Eicheln je lfd. Meter per Hand in vorbereitete Saatrillen gesät und anschließend übererdet. Bei dem Reihenabstand von 2,5 m ergibt das 40 Tsd. Eicheln je ha, was einem Saatgutaufwand von ca. 200 kg je ha entspricht.

Abgesehen von der kompletten Kulturwiederholung der Ungarischen Eiche fanden in den Pflanzparzellen keine Nachbesserungen von Ausfällen statt. Eine jährliche Begleitwuchsregulierung mittels Fräsen zwischen den Pflanzreihen mit dem Schmalspurschlepper und motormanuellem Freischneiden in den Pflanzreihen erfolgte bis zum 7. Jahr. In den ersten beiden Jahren wurde außerdem jeweils einmalig Fusilade gegen das Landreitgras eingesetzt. Bei allen Pflegemaßnahmen wurden sämtliche Parzellen

gleich behandelt. Vereinzelt kamen Pflanzenverluste bzw. Beschädigungen im Zuge des Freischneidens vor. Läuterungen fanden während der bisherigen Versuchsdurchführung nicht statt.

Datenaufnahmen und Auswertungsmethodik

Die Versuchsaufnahmen erfolgten zur Erfassung des Ausgangszustandes erstmalig unmittelbar nach der Pflanzung (Standjahr 0) und danach bis zum Winter 2017/2018 (Standjahr 8) jährlich in der Vegetationsruhe. In den Pflanzparzellen wurden an einer dauerhaft nummerierten systematischen Stichprobe, die zu Versuchsbeginn jede 3. Pflanze erfasste, Wurzelhalsdurchmesser (WHD) und Höhen gemessen. Je Pflanzreihe wurden damit acht Pflanzen erfasst, was bei acht Reihen einer Gesamtzahl von 64 gemessenen Pflanzen je Parzelle (= Wiederholung) entspricht. Durch zwischenzeitliche Ausfälle reduzierte sich der Stichprobenumfang einiger Baumarten während der Beobachtungszeit erheblich.

Abweichend davon bestand das systematische Stichprobendesign der nach einer Vegetationsperiode erstmals aufgenommenen Roteichensaat aus vier in regelmäßigen Abständen dauerhaft festgelegten, Reihenabschnitten je Saatreihe von einem Meter Länge. Die innerhalb des Reihenabschnittes befindlichen Pflanzen, anfangs je nach Auflaufferfolg zwischen 0 und 10, wurden dauerhaft nummeriert und gemessen. Bei acht Reihen ergeben sich 32 Reihenabschnitte je Wiederholung. Mit der siebten Aufnahme der Saat (Aufnahme 8 des Gesamtversuchs) wurde dieses Aufnahmedesign aufgrund der immer stärkeren Selbstdifferenzierung in den Reihenabschnitten und der dadurch kaum mehr gegebenen Vergleichbarkeit mit den Pflanzungen geändert. Von jetzt an weiter gemessen wurde die höchste Pflanze jedes vormals aufgenommenen Reihenabschnitts (32 Pflanzen je Wiederholung) und darüber hinaus wurde die außerhalb des bisherigen Reihenabschnitts nächst stehende, herrschende Roteiche neu markiert und künftig gemessen. Daraus resultierte ein von nun an den Pflanzungen vergleichbarer Stichprobenumfang von 64 Pflanzen je Wiederholung, der nur noch dominante und kodominante Pflanzen enthielt.

Zusätzlich wurden an den nummerierten Pflanzen bis 2014 erkennbare Schäden erfasst und verschlüsselt. Ihre aggregierte Eintragung in eine Datenspalte ließ nachträglich keine Zuordnung des Schadenszeitpunktes mehr zu, ermöglicht aber die Gesamtbeschreibung in den ersten Jahren wirksamer baumartenspezifischer Schadursachen (Tote 2016).

Ein vorläufiges Aussetzen der Aufnahmen ab dem Frühjahr 2018 führte zu drei Jahren ohne Messungen. Eine vorerst letzte Aufnahme erfolgte anschließend im Herbst 2020. Nachdem Durchmesser zwischenzeitlich in Abhängigkeit der erreichten Höhe uneinheitlich entweder am Wurzelhals oder in 1,3 m Höhe gemessen worden waren, erfasste die 10. Aufnahme wieder einheitlich die Wurzelhalsdurchmesser und erlaubt für diesen Zeitpunkt den WHD-Vergleich aller Baumarten.

Die Datenauswertungen erfolgten mit der Statistiksoftware R in der Version 3.6.1 (R Core Team 2019), speziell mit den R-Packages ‚multcomp‘, Vers. 1.4-15 (Hothorn 2021) und ‚sandwich‘, Vers. 3.0-1 (Zeileis 2021). Für die Berücksichtigung eines Zufallseffektes räumlicher Unterschiede der Versuchsblöcke („Parzelle in Block“) im Rahmen eines gemischten linearen Modells kam das R-Paket ‚lme4‘ (Bates et al. 2015) zum Einsatz. Wo der räumliche Effekt letztlich als signifikant zu berücksichtigen blieb, ist dies vermerkt. Ein jährlicher Höhenzuwachs wurde durch Differenzbildung der jährlich aufeinanderfolgenden Beobachtungen der Höhen einer Pflanze berechnet und auf die Vegetationsperiode des Kalenderjahres bezogen. Für die dreijährige Messunterbrechung von 2018 bis 2020 wurden durchschnittliche jährliche Höhenzuwächse dieser drei Jahre berechnet. Durch den zwischenzeitlichen Wechsel zwischen WHD- und BHD-Messungen waren durchgehende Berechnungen von Durchmesserzuwächsen nicht möglich und sind deshalb nicht Gegenstand weiterer Betrachtungen.

Im Einzelnen werden folgende Datenauswertungen vorgenommen:

Kulturerfolg bzw. Ausfälle der Pflanzung

Dazu wurden die ab Beobachtungsbeginn aufgenommenen acht Bäume einer Pflanzreihe als Unterstichprobe („Subplot“) aufgefasst und ihr vollständiges Überleben auf dem Subplot als Sollwert von 100 % angesetzt. Aus den nach acht Jahren überlebenden Pflanzen in Relation zum Sollwert ergab sich der Ist-Anteil Überlebender. Je Baumart gibt es damit 24 Beobachtungen dieses Relativwertes, die durch die Berücksichtigung des Zufallseffektes „Block“ in einem gemischten linearen Modell (R-Paket ‚lme4‘, Bates et al. 2015) zusätzlich auf blockbedingte Unterschiede geprüft wurden. Bei nicht signifikanter Wirkung des Zufallseffektes wurde der Baumartenvergleich mit einem einfachen linearen Modell mit der Baumart als einzigem festem Faktor ausgeführt. Baumartenweise Mittelwerte und deren Konfidenzintervalle wurden anschließend mit dem R-Paket ‚sandwich‘ geschätzt und auf signifikante Mittelwertdifferenzen untersucht. Die ‚sandwich‘-Schätzung ermöglichte auch bei nicht gegebener Varianzhomogenität (Heteroskedastizität) ein robustes Modell mit direkter Schätzung von Gruppenmittelwerten und Konfidenzintervallen durch die Gewichtung jeder Beobachtung mit dem Reziproken ihrer geschätzten Varianz („*Weighted Last Squares*“ – WLS im Gegensatz zur standardmäßig verwendeten Methode der „*Ordinary Last Squares*“ - OLS). Relative Ausfälle zum 11. Standjahr bezogen auf die Überlebenden zum 8. Standjahr wurden, um explizit auf eine Wirkung des in diese Periode fallenden extremen Trockenjahres 2018 auf die Mortalität schließen zu können, nach dem gleichen Vorgehen berechnet.

Auflauferfolg und Ausfälle der Roteichensaat

Hierzu wurden die 1 m langen Reihenabschnitte, die jeweils mit zehn Eicheln besät worden waren (10 entsprechen 100 % als Bezug für das Auflaufergebnis) als Subplots aufgefasst.

Aus 32 Subplots je Wiederholung ergaben sich insgesamt 96 Beobachtungen. Mit dem gemischten linearen Modell (R-Paket ‚lme4‘) wurde das Versuchsmittel geschätzt und auf durch den Zufallseffekt „Block“ bedingte räumliche Unterschiede des Saaterfolges geprüft. In gleicher Weise wurden die relativen Ausfälle bezogen auf die zu Versuchsbeginn aufgelaufenen Roteichen zum Ende des 6. Standjahres analysiert. Dies war der letztmögliche Zeitpunkt für die Ermittlung relativer Verluste aufgelaufener Sämlinge, da anschließend das ursprüngliche Aufnahmedesign der Reihenabschnitte verlassen worden ist.

Wachstumsvergleich der Baumarten

Der Baumartenvergleich der Wachstumsgrößen Höhe, WHD und Höhe/WHD-Verhältnis als Zielvariablen wurde als Querschnittsanalyse zum Ende der 11. Vegetationsperiode, dem vorerst letzten Beobachtungsstand, ausgeführt. Die Verwendung aller Einzelbeobachtungen an den Bäumen der Stichprobe würde nicht nur zu großen Stichprobenumfängen und damit auch bei geringen Mittelwertunterschieden zu sehr sensitiven Testergebnissen führen, sondern auch zu einem unbalancierten Versuchsdesign aufgrund baumartenweise unterschiedlicher, teilweise sehr hoher Ausfälle. Deshalb sollten die Beobachtungen einer Pflanzreihe bzw. eines Messstreifens der Saat als Subplot aufgefasst werden, für den die Einzelbeobachtungen in ihm enthaltener Pflanzen zu einem Mittelwert der Messgröße aggregiert wurden. Dieser Subplot-Mittelwert wurde in der weiteren statistischen Auswertung als die beobachtete Zielvariable behandelt. Daraus ergaben sich im Regelfall acht Beobachtungen je Wiederholung und insgesamt 24 Beobachtungen je Baumart. Nur ganz vereinzelt fiel aufgrund Totalausfalls höchstens einer Reihe eine Mittelwertbeobachtung der acht Subplots je Baumart und Wiederholung komplett aus. So führte dieses Vorgehen zu einem weitgehend balancierten Auswertungsdesign. Die Varianz der Zielvariablen wurde dadurch gegenüber der Verwendung aller Einzelmessungen reduziert. Die damit verbundene Verringerung der Freiheitsgrade ergab konservativere Testergebnisse für die Signifikanz von baumartenbedingten Mittelwertunterschieden.

Die Baumartenvergleiche der Wachstumsgrößen Höhe und WHD mittels Varianzanalysen (ANOVA) und analog zu den ANOVA-Modellen formulierter linearer Modelle berücksichtigten den Faktor Baumart als festen Effekt. Innerhalb dessen wurde die Roteichensaat als eigene Faktorstufe aufgefasst. Bei dem zusätzlich einzubeziehenden Faktor Block handelte es sich dem Charakter nach um einen räumlichen Zufallseffekt. Aufgrund des balancierten Versuchsdesigns hatte seine Verwendung als fester Effekt im Rahmen des zweifaktoriellen Modells gegenüber einem gemischten Modell mit dem Block als Zufallseffekt rechnerisch keine Auswirkungen auf das Ergebnis. Ein Vorteil dieses Vorgehens lag in der Anwendbarkeit der Sandwich-Methode zur Direktschätzung von Mittelwerten und Konfidenzintervallen angesichts vorliegender Heteroskedastizität.

Höhenzuwächse und Oberhöhenentwicklung

Jährliche Höhenzuwächse wurden mittels baumartenweiser Box-Plots aller Einzelbeobachtungen in Abhängigkeit der Beobachtungsjahre dargestellt, für den letzten dreijährigen Aufnahmezyklus als durchschnittliche Jahresmittelwerte dieses Zeitraums.

Eine Oberhöhe der Kulturen wurde als arithmetisches Höhenmittel der vier höchsten Bäume jeder 400 m²-Parzelle in Anlehnung an die ertragskundlich gebräuchliche Spitzhöhe h₁₀₀ berechnet. Die Entwicklung der Oberhöhenmittelwerte aus den drei Wiederholungen jeder Baumart wurde ebenfalls in Abhängigkeit des Alters dargestellt.

6.1.1.4 Ergebnisse

Artspezifisches Überleben bzw. Ausfälle der Pflanzungen

Die aktuelle Auswertung zeigt acht Jahre nach der Kulturanlage sehr deutliche artspezifische Unterschiede des Anteils überlebender Pflanzen (Abb. 56, links). Roteiche, Douglasie und Waldkiefer zeichnen sich durch hohe Anteile überlebender Pflanzen zwischen 75 und 80 % der Ausgangspflanzanzahl aus. Für alle anderen Baumarten aus Pflanzung sind die Überlebensanteile signifikant geringer. Stieleiche, Traubeneiche und Flaumeiche erreichen mittlere Anteile Überlebender zwischen 50 und 60 %. Von der Ungarischen Eiche hat weniger als die Hälfte überlebt und von der Steineiche nur ein Drittel.

In den anschließenden drei Jahren einschließlich des ausgeprägten Trockenjahres 2018 zeigen Roteiche und Waldkiefer praktisch keine weiteren Abgänge, während alle anderen Baumarten bezogen auf den Stand nach acht Jahren weitere Ausfälle zwischen 15 % (Douglasie) und 37 % (Ungarische Eiche) erleiden (Abb. 56, rechts). Unterschiede innerhalb der Gruppe von weiterer Mortalität stärker betroffener Baumarten sind aufgrund der großen Variabilität zwischen den Aufnahmeplots nicht signifikant. Damit verbleiben 11 Jahre nach Kulturanlage bei Douglasie, Waldkiefer und gepflanzter Roteiche durchschnittlich zwischen 3.200 und 3.800, bei Stieleiche, Traubeneiche und Flaumeiche ca. 2.200 und bei Steineiche und Ungarischer Eiche nur knapp 1.300 lebende Pflanzen je ha.

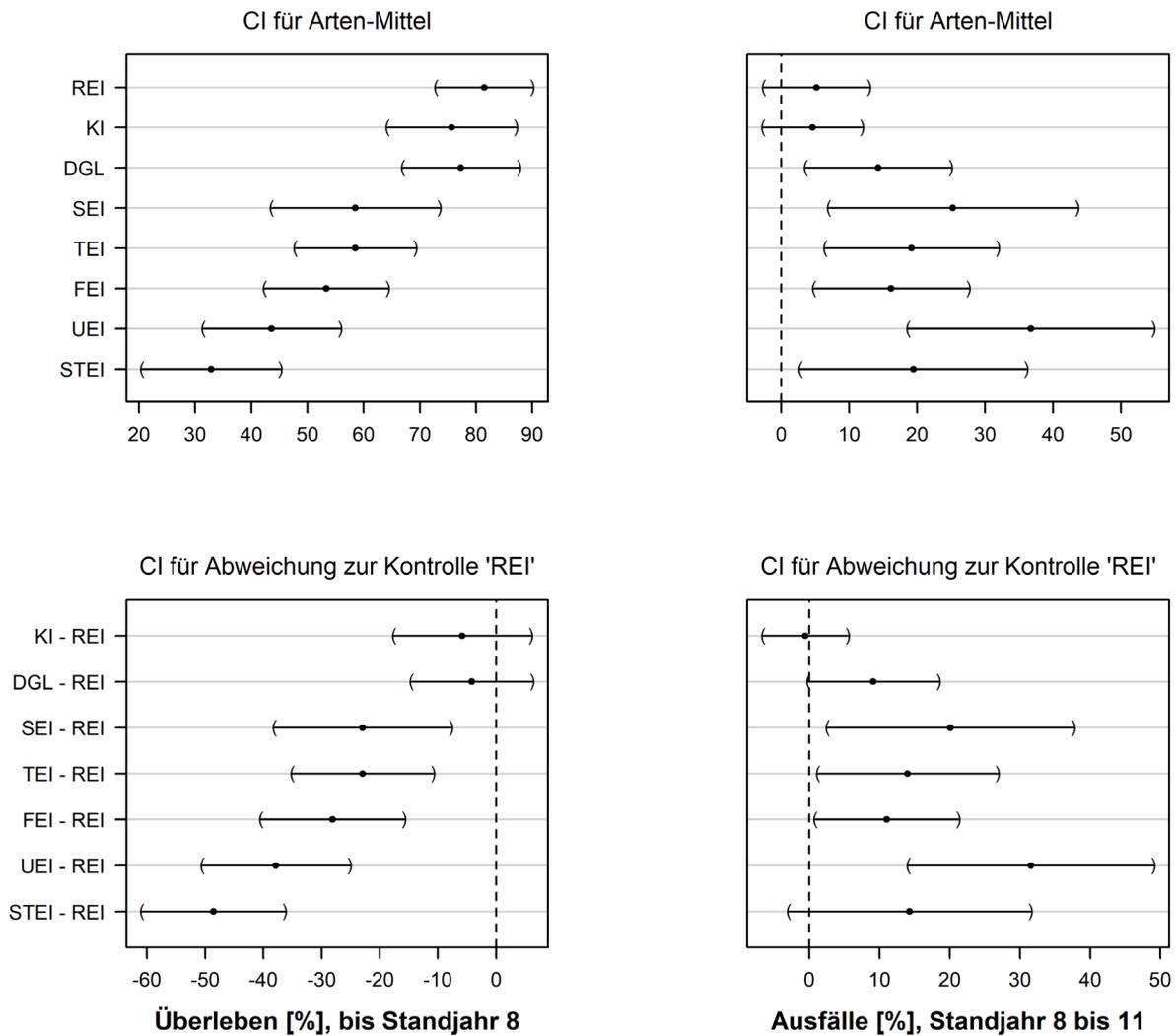


Abbildung 56: Artsspezifische Mittelwerte und Konfidenzintervalle des Anteils überlebender Pflanzen der Pflanzungen zum Ende des 8. Jahres nach Kulturanlage (links oben) und Differenzen zur Kontrolle „Roteiche“ (links unten) sowie Ausfälle zwischen dem 8. und 11. Standjahr: Artenmittel (rechts oben) und Bezug auf die Kontrolle „Roteiche“ (rechts unten), (CI = Konfidenzintervalle zum Signifikanzniveau von 5 %)

Auflaufen und Ausfälle der Roteichensaat

Die Saat der Roteiche erfordert eine abweichende Betrachtung des Kulturerfolges. Zunächst wird das Auflaufen der Saat in Relation zur ausgebrachten Samenanzahl betrachtet (Abb. 57, links). Die Beobachtung eines einzelnen Auflaufergebnisses von über 100 % in Block A geht darauf zurück, dass in diesem 1 m-Reihenabschnitt offensichtlich mindestens 11 Eicheln gesät worden waren, die vollständig aufliefen. Im Mittel betrug der Auflaufenerfolg am Ende der ersten Vegetationsperiode 57,6 % ohne signifikante Unterschiede zwischen den Blöcken. Damit sind ca. 23.000 Roteichen je ha aufgelaufen, was gegenüber den Pflanzungen eine fast fünffache Ausgangspflanzenzahl bedeutet. Innerhalb von Block A lief die Saat ungleichmäßiger auf, erkennbar an der hohen Variation um den Mittelwert.

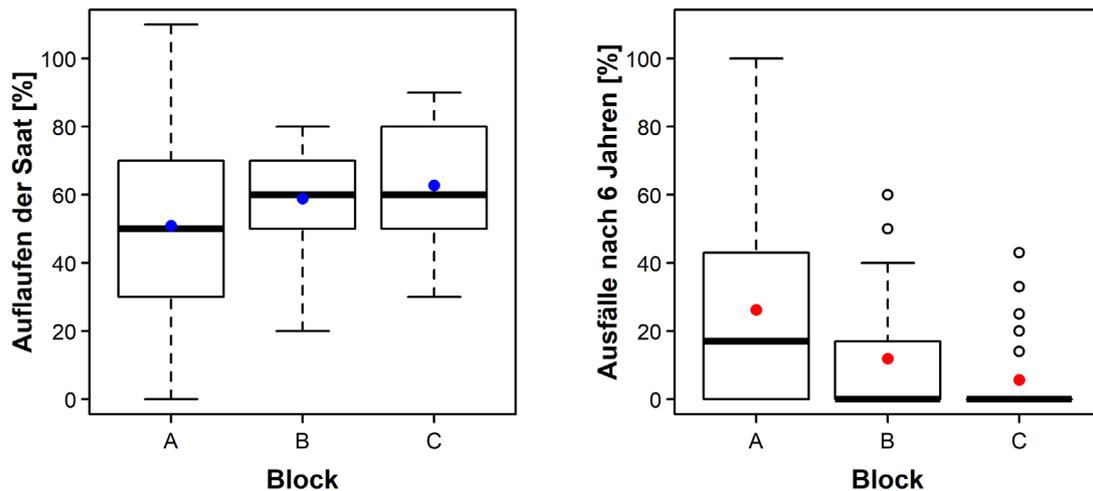


Abbildung 57: Auflaufferfolg der Roteichensaat (links) und Ausfälle nach 6 Jahren (rechts), farbige Punkte = arithmetische Mittelwerte

Bezogen auf das Auflauffergebnis (= 100 %) liegen die Abgänge nach sechs Jahren im Versuchsmittel bei 14,5 %, was dem Verbleib von 19.700 lebenden Pflanzen je ha entspricht. Dabei gibt es einen signifikanten Einfluss des Zufallseffektes Block, wobei die 24,7 % Ausfall in Block A signifikant über dem Versuchsmittel liegen und Block B und C die geringsten Ausfälle zeigt (Abb. 57, rechts). Block A, in dem die Saat bereits ungleichmäßiger aufgelaufen war, weist nach sechs Jahren einen auffallend hohen Anteil sehr gering besetzter bis unbesetzter Messreihenabschnitte auf, mitverursacht durch die Wurzelkonkurrenz zweier Stieleichenüberhälter unmittelbar am südlichen Parzellenrand.

Baumartenspezifische Höhen und Wurzelhalsdurchmesser nach 11 Standjahren

Auf die Mittelwertunterschiede der Höhen nach 11 Jahren haben nach dem Ergebnis der zweifaktoriellen Varianzanalyse sowohl der Faktor Baumart als auch der Faktor Block einen signifikanten Einfluss. In den Blöcken B und C bleiben die Mittelwerte der Höhen gegenüber dem Block A um 34 bzw. 24 cm zurück. Im Baumartenvergleich (Abb. 58, links) erreicht die Roteiche nach 11 Standjahren Höhenmittelwerte von 6,76 m (Pflanzung) bzw. 6,54 m (Saat), wobei der Mittelwertunterschied beider Kulturbegründungsverfahren statistisch nicht signifikant ist. Außerdem gehört die Waldkiefer mit einer Mittelhöhe von 7,16 m in diese Spitzengruppe. Eine eigene Gruppe bildet die Douglasie mit einer Mittelhöhe von 5,11 m vor einer Gruppe aus Stiel- (2,79 m) und Traubeneiche (2,47 m) sowie Flaum- (2,23 m) und Steineiche (1,80 m) ohne statistisch abgesicherte Unterschiede der Höhenmittelwerte. Der mit 1,25 m geringste Höhenmittelwert der Ungarischen Eiche unterscheidet sich wiederum signifikant von allen anderen Baumarten des Versuchs, außer von dem der Steineiche.

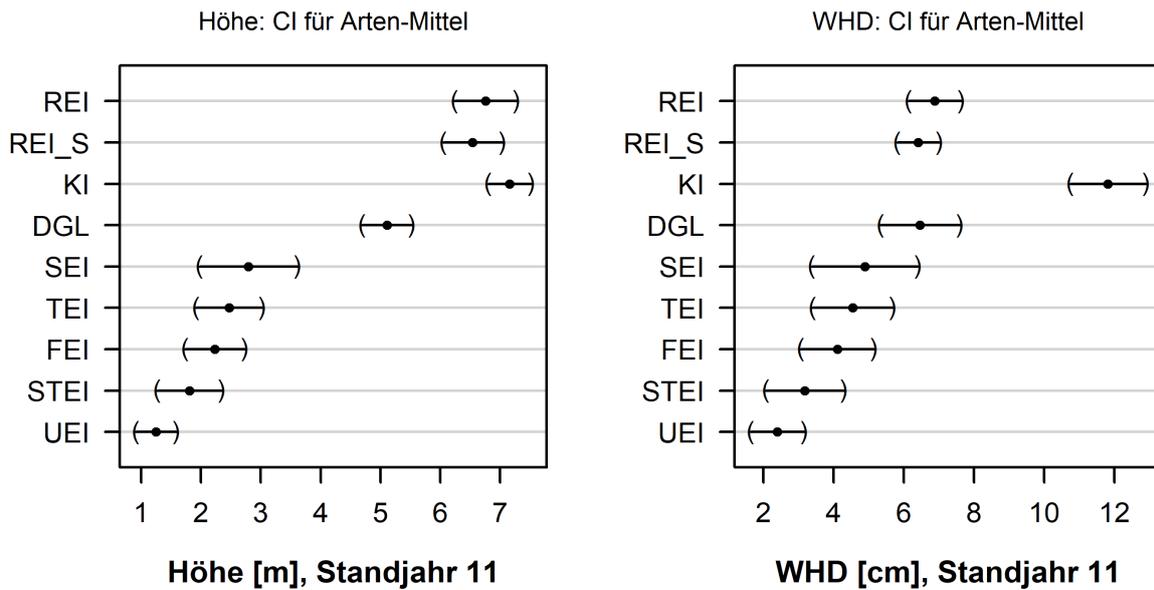


Abbildung 58: Artsspezifische Mittelwerte und Konfidenzintervalle der Höhe (links) und des Wurzelhalsdurchmessers (rechts) bis zum Ende des 11. Jahres nach Kulturanlage, (CI = Konfidenzintervalle zu einem Signifikanzniveau von 5 % Irrtumswahrscheinlichkeit)

Dies bedeutet einen großen Höhenvorsprung der Roteiche unabhängig vom Verfahren der Kulturbegründung und der Kiefer gegenüber den heimischen und v. a. den mediterranen Eichenarten (Tab. 33).

Tabelle 33: Differenzen der Höhenmittelwerte zur Referenz Roteiche aus Pflanzung (REI) nach Post-hoc-Tukey-Test (Abkürzungen: REI_S Roteiche aus Saat, KI = Kiefer, DGL = Douglasie, SEI = Stieleiche, TEI = Traubeneiche, FEI = Flaumeiche, STEI = Steineiche, UEI = Ungarische Eiche)

Vergleichspaar	Differenz der Höhenmittelwerte [m]
REI_S - REI	-0,21
KI - REI	+0,40
DGL - REI	-1,65 *
SEI - REI	-3,97 *
TEI - REI	-4,29 *
FEI - REI	-4,53 *
STEI - REI	-4,95 *
UEI - REI	-5,51 *

* Unterschied zur Referenz REI-Pflanzung signifikant

Das lineare Modell für den Wurzelhalsdurchmesser (WHD) behält als einzigen Faktor mit signifikantem Erklärungsbeitrag den festen Effekt der Baumart, während ein Blockeffekt nicht signifikant ist. Die Baumartenreihenfolge des Mittelwertvergleichs (Abb. 58, rechts) fällt beim Wurzelhalsdurchmesser etwas anders aus als bei den Höhen. Weit vor allen anderen Baumarten liegt die Waldkiefer mit einem WHD-Mittelwert von 11,8 cm. Die nächst folgende Baumart ist die Roteiche aus Pflanzung mit einem mittleren WHD von 6,9 cm. In die gleiche Gruppe gehören Douglasie und Roteiche aus Saat, jeweils mit 6,4 cm. Von den Letztgenannten nicht signifikant verschieden ist der WHD-Mittelwert der Stielei-

che, die selbst wiederum mit Trauben-, Flaum- und Steineiche eine Gruppe bildet. Den geringsten mittleren WHD, der sich nur von der Steineiche nicht signifikant unterscheidet, zeigt die Ungarische Eiche mit 2,4 cm.

Auch auf die H/WHD-Verhältnisse wurde ein lineares Modell angewendet, das die Baumart als festen Faktor enthält. Der Blockeffekt wird hier wieder signifikant, wenn auch mit relativ geringem Erklärungsbeitrag. Demnach liegen in Block B und C die H/WHD-Verhältnisse um 0,06 bzw. 0,05 niedriger als in Block A. Die Baumartenunterschiede, die im linearen Modell ohne Interzept den Parameterschätzungen für die Baumarten entsprechen, beschreiben eine vergleichsweise große Spanne (Tab. 34). Die höchsten H/WHD-Verhältnisse kennzeichnen die Roteichensaat, wobei deren geringer Unterschied zur Roteichenpflanzung nicht signifikant ist. Es folgen die Nadelbaumarten, von denen die Douglasie deutlich höhere H/WHD-Verhältnisse aufweist als die Kiefer. Die sämtlich unter 0,6 liegenden H/WHD-Mittelwerte aller übrigen Eichenarten zeigen nur eine geringe Differenzierung und gehören statistisch einer Gruppe ohne signifikante Mittelwertunterschiede an.

Tabelle 34: Baumarten-Mittelwerte des H/WHD-Verhältnisses der Modellschätzung (Abkürzungen: REI_S Roteiche, Saat, REI = Roteiche, KI = Kiefer, DGL = Douglasie, SEI = Stieleiche, TEI = Traubeneiche, FEI = Flaumeiche, STEI = Steineiche, UEI = Ungarische Eiche)

Baumart	Modellmittelwerte H/WHD-Verhältnis	Gruppen signifikanter Mittelwertunterschiede
REI_S	1,08	a
REI	1,04	a, b
DGL	0,88	b
KI	0,67	c
SEI	0,59	c, d
TEI	0,57	c, d
FEI	0,58	c, d
STEI	0,56	c, d
UEI	0,50	d

Jährliches Höhenwachstum und Oberhöhenentwicklung

Die deskriptive Darstellung der jährlichen Höhenzuwächse ergänzt den Vergleich der Querschnittsanalyse des aktuellen Wachstumsvergleichs und zeigt baumartenspezifische Unterschiede der Verläufe (Abb. 59). Die Box-Plots zeigen außer dem Median auch den arithmetischen Mittelwert und als Referenz das arithmetische Mittel der Höhenzuwächse über den Gesamtzeitraum. Negative Höhenentwicklungen von Einzelbäumen, verursacht durch Rücktrocknen bzw. Rückfrieren der Terminaltriebe, kommen in den Anfangsjahren an allen Baumarten der Pflanzung außer der Waldkiefer vor. Aufgrund starken Auftretens dieses Phänomens zeigen Stieleiche, Traubeneiche, Flaumeiche und die mediterranen Eichen in den beiden ersten Vegetationsperioden auf den Mittelwert bezogen keine Nettohöhenzunahme. Bei der gepflanzten Roteiche bleibt sie anfangs sehr gering.

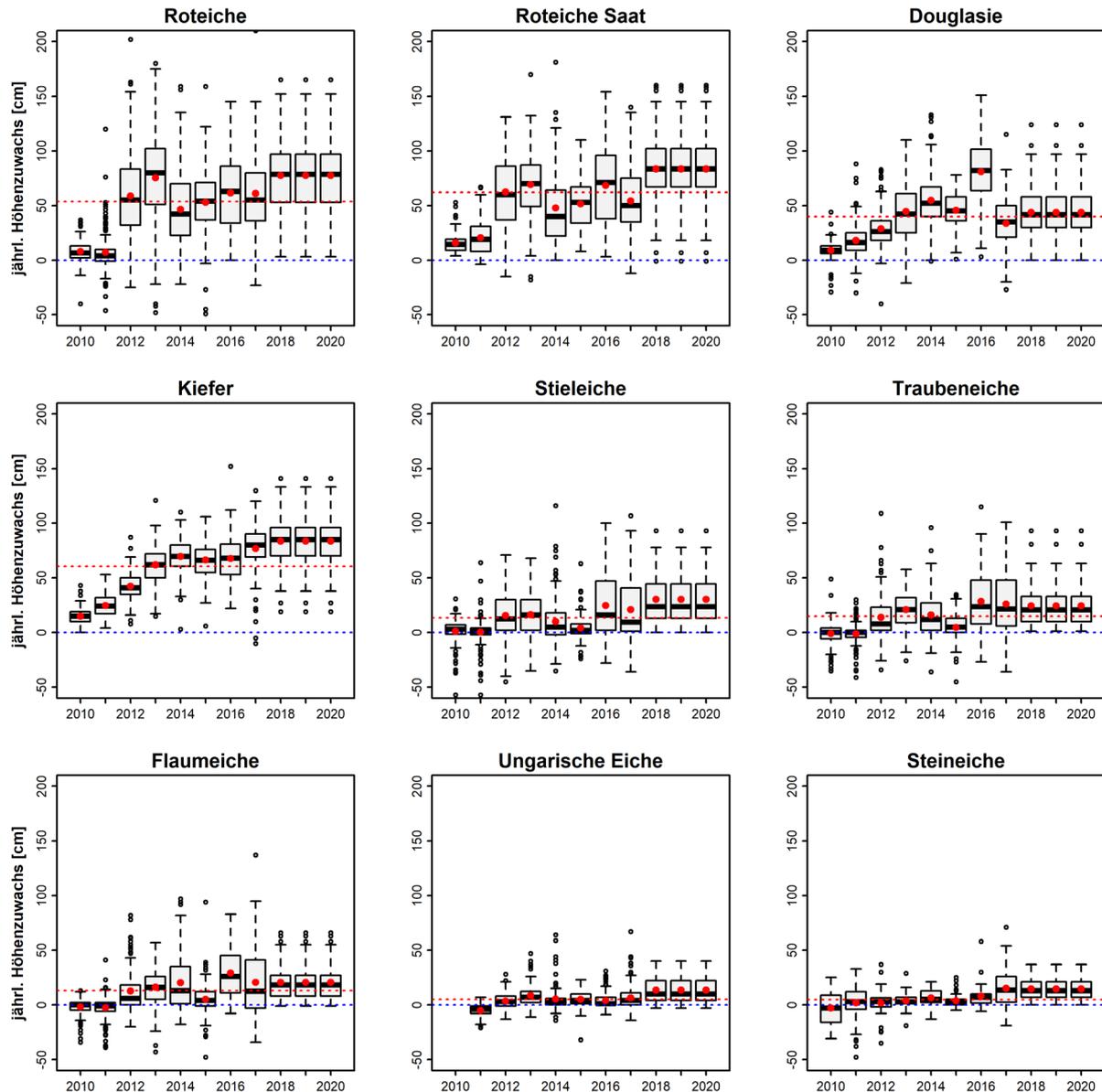


Abbildung 59: Baumartenspezifische jährliche Höhenzuwächse bezogen auf die Vegetationszeit des angegebenen Jahres, von 2010 bis 2020 gemittelt aus dreijähriger Höhenveränderung (rote Punkte = arithmetischer Mittelwert; gestrichelte Linien: blau = Nulllinie; rot = mittlerer Zuwachs der Baumart über alle Beobachtungen des gesamten Zeitraums)

Im weiteren Verlauf ist ein stark differenziertes Zuwachsverhalten der Baumarten zu beobachten. Die Roteichen beider Begründungsverfahren vollziehen mit der dritten Vegetationsperiode einen regelrechten Zuwachssprung auf ein Niveau mittlerer Jahrestrieblängen von über 50 cm und behalten dieses Niveau ab hier dauerhaft und mit relativ geringen Jahresschwankungen bei. Trotzdem bleibt besonders für die Roteiche eine große Spanne der pflanzenindividuellen Höhenzuwächse innerhalb eines Jahres weiter kennzeichnend. Neben maximalen Jahrestrieblängen von 1,5 bis 2 m treten bei ihr an anderen Individuen gleichzeitig Stagnation bzw. in der Pflanzung auch ein Rücksterben auf, was bereits früh zu einer deutlichen Höhendifferenzierung führt. Auch auf die gesamte bisherige Beobachtungszeit bezogen kommen die Roteichen unabhängig vom Begründungsverfahren auf mittlere jährliche Terminaltrieblängen von über 50 cm. Ein gleichhohes mittleres Zuwachsniveau erreicht noch die Waldkiefer,

die ihren Höhenzuwachs anfangs kontinuierlich steigert und ab dem 4. Jahr gleichbleibend hohe mittlere Zuwachsraten erzielt. Zunächst vergleichbar verhält sich die Douglasie, deren Zuwächse jedoch nach einem herausragend günstigen Jahr 2016 zuletzt etwas zurückbleiben. Von den weiteren Eichenarten sind die zeitlichen Muster der Zuwachsverläufe von Stiel-, Trauben- und Flaumeiche auffallend synchron. Alle drei zeigen nach den ersten beiden durch Stagnation und häufiges Rücksterben geprägten Jahren einen positiven Wachstumstrend, allerdings auf einem deutlich niedrigeren mittleren Niveau als die zuvor beschriebenen Baumarten und unter stärkeren Jahresschwankungen der Mittelwerte. Über die Beobachtungszeit gemittelt erreichen diese drei Eichenarten Höhenzuwächse von knapp 20 cm pro Jahr. Damit bleiben sie weit hinter der Roteiche und den Nadelbaumarten mit ihren nahezu dreifach so langen mittleren Terminaltrieblängen zurück. Durch auffallend geringe mittlere Höhenzuwächse, verbunden mit einem Zurücksterben zahlreicher Pflanzen, sticht bei diesen drei Arten das Jahr 2015 hervor. Dessen Witterungsverlauf war gekennzeichnet durch Maifröste und eine anschließende Sommertrockenheit. Die geringsten mittleren Höhenzuwächse zeigen Ungarische Eiche und Steineiche. Bis 2017 werden für sie nur extrem geringe jährliche Höhenzunahmen gegenüber den Ausgangshöhen der Kultur registriert. Erst eine zuletzt angedeutete Verbesserungstendenz der überlebenden Pflanzen führt überhaupt zu mittleren Zuwächsen von 5 bzw. 6 cm über den Gesamtzeitraum. Ganz vereinzelt kommen an Ungarischer und noch seltener an Steineiche maximale jährliche Höhenzuwächse bis 50 cm vor.

Zum zuletzt erreichten Entwicklungsstand der Kulturen ist bei den wüchsigsten Baumarten der Versuchsfläche Dickungsschluss eingetreten, verbunden mit beginnender Astreinigung und zunehmender Selbstdifferenzierung durch die intraspezifische Konkurrenz. Für die waldbauliche Bewertung gewinnt dadurch die Betrachtung eines Kollektivs vorherrschender Bäume gegenüber den Mittelwerten der systematischen Stichprobe an Bedeutung. Deshalb wird eine Oberhöhenentwicklung aus den Mittelwerten der jeweils vier höchsten Bäume jeder 400 m² großen Wiederholung angegeben, entsprechend den 100 höchsten Bäumen je ha. Diese Oberhöhen entwickeln mit der Zeit eine noch stärkere baumartenspezifische Differenzierung als die Mittelhöhen (Abb. 60).

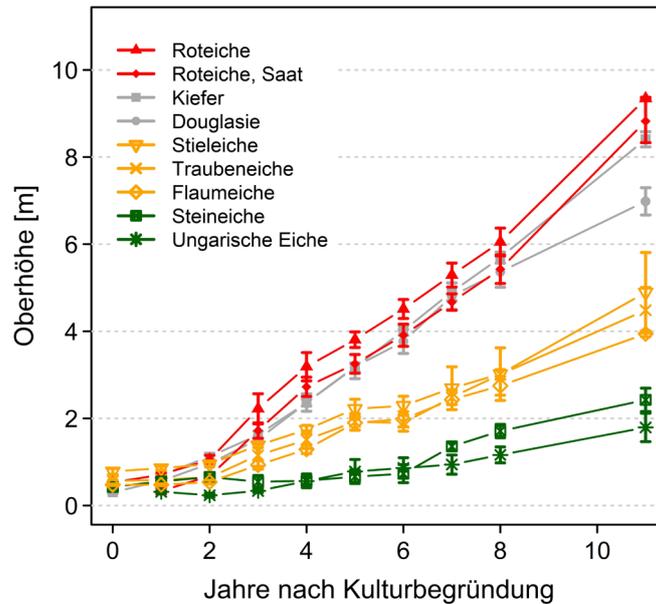


Abbildung 60: Entwicklung von Oberhöhen (arithmetisches Mittel der 100 höchsten Bäume je ha) der Baumarten des Anbauversuchs Lampertheim 126 als Mittelwerte aus drei Wiederholungen mit Standardabweichungen

Ab der zweiten Vegetationsperiode wird auch an dem Oberhöhenmittel der drei Wiederholungen das überlegene Höhenwachstum der Roteiche beider Bestandesbegründungsverfahren sowie der beiden Nadelbaumarten deutlich erkennbar, wobei aus dieser Gruppe die Douglasie zuletzt etwas zurückfällt. Die Dominanz der Roteiche wird durch die nach 11 Jahren erreichten Oberhöhen von über 9 m in der Pflanzung und knapp unter 9 m in der Saat unterstrichen. Der gleichzeitig große Vorsprung der Oberhöhen der Roteiche von 2,5 m gegenüber ihren arithmetischen Mittelhöhen belegt die ausgeprägte Vertikaldifferenzierung dieser Baumart. Mit großem Abstand folgen die Oberhöhen einer Gruppe aus den heimischen Eichenarten Stiel- und Traubeneiche, bei denen die Standardabweichungen aufgrund jeweils einer schwächeren Wiederholung größer ausfallen. Eine ihnen vergleichbare Oberhöhenentwicklung zeigt die Flaumeiche. Gegenüber der Roteiche bleiben die Oberhöhen dieser drei Arten gegenwärtig um 4 bis 5 m zurück. Weit hinter den Oberhöhen aller sonstigen Baumarten zurück liegen jene der beiden anderen Eichenarten, wobei die Steineiche ab dem sechsten Jahr auch hier die Ungarische Eiche überholt. Beider Rückstand gegenüber der Roteiche beträgt nach 11 Vegetationsperioden ca. 7 m.

6.1.2 Waldumbauversuche zur Einbringung von Roteiche und anderen Mischbaumarten in reine Kiefernbestände auf armen Sanden im nordöstlichen Niedersachsen

In der Lüchower Niederung, dem östlichsten und am stärksten kontinental getönten Wuchsbezirk des niedersächsischen Tieflandes, stellen Waldbrände und Kalamitäten durch nadelfressende Insekten an der gegenwärtigen Hauptbaumart Kiefer ein großes Problem dar. Der Ursachenkomplex dafür liegt in den klimatischen Bedingungen mit Trockenheit, hohen Sommertemperaturen und einer großen Jah-

restemperaturdifferenz in Verbindung mit den vorherrschenden sorptionsschwachen und wasser-durchlässigen Sandböden, die in der Vergangenheit durch Streunutzung zusätzlich degradiert wurden. Mit dem Klimawandel wird eine weitere Verschärfung dieser Problemlage erwartet.

Zur Erforschung von Möglichkeiten der Strukturverbesserung und Risikosenkung gleichaltriger Kiefern-reinbestände auf armen, trockenen Standorten durch die Einbringung von Mischbaumarten wurden bereits 1990 durch die damalige Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt im Kleinprivatwald nahe der Ortschaft Prezelle (Landwirtschaftskammerforstamt Südostheide) Versuchsflächen angelegt. Vor dem Hintergrund des Klimawandels erlangen deren Ergebnisse nach 30-jähriger Beobachtungsdauer zusätzliche Aktualität und Relevanz, da für größere Bereiche des niedersächsischen Tieflandes mittel-fristig Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse projiziert werden, wie sie in der Lüchower Niederung bereits heute herrschen (Spellmann et al. 2020).

Analog zum praxisüblichen waldbaulichen Vorgehen nutzten die nur 150 m voneinander entfernt liegenden Waldumbauversuche in Abt. 18 C (Waldeigentümer Hüneberg, im Folgenden kurz: Versuch Hüneberg) und Abt. 16 D (Waldeigentümer Wiese, im Folgenden kurz: Versuch Wiese) den Schirm von Kiefernbeständen und eine kalamitätsbedingte kleine Freifläche für den Voranbau verschiedener Mischbaumarten. Neben der Roteiche, die Bestandteil beider Versuche ist und hier im Fokus steht, kamen im Versuch Wiese u. a. die im Waldumbau des Tieflandes großflächig eingesetzte Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.), die Stieleiche (*Quercus robur* L.) sowie die Pionierbaumart Sandbirke (*Betula pen-dula* Roth) zum Einsatz, während im Versuch Hüneberg die Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco) mit vertreten ist. Trotz ähnlicher Zielsetzung und vergleichbarer standörtlicher und waldbau-licher Ausgangslage weisen beide Versuche in der Durchführung sowie im Turnus und der Methodik der Datenerhebung Unterschiede auf, so dass sie zunächst getrennt ausgewertet werden. Die aufgrund der räumlichen Nähe sehr ähnlichen Boden- und Klimaverhältnisse werden gemeinsam beschrieben.

6.1.2.1 Klimatische Verhältnisse und Standorte der Waldumbauversuche Wiese und Hüneberg

Hervorzuheben ist der kontinentale Klimaeinfluss, der sich u. a. in einer ausgeprägten Aridität, gerin-gen Niederschlägen und hohen Vegetationszeittemperaturen bei gleichzeitig starker Spätfrostgefähr-dung äußert (Tab. 35).

Tabelle 35: Ausgewählte klimatische Kennwerte des Wuchsbezirks Lüchower Niederung im Wuchsgebiet Ostnie-dersächsisches Tiefland für die Klimareferenzperiode 1961 – 1990 (Gauer u. Aldinger (Hrsg.) 2005)

Jahresmittel-temperatur	mittl. Temp. in der Veg'zeit	Temp'diff. Januar - Juli	mittl. Jahres-niederschlag	mittl. N'schlag in der Veg'zeit	Ariditäts-index*	Klimat. Wasser-bilanz Veg'zeit
[°C]	[°C]	[K]	[mm]	[mm]		[mm]
8,6	15,2	17,4	573	279	11,1	-189

Gegenüber den 30-jährigen Mittelwerten der Klimareferenzperiode von 1961 bis 1990 war der Witterungsverlauf während der Versuchslaufzeit zwischen 1990 und 2019 durch im Mittel höhere Vegetationszeittemperaturen von 16,1°C bei etwa gleichbleibenden mittleren Niederschlagssummen der Vegetationszeit gekennzeichnet (Abb. 61). Daraus resultierten ein höherer Verdunstungsanspruch und die weitere Verschlechterung der klimatischen Wasserbilanz. Herausragend warme und trockene Vegetationsperioden kennzeichneten die Jahre 1992, 2003, 2006 und insbesondere das Jahr 2018 mit nur 107 mm Niederschlag in der Vegetationszeit.

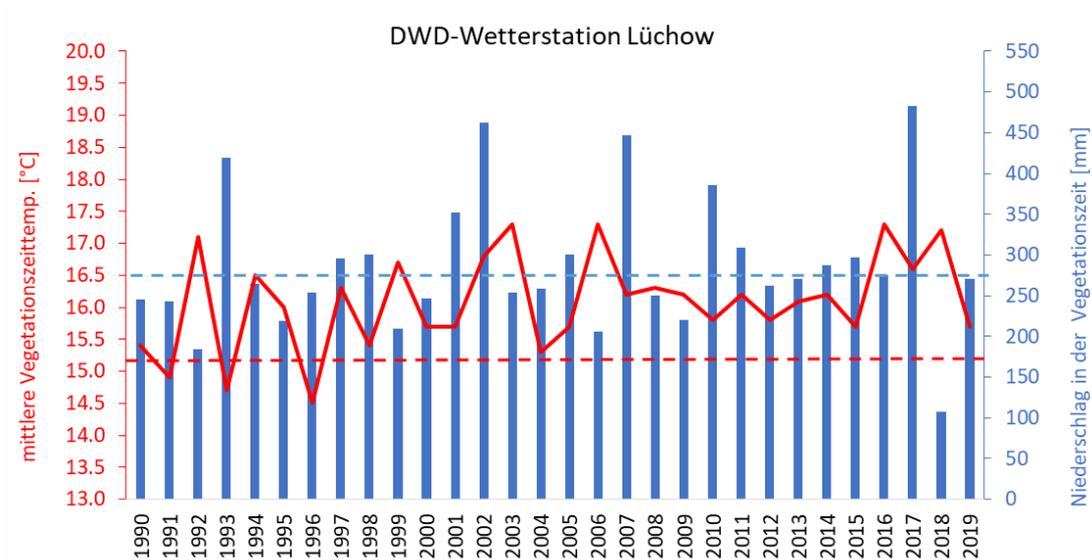


Abbildung 61: Vegetationszeitniederschlag und Vegetationszeitmitteltemperatur der DWD-Wetterstation Lüchow von 1990 bis 2019 (DWD 2020), gestrichelte rote Linie: Mittelwert der Vegetationszeittemperatur; gestrichelte blaue Linie: Mittelwert des Vegetationszeitniederschlags jeweils für die Referenzperiode 1961-1990

Bodenbildendes Substrat beider Versuchsfelder waren unverlehmte Sande der Gartower Flugsandplatte, die in unterschiedlicher Mächtigkeit weichseleiszeitliche Talsande des Elbe-Urstromtales überlagern. Durch die Standortkartierung wurden die Nährstoffversorgung als arm (Nährstoffziffer 2) und der Wasserhaushalt als mäßig sommertrocken (Wasserhaushaltszahl 43) eingestuft (Landwirtschaftskammer Hannover 1990). Bis in die 1960er Jahre hatte es zudem einen regelmäßigen Biomasseexport durch Streunutzung gegeben. Nach Analysen zu Versuchsbeginn waren die bodenchemischen Verhältnisse des Waldumbauversuchs Wiese durch eine geringe Kationen-Austauschkapazität (Ake) zwischen 5 und 22 mmol je kg Trockensubstanz und sehr niedrige Basensättigungen von 3 bis 5 % im Hauptwurzelraum charakterisiert (Wagner 1994b). Die Ergebnisse einer jüngeren Beprobung erneuerten für Parzellen ohne Pflanzplatzkalkung diesen Befund (Tab. 36).

Auf der Versuchsfeldfläche Hüneberg wurden ein Jahr vor der Bepflanzung 6 t je ha kohlensaurer Dolomitskalk ausgebracht. In Teilbereichen gab es zusätzlich eine Strohbedeckung bzw. Einsatz einer Hilfspflanzendecke, die jedoch nicht auflief. Eine Beprobung vor der Kalkung zur Quantifizierung des Ausgangszustandes hatte nicht stattgefunden. Ein Vergleich der nach forstlicher Standortkartierung identischen

Standorte beider Versuche nach knapp 20 Jahren weist indirekt auf die deutliche meliorative Wirkung der Kalkung im Versuch Hüneberg hin. Die bodenchemischen Kennwerte des Auflagehumus und des Mineralbodens, berechnet mit mittleren substratspezifischen Trockenrohdichten und Skelettgehalten der Substratgruppe „unverlehmte Sande“ nach der BZE II (Evers et al. 2019) und mit einer Tiefenreduktion der Elementvorräte (Arbeitskreis Standortskartierung der AG Forsteinrichtung 2016), belegen den deutlich verbesserten Bodenzustand des Versuchs Hüneberg gegenüber den Parzellen ohne Pflanzplatzkalkung des Versuchs Wiese. Dies äußert sich in einem günstigeren Humuszustand mit einer weniger mächtigen Auflage, einem höheren Kohlenstoffgehalt des Mineralbodens, einer erhöhten Basensättigung und größeren Bodenvorräten der Nährelemente Stickstoff, Kalium und Phosphor.

Tabelle 36: Standörtliche Kennwerte der Versuche Wiese (unter SEI, ohne Pflanzplatzkalkung, nach Pampe u. Wagner 2005, unveröffentlicht) und Hüneberg (unter REI, 1989 gekalkt mit 6 t/ha, Beprobung 2008) für die Humusauflage (obere Zeile je Parzelle) und den Mineralboden bis in 60 cm Tiefe (untere Zeile je Parzelle)

Versuch	Parz.	Humusform ¹	Auflagehumusvorrat [t*ha ⁻¹]	effekt. Kationen-Austauschkapazität [kmolc*ha ⁻¹]	Basensättigung [%]	C/N	C/P	Elementvorräte [t*ha ⁻¹]			
								C	N	K	P
Wiese	9	ROT	53	-	-	30,0	664	20,70	0,69	0,043	0,031
				57,0	2,2	32,5	81	32,60	1,00	0,029	0,402
	18	ROT	98	-	-	34,9	698	25,34	0,73	0,063	0,036
				87,5	5,7	24,8	65	23,51	0,95	0,044	0,363
Hüneberg	U1	ROM	57	-	-	29,6	687	19,64	0,66	0,037	0,029
				108,9	21,3	23,7	35	50,14	2,12	0,074	1,455
	U5	ROM	39	-	-	30,1	722	14,37	0,48	0,023	0,020
				120,7	32,0	21,6	40	49,71	2,30	0,079	1,259

¹ Abkürzungen der Humusformen: ROT = typischer Rohhumus, ROM = rohhumusartiger Moder

6.1.2.2 Der Waldumbauversuch Wiese

6.1.2.2.1 Versuchsziel

Das Ziel dieses Versuches war die Erprobung waldbaulicher Möglichkeiten des Voranbaus verschiedener Misch-, insbesondere anpassungsfähiger Laubbaumarten unter dem Schirm bzw. in kalamitätsbedingten Störungslöchern einschichtiger Kiefernreinbestände auf sehr schwachen Standorten unter Verfolgung folgender Einzelfragen:

1. Ist unter den gegebenen schwierigen Standortbedingungen eine erfolgreiche Etablierung der Laubbaumarten Roteiche, Stieleiche, Rotbuche und Sandbirke möglich?
2. Wie beeinflusst die Überschirmung durch die Kiefer das Wachstum der Baumarten?
3. Wird der Anwuchserfolg durch eine plätzeweise Kalkung verbessert und wirkt diese nachhaltig auf das weitere Wachstum?

6.1.2.2.2 Material und Methoden

Versuchsaufbau und Datenaufnahmen

Der Versuch war in einem 40-jährigen Kiefernreinbestand aus Wiederaufforstung nach der Kiefernspinnerkalamität des Jahres 1950 angelegt worden. Dessen Mittelhöhe von 8 m zum Zeitpunkt der Versuchsanlage entsprach einer IV. Ertragsklasse (Wiedemann 1943: Kiefer, mäßige Durchforstung; in Schober (Hrsg.) 1987). Die Versuchsfläche wurde 1989 in dem vier Jahre zuvor von einer Nonnen- und Forleulen-Kalamität geschädigten Bestand ausgeformt. Unter Ausnutzung einer kleineren Totalschadfläche im Süden, die durch wenige zusätzliche Entnahmen zu einer 50 x 27 m großen Freifläche ausgeweitet wurde, und einer nordwärts anschließenden Nachlichtung abnehmender Intensität wurde ein Licht- und Überschirmungsgradient geschaffen (Wagner 1994b). Der Versuch wurde als unvollständiger Blockversuch aus unterschiedlichen Kombinationen von Überschirmung und Pflanzplatzvorbereitung mit sechs Baumarten in zweifacher Wiederholung angelegt (Abb. 62). Vertreten sind folgende Behandlungsvarianten aus Überschirmung und Pflanzplatzkalkung:

Variante I (**Schirm**): Überschirmt, ohne Pflanzplatzkalkung (Block Ia/Ib)

Variante II (**Schirm + Ca**): Überschirmt, mit Pflanzplatzkalkung (Block II)

Variante III (**Ca**): Nicht überschirmt (Freifläche), mit Pflanzplatzkalkung (Block III)

Für ein vollständiges Kreuzdesign der Faktoren fehlt die Kombination „nicht überschirmt, ohne Pflanzplatzkalkung“. Der Behandlungsblock der Variante I „überschirmt, ohne Pflanzplatzkalkung“ wurde geteilt und jeweils eine Wiederholung jeder Baumart in den aufgrund des Überschirmungsgradienten geringer überschirmten (Ib) und den dichter überschirmten Versuchsteil (Ia) gelegt. Auch innerhalb des Behandlungsblocks der Variante II existiert genau genommen ein Gradient mit tendenziell nach Nordosten zunehmender Überschirmungsdichte.

Auf 35 Parzellen einer Größe von 7,5 x 12 m (= 90 m²) wurden die Baumarten Rotbuche, Stieleiche, Sandbirke, Roteiche und außerdem Weißerle (*Alnus incana* [L.] Moench) in den Blöcken der drei Behandlungsvarianten mit je zwei Wiederholungen gepflanzt, von der Schwarzkiefer (*Pinus nigra* J. F. Arnold) fehlt eine Wiederholung im Behandlungsblock I.

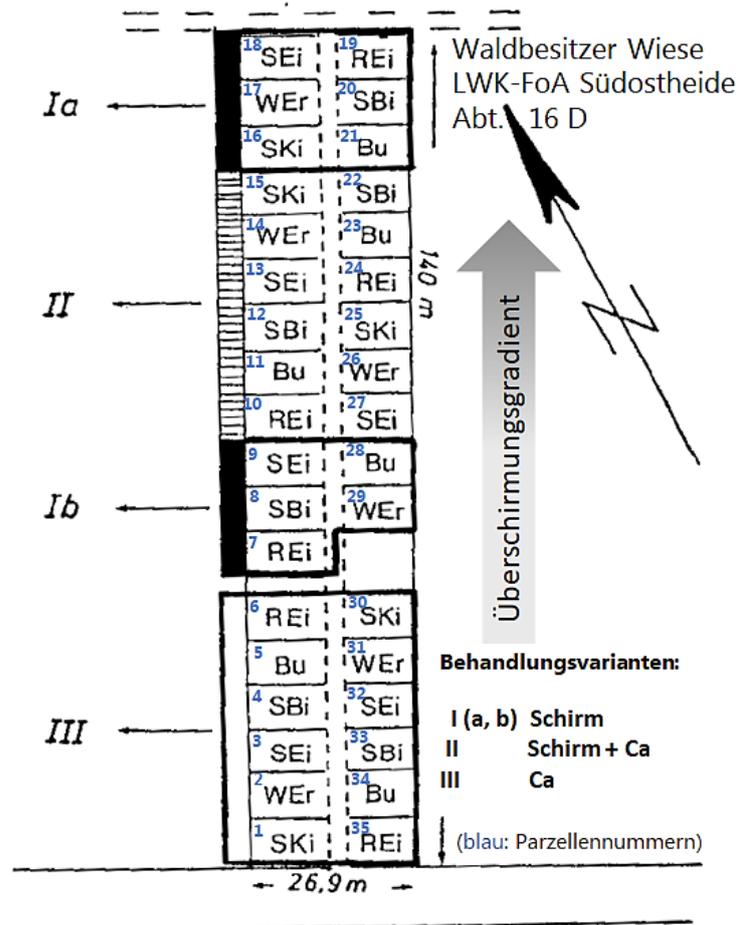


Abbildung 62: Versuchsplan des Waldumbauversuchs Wiese (nach Wagner 1994b, verändert)

In den Varianten II und III mit Pflanzplatzkalkung wurden vor der Pflanzung mit der Wiedehopfhau 130 g kohlenaurer Magnesiumkalk (83 % CaCO₃, 16 % MgCO₃) und 20 g Thomasphosphat zusammen mit dem Auflagehumus in jeden Pflanzplatz eingearbeitet. In der Variante I ohne Pflanzplatzkalkung wurde mit dem Hohlspaten gepflanzt. Die Bepflanzung der Versuchspartellen erfolgte Ende März 1990, wobei von der Roteiche hochwertiges Samenplantagenmaterial verwendet wurde (Tab. 37).

Tabelle 37: Pflanzenmaterial der Pflanzung im Frühjahr 1990 (Abkürzungen: SHK = Sonderherkunft, SPL = Samenplantage, unt. = unterschritten)

Baumart	Kürzel	Herkunft	Behandlung	Sprosslänge [cm]
Rotbuche	BU	81003	2 + 0 unt.	30-60
Roteiche	REI	SHK „Bornheim“, SPL Berkel	2 + 0	20-50
Sandbirke	SBI		1 + 0	30-50
Stieleiche	SEI	81703	2 + 0 unt.	30-50
Schwarzkiefer	SKI		2 + 0	20-30
Weißerle	WERL		1 + 0	40-60

Zahlreiche Ausfälle nach der ersten Vegetationsperiode wurden mit Pflanzen aus einem mitangelegten Reservequartier nachgebessert. Ansonsten fanden von 1990 bis 2015 weder Hiebsmaßnahmen in der Kiefer noch Läuterungen der durchgängig wilddicht gezäunten Versuchsfläche statt. Ertragskundliche

Bestandeskennwerte des bis dahin unbehandelten Kieferschirms wurden erst nach 25-jähriger Versuchslaufzeit erstmals erhoben (Tab. 38).

Tabelle 38: Ertragskundliche Kennwerte des Kieferschirms, mittlere Verhältnisse in den Blöcken der Behandlungsvarianten im März 2015 nach 25-jähriger Versuchslaufzeit

Behandlungsvariante		Alter	h100	d100	hg	dg	N	G	V	B°	Ekl.*
		[Jahre]	[m]	[cm]	[m]	[cm]		[m ² /ha]	[m ³ /ha]		
Ia/b	Schirm	65	16,8	29,1	15,7	24,2	368	16,9	125	0,6	III,1
II	Schirm + Ca	65	18,1	30,8	16,8	24,4	450	21,2	164	0,7	II,7
III	Ca				----- ohne Kieferschirm -----						

* Kiefer, mäßige Durchforstung (Wiedemann 1943, in Schober (Hrsg.) 1987)

Mittlerweile entspricht die Leistung der Kiefer in etwa einer III. Ertragsklasse, was gegenüber der Angabe des Versuchsbeginns eine Verbesserung darstellt. Aufgrund von Bestockungsgraden zwischen 0,6 und 0,7 liegen die Vorräte unter denen der Ertragstafel, die Mitteldurchmesser deutlich darüber. Im Anschluss an die ertragskundliche Aufnahme wurde der Kieferschirm im Jahr 2015 und damit 25 Jahre nach dem Voranbauzeitpunkt erstmals kräftig nachgelichtet. Ein Großteil des Kiefernvorraates wurde pfleglich und ohne nennenswerte Hiebsschäden am Nachwuchs entnommen, dieser selbst blieb weiter unbehandelt. Die Anzahl belassener Überhälter nimmt im Anhalt an den zuvor bestehenden Überschirmungsgradienten nach Norden hin zu.

Für den Voranbau ergab sich aus dem Dreiecks-Pflanzverband von 2 x 1,5 m eine Ausgangszahl von 33 Pflanzen je Parzelle (entspricht 3.333 je ha). Davon wurde eine jeweils 12 Pflanzen umfassende Stichprobe ohne Randeinfluss markiert. An diesem Kollektiv erfolgten bis 1997 jährliche Erhebungen der Parameter Höhe (cm), WHD (auf 0,1 mm) und Schäden, anschließend nur noch im Drei- bzw. Zweijahresturnus. Mischbaumarten aus natürlicher Ansamung wurden in dem ursprünglichen Aufnahmedesign vernachlässigt. Durch Ergänzungen der gemessenen Stichproben nach zwischenzeitlichen Ausfällen bzw. durch in einzelnen Fällen verloren gegangene Baumnummern war die vollständige und zeitlich durchgängige Verfolgung des Einzelbaumwachstums der anfangs ausgewählten Kollektive nicht gewährleistet. Zur Quantifizierung der Überschirmung wurden Strahlungsmessungen des Diffuse Site Factor (DIFFSF) mittels der Fish-Eye-Phototechnik (Wagner 1994a) zuerst von Wagner (1994b) und im Sommer 1996 von Grajewski (1997) vorgenommen. Die vorliegende Auswertung verwendete letztere Werte. Eine Zuordnung der drei Strahlungsmessungen innerhalb jeder Parzelle zu einzelnen Bäumen der Stichprobe war nicht mehr verfügbar, so dass aus ihnen parzellenbezogene arithmetische Mittelwerte des DIFFSF berechnet wurden. Mit der 12. Aufnahme im Herbst 2010 wurden nach 21 Beobachtungsjahren die Erhebungen im ursprünglichen Stichprobendesign eingestellt. Im Frühjahr 2015 erfolgte die Umstellung auf ein ertragskundliches Messprogramm. Dafür wurden die Bäume des Kiefern-

schirms nummeriert und durch eine BHD-Vollaufnahme (Umfangmessband) und vollständige Höhenmessung (Vertex IV) erstmals parzellenweise erfasst. Die Aufnahme beinhalteten außerdem die Vollerhebung der Brusthöhendurchmesser der vorangebauten Baumarten per Strichliste in Zentimeterstufen durch Einfachklappung sowie die Messung von ca. acht für das Durchmesserspektrum repräsentativen Höhen je Parzelle und Baumart (für den Voranbau sowie ggf. vorhandene Naturverjüngung) zur Konstruktion einer Bestandeshöhenkurve. Natürlich angekommenen Mischbaumarten wurden damit 2015 erstmals und ebenfalls parzellenbezogen erfasst. Die Folgeaufnahme im Frühjahr 2020 wiederholte dieses Messprogramm.

Auswertungsmethoden

Vorbetrachtend wurden zwei Zusammenhänge der Versuchsführung außerhalb des ursprünglichen Aufnahmedesigns nachträglich quantifiziert und eingeordnet. Einerseits handelte es sich um die Überprüfung eines Zusammenhangs der relativen Strahlungswerte des DIFFSF zu der praxisüblichen, hier leider erst mit großem zeitlichem Versatz gemessenen Bestandesgrundflächen bzw. daraus abgeleiteten Bestockungsgraden. Zum zweiten wurde mithilfe eines multiplen linearen Modells die Abhängigkeit der Etablierung von Naturverjüngung vom dem Faktor „Voranbaubaumart der Parzelle“ und der Kovariablen „Strahlungsangebot“ (ausgedrückt durch den DIFFSF) sowie einer Wechselwirkung aus beiden untersucht. Als Zielvariable diente die nach 25 Jahren in den Parzellen ermittelte Grundflächensumme natürlich angekommener Mischbaumarten in m^2 je ha.

Zur Beantwortung der Versuchsfrage nach den Überlebensanteilen des Voranbaus wurden Unterschiede in Abhängigkeit der Baumart und der Behandlungsvariante für den Zeitpunkt nach 25 Jahren auf Basis der Strichlisten-Aufnahmen aller Bäume über 1,3 m Höhe analysiert. Die Ausgangszahl der jeweiligen Baumart von 33 Stück je Parzelle bildet die Referenz (= 100 %) für die Berechnung jener Anteile, die im Anschluss an die Nachbesserungen vom Herbst 1990 überlebt hatten. Die relativen Überlebensanteile wurden als intervallskalierte Zielvariable einer zweifaktoriellen Varianzanalyse bzw. eines linearen Modells zur Prüfung von Effekten der Faktoren Baumart und Behandlungsvariante sowie deren Wechselwirkung verwendet. Anschließend wurde ein Post-hoc-Vergleich der Modellmittelwerte mit dem Tukey-Test vorgenommen.

Für den Vergleich der Wachstumsgrößen Höhe, Wurzelhalsdurchmesser und H/WHD-Verhältnis der Bäume des Voranbaus in Abhängigkeit von Baumart und Behandlung wurde für den Zeitpunkt nach 21 Vegetationsperioden eine Querschnittsanalyse ebenfalls mit Interferenzstatistik in Form von Varianzanalysen mit anschließenden Post-hoc-Tests für multiple Mittelwertvergleiche (Softwarepaket R, Vers. 3.6.1, R-Core Team 2019) durchgeführt. Analog wurden lineare Modelle, soweit durch die hierarchische Datenstruktur erforderlich, als gemischte Modelle (R-Paket ‚lme4‘, Bates et al. 2015) formu-

liert. Da es sich hinsichtlich der Kombinationen von Überschildung und Pflanzplatzkalkung um ein unvollständiges Kreuzdesign handelte, wurden die drei realisierten Kombinationen aus Schirm und Pflanzplatzkalkung (Ca, Schirm, Schirm + Ca) als Stufen eines integrierten Faktors „Behandlung“ aufgefasst und verwendet. Dies bedingt, dass hier auch nur die Wirkung dieser Behandlungskombinationen interpretiert werden konnte, ohne getrennte Aussagen über Effekte des Schirms bzw. der Pflanzplatzkalkung zu treffen. Im Mittelpunkt des Interesses stand insbesondere die Wechselwirkung von Behandlung und Baumart auf das Wachstum des Voranbaus. Die hierarchische räumliche Datenstruktur „Parzelle in Behandlungsblock“ wurde durch eine als Kombination von Parzelle und Block gebildete Variable „Sample“ als Zufallseffekt in den gemischten Modellen berücksichtigt. Dieser Zufallseffekt ist u. a. Ausdruck abweichender Strahlungsverhältnisse oder kleinstandörtlicher Unterschiede der Baumartenwiederholungen innerhalb der Behandlungsblöcke, die nicht explizit erfasst worden waren. Das gemischte lineare Modell zur Berechnung der baumarten- und behandlungsbedingten Höhen, Wurzelhalsdurchmesser und H/WHD-Verhältnisse konnte in allgemeiner Form folgendermaßen formuliert werden:

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 \cdot I_{\{\text{Baumart}_i=1\}} \cdot I_{\{\text{Behandlung}_i=2\}} + \beta_2 \cdot I_{\{\text{Baumart}_i=2\}} \cdot I_{\{\text{Behandlung}_i=1\}} + \dots + \beta_{11} \cdot I_{\{\text{Baumart}_i=4\}} \cdot I_{\{\text{Behandlung}_i=3\}} + \sum_{j=1}^J (\gamma_j \cdot I_{\{\text{sample}_i=j\}}) + \epsilon_i \quad (55)$$

mit dem Beobachtungseinheitsindex i und den Kategorien der Zufallsvariable „sample“, durchnummeriert von 1 bis j . Weiterhin bezeichnen $\beta_0 \dots \beta_{11}$ Regressionsparameter, γ_j sind Random-Intercept Parameter mit $\gamma_j \sim N(0, \sigma_\gamma^2)$, und ϵ_i sind die Residuen mit $\epsilon_i \sim N(0, \sigma_\epsilon^2)$. Die Funktion I bezeichnet eine Indikatorfunktion die den Wert 1 annimmt, wenn die im Index angegebene Bedingung wahr wird, und sonst einen Wert von 0. Die Variable y ist der Response. In den Auswertungen des vorliegenden Versuchs waren Zielvariablen die Höhe [m], der Wurzelhalsdurchmesser [mm] und das H/WHD-Verhältnis. Die Faktoren Baumart und Behandlung waren die festen Effekte des Modells. Modellmittelwerte, darauf basierende Post-hoc-Tests der Mittelwertdifferenzen zwischen der als Referenz festgelegten Kombination „Roteiche, nicht überschildert, mit Pflanzplatzkalkung (Ca)“ und den anderen Baumarten-Behandlungs-Kombinationen zum Signifikanzniveau von 5 % Irrtumswahrscheinlichkeit wurden mit dem Paket ‚multcomp‘ (Hothorn et al. 2021) der Statistiksoftware R berechnet. Sie beruhen bei dieser Prozedur auf der Direktschätzung der Konfidenzintervalle.

Parallel wurde eine alternative Auswertungsoption verfolgt, die eine unmittelbare Strahlungsabhängigkeit der Wachstumsgrößen Höhe, WHD und des daraus resultierendes H/WHD-Verhältnisses baumartenweise besser beschreibt. Dafür wurde die Unabhängigkeit der einzelnen Baumartenstichproben unterstellt. Da Randbäume, die ggf. einer stärkeren Konkurrenz durch wüchsigeren Baumarten der

Nachbarparzellen ausgesetzt waren, konzeptgemäß nicht für die Stichproben ausgewählt worden waren, erschien die getroffene Annahme zulässig (Wagner 1994b). In den baumartenweise angepassten linearen Modellen konnten neben der stetigen Kovariablen DIFFSF (Mittelwert aus den drei Strahlungsmessungen je Parzelle nach Grajewski (1997) so auch etwaige zusätzlich Effekte des Faktors Pflanzplatzkalkung (Ausprägung: ja/nein) explizit untersucht werden. Bei nicht signifikanter Pflanzplatzkalkung wurde bei der jeweiligen Baumart zu einer linearen Regression vereinfacht.

Auswertungen longitudinaler Zuwachsentwicklungen unterblieben, abgesehen von einer deskriptiven Darstellung der Höhenzuwächse, aufgrund variierender Längen der Aufnahmeurnen und von Problemen der kontinuierlichen Baumnummernverfolgung zwischenzeitlich tlw. ergänzter oder z. B. aufgrund verlorener Nummerierung veränderter Stichprobenkollektive.

Schwarzkiefer und Weißerle waren aufgrund extremer Ausfälle bereits von früheren Auswertungen der Wachstumsgrößen ausgeschlossen worden (Wagner 1994b). Sie wurden auch hier nur bei den Auswertungen zum Überleben bzw. den Ausfällen berücksichtigt.

6.1.2.2.3 Ergebnisse

Zusammenhang zwischen Bestandesdichte und Strahlung

Da Strahlungsmessungen des DIFFSF selten verfügbar, Bestandesgrundflächen oder Bestockungsgrade (B°) dagegen in der Praxis z. B. durch Winkelzählproben leicht messbar und gut vermittelbar sind, wird ein statistischer Zusammenhang beider Größen für den vorliegenden Kieferschirm überprüft. Bereits die grobe Gegenüberstellung der Strahlungsverhältnisse und Bestandesgrundflächen bzw. B° auf Ebene der Behandlungsblöcke spiegelt den konzeptgemäßen Überschirmungsgradienten innerhalb der Versuchsanlage gleichgerichtet in allen drei Kenngrößen wider (Tab. 39).

Tabelle 39: Strahlungswerte des Diffuse Site Factor (DIFFSF), Bestandesgrundflächen und Bestockungsgrade des Kieferschirms in den Behandlungsblöcken des Waldumbauversuchs Wiese

Behandlungsblock	Maß der Überschirmung	[Einheit]	arithmetisches Mittel	Min.	Median	Max.	Standard-abw.
Ia Schirm	DIFFSF ¹	[%]	60	53	61	64	4,6
	Grundfläche	[m ² /ha]	23,5	20,8	23,6	25,8	1,7
	B°		0,79	0,70	0,79	0,87	0,06
II Schirm + Ca	DIFFSF	[%]	68	57	69	82	6,8
	Grundfläche	[m ² /ha]	21,7	13,8	22,8	27,8	4,1
	B°		0,73	0,46	0,72	0,93	0,14
Ib Schirm	DIFFSF	[%]	78	77	78	79	0,9
	Grundfläche	[m ² /ha]	14,9	10,4	12,4	21,4	5,3
	B°		0,50	0,35	0,42	0,72	0,18
III Ca	DIFFSF	[%]	93	91	93	97	2,1
	Grundfläche	[m ² /ha]	1,0	0,0	0,0	5,9	2,2
	B°		0,03	0,00	0,00	0,20	0,07

¹ Referenz: Ertragstafel Kiefer, mäßige Durchforstung, III. Ertragsklasse (Wiedemann 1943 in Schober (Hrsg.) 1987)

Die Strahlungswerte des am dichtesten überschirmten Behandlungsblocks Ia erreichen sechs Jahre nach Versuchsanlage im Mittel 60 % der diffusen Freilandstrahlung. In den südlich anschließenden Behandlungsblöcken II und Ib erhöht sich der Strahlungsgenuss auf 68 % bzw. 78 %. Das vorgelagerte Störungsloch (Behandlungsblock III) erreicht mit 93 % aufgrund seiner geringen Größe und des Seitenschattens nicht ganz Freilandverhältnisse. Bestandesgrundflächen und Bestockungsgrade des Kieferschirms der Behandlungsblöcke korrespondieren mit dem Lichtgradienten und nehmen ebenfalls von Nord nach Süd ab. Der DIFFSF-Mittelwert der Teilblöcke Ia und Ib der Behandlung I (Schirm) entspricht mit 69 % den durchschnittlichen Lichtverhältnissen der Behandlung II (Schirm + Ca).

Für einen ersten, nicht dargestellten Versuch, den Zusammenhang zwischen DIFFSF und den Bestandesgrundflächen bzw. Bestockungsgraden auf der Ebene der einzelnen 90 m² großen Parzellen mittels linearer Regression abzubilden, deutete ein Zusammenhang an, jedoch mit einer sehr großen Streuung. Anschließend wurden unter der Annahme, dass aufgrund der geringen Parzellengröße auch Nachbarparzellen das Strahlungsangebot beeinflussen, ungewichtete Grundflächenmittelwerte unter Einbeziehung der direkt angrenzenden Parzellen gebildet. Einem Parzellenmittelwert des DIFFSF wird also nunmehr eine Grundfläche bzw. ein B° als arithmetischer Mittelwert aus vier bzw. an den Ecken der Versuchsanlage aus drei Parzellen zugeordnet. Grundflächenmessungen für die i. d. R. gleich behandelte Umfassung lagen nicht vor. Die Regressionsgerade zwischen diesen gemittelten Grundflächen bzw. Bestockungsgraden des Kieferschirms und den parzellenbezogenen DIFFSF-Mittelwerten erreicht nunmehr ein Bestimmtheitsmaß von 86 % (Abb. 63).

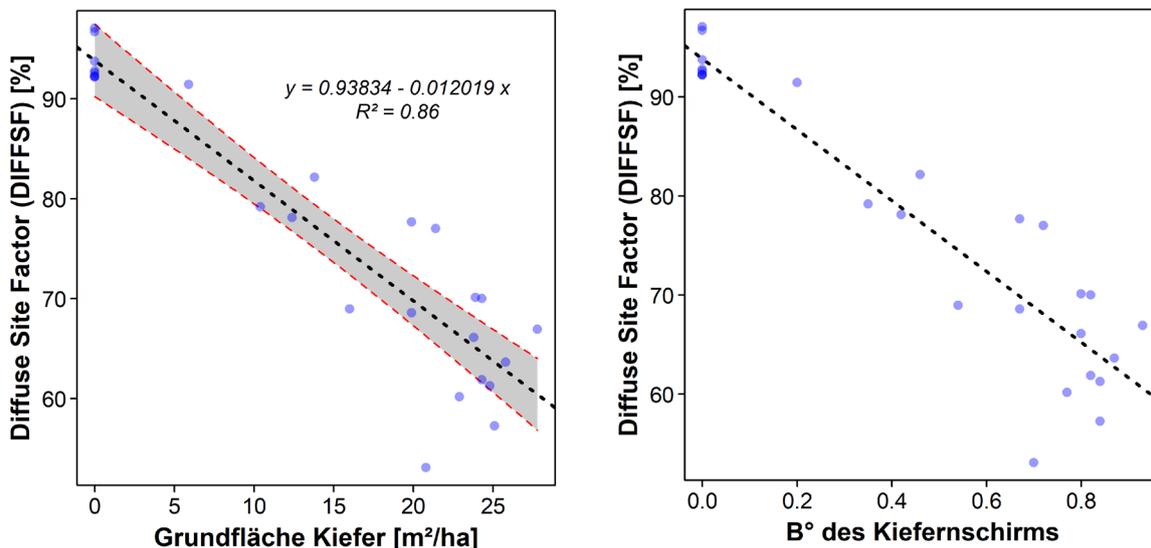


Abbildung 63: Zusammenhang zwischen Bestandesgrundfläche der Kiefer im Jahre 2015 (links) mit 95 %-Konfidenzintervall der Schätzung bzw. dem B° des Kieferschirms (rechts) und der 1996 gemessenen diffusen Strahlung (DIFFSF-Parzellenmittelwerte)

Es besteht also, trotz eines Zeitversatzes der Messungen beider Größen von 19 Jahren, ein enger linearer Zusammenhang zwischen dem DIFFSF und der Bestandesgrundfläche des Kieferschirms. Nach

der Modellschätzung liegt der DIFFSF-Wert für das Zentrum der kleinen Freifläche mit einer Grundfläche von 0 m^2 je ha bei 94 % und für den höchsten gemittelten Grundflächenwert von 27 m^2 je ha erreicht der DIFFSF 60 %. Die einfache lineare Beziehung ermöglicht prinzipiell die Umrechnung von Strahlungsmessungen in praxisübliche Bestandesgrundflächen bzw. Bestockungsgrade. Die Verwendbarkeit des Modells für die Berechnung tatsächlich zutreffender DIFFSF-Werte aus Bestandesgrundflächen bleibt jedoch fraglich. Eine in dem erheblichen Zeitraum zwischen der Erhebung beider Größen eingetretene Kronenexpansion der Kiefern sorgt aktuell wahrscheinlich für ein geringeres Strahlungsangebot bzw. die Grundflächen des Kiefernbestandes waren zum Zeitpunkt der Strahlungsmessungen noch geringer. Für die weiteren Auswertungen zum Wachstum des Voranbaus wird deshalb weiter mit den parzellenbezogenen Strahlungsmessungen von 1996 gearbeitet, auch da ihr Aufnahmezeitpunkt zur Kennzeichnung mittlerer Überschirmungsverhältnisse der Beobachtungsdauer geeigneter erscheint.

Naturverjüngung in Abhängigkeit der Strahlungsangebotes und der gepflanzten Baumart

Aufgrund unterbliebener Jungwuchspflege und Läuterung konnten sich Mischbaumarten aus natürlicher Ansamung im Versuch etablieren und entwickeln, jedoch wurden sie erst durch die ertragskundliche Aufnahme nach 25 Jahren parzellenweise erfasst. Die nach Stammzahl und Grundfläche bedeutendste Baumart der Naturverjüngung ist demnach die Waldkiefer, gefolgt von Birke. Beide erreichten 2015 gleiche Spitzenhöhen wie die gepflanzte Sandbirke und übertrafen damit die anderen Versuchsbaumarten deutlich. Andere Baumarten wie Weiden (*Salix spec.*), Stieleiche, Eberesche (*Sorbus aucuparia* L.) und Faulbaum (*Rhamnus frangula* L.) aus Naturverjüngung sind nur selten vertreten. Bereits in der grafischen Darstellung (Abb. 64) deutet sich ein Zusammenhang zwischen den parzellenbezogenen Grundflächensummen der Naturverjüngung und dem DIFFSF sowie der gepflanzten Baumart der Parzelle an. Die höchsten Grundflächensummen von Mischbaumarten aus Naturverjüngung werden auf den Buchen-Parzellen der Freifläche registriert. Sie übertreffen die Grundfläche der gepflanzten Buchen um ein Vielfaches. Auch auf den Roteichen-Parzellen, insbesondere ohne Überschirmung, haben sich hohe Mischungsanteile eingestellt. Dagegen konnte sich mit den raschwüchsigen gepflanzten Birken selbst auf der Freifläche kaum Naturverjüngung etablieren. Allgemein gehen mit abnehmender Strahlung die Mischbaumartenanteile stark zurück. Ab einem DIFFSF unter 67 % wird unabhängig von der Baumart des Voranbaus keine Naturverjüngung mehr registriert.

Ein hinsichtlich Normalverteilung und Unverzerrtheit der Residuen gültiges multiples lineares Modell für die Zielvariable Grundfläche der Naturverjüngung in Abhängigkeit von der Kovariablen DIFFSF, dem Faktor Baumart des Voranbaus und der Wechselwirkung aus beiden zeigt die Signifikanz aller drei Effekte und erlangt ein korrigiertes Bestimmtheitsmaß von 80 %. Demnach sind die Etablierungsmöglichkeiten der Naturverjüngung erheblich durch das Strahlungsangebot und die gepflanzte Baumart,

speziell deren Konkurrenzkräft als Zusammenspiel von Anwuchserfolg und weiterer Wuchsdynamik, bestimmt. Umgekehrt ist von einer mit der Zeit zunehmenden Konkurrenzwirkung der Naturverjüngung auf das Wachstum der gepflanzten Baumart auszugehen.

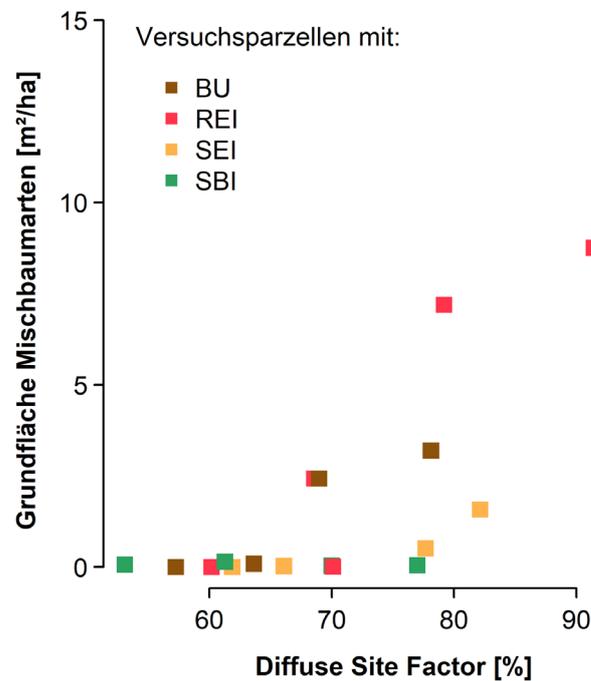


Abbildung 64: Grundflächensummen natürlich angekommener Mischbaumarten je ha ab 1 cm BHD (parzellenweise aufsummiert; Aufnahme 2015) in Abhängigkeit von diffuser Strahlung (DIFFSF, Messung 1996) unterschieden nach der Baumart des Voranbaus

Diese nicht gegebene Unterscheidbarkeit zwischen Ursache und Wirkung spricht auch gegen die Verwendung der Grundflächensumme der Naturverjüngung als Konkurrenzmaß in den Modellen zum Wachstum der Baumarten des Voranbaus.

Baumarten- und behandlungsspezifisches Überleben

Die ertragskundliche Aufnahme 25 Jahre nach Pflanzung und vollständiger Nachbesserung von außer bei Rot- und Stieleiche substanziellen Ausfällen des ersten Jahres (Wagner 1994b) ermöglicht für diesen Zeitpunkt die Analyse von Anteilen überlebender Pflanzen in Abhängigkeit der Baumart, der Behandlungsvariante und ihrer Wechselwirkung. Im Ergebnis der Varianzanalyse wirken die Effekte der Baumart sowie der Wechselwirkung aus Baumart und Behandlung hoch signifikant auf den Anteil überlebender Pflanzen, während die Behandlung allein keinen signifikanten Einfluss ausübt.

Auf die Baumarten bezogen sind die Überlebensanteile der Stieleiche mit 84 % im Mittel aller drei Behandlungsvarianten am höchsten, gefolgt von der Roteiche mit 79 % und der Sandbirke mit 73 %. Hinsichtlich des Faktors Baumart gehören diese Mittelwerte einer Gruppe ohne signifikante Unterschiede an.

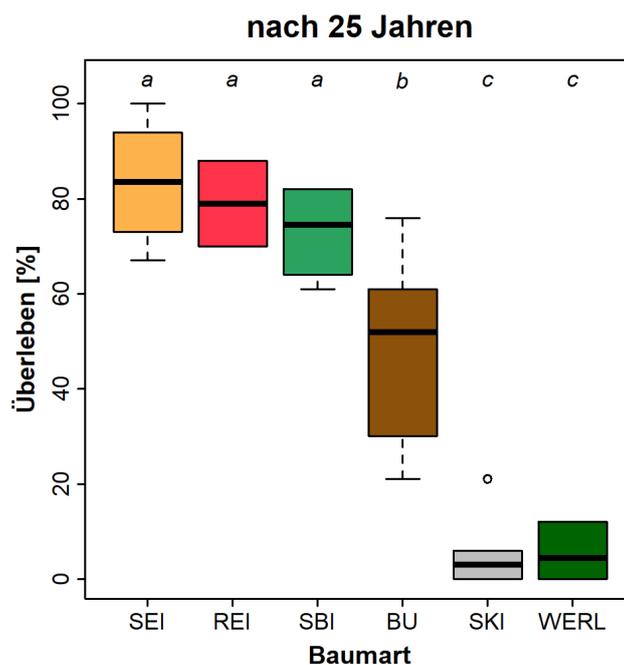


Abbildung 65: Anteil überlebender Pflanzen im Waldumbauversuch Wiese 25 Jahre nach Anlage des Versuches; unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Baumartenunterschiede der Überlebensanteile

Die Rotbuche erreicht nur einen mittleren Überlebensanteil von 49 %. Dieser Wert ist signifikant geringer als der von Stiel- und Roteiche sowie Sandbirke. Die mit Abstand geringsten Überlebensanteile weisen Weißerle und Schwarzkiefer mit jeweils 6 % auf, was bereits Totalausfällen nahekommt. Weitere Unterschiede der Überlebensanteile werden durch die Wechselwirkung der Baumart mit der Behandlung verursacht (Tab. 40).

Tabelle 40: Einfluss der Behandlungsvarianten auf das Überleben der Baumarten 25 Jahre nach der Pflanzung

Baumart	Anteil „überlebend“ nach 25 Standjahren [%]		
	Variante I:	Variante II:	Variante III:
	Schirm	Schirm + Ca	Ca
Buche	52,0 (a, b)	68,5 (a)	25,5 (b)
Roteiche	85,0 (a)	70,0 (a)	82,0 (a)
Stieleiche	70,0 (a)	83,5 (a, b)	97,0 (b)
Sandbirke	62,5 (a)	74,5 (a)	82,5 (a)

(a) / (b) bezeichnen Gruppen signifikanter Mittelwertunterschiede der Behandlungsvarianten innerhalb der Baumart

Die geringen behandlungsspezifischen Unterschiede der Überlebensanteile von Roteiche und Sandbirke sind statistisch nicht signifikant. Bei der Stieleiche trägt die Freifläche in Verbindung mit der Pflanzplatzkalkung zu einem signifikant höheren Überlebensanteil bei. Am größten sind die Unterschiede zwischen den Behandlungsvarianten bei der Buche. Am günstigsten für ihr Überleben erweist sich die Kombination aus Überschirmung und Pflanzplatzkalkung. Außer bei der Roteiche deutet sich unter Schirm die Tendenz eines überlebensfördernden Einflusses der Pflanzplatzkalkung an, was jedoch statistisch nur ansatzweise bei Stieleiche und Buche hervortritt.

Obwohl die anschließende Fünfjahresperiode mit 2018 das mit Abstand trockenste Jahr der gesamten Versuchslaufzeit einschließt, sind in dessen Folge für die meisten Baumarten nur geringe weitere Abgänge zu verzeichnen. So sind bezogen auf die Anzahl 2015 lebender Bäume von den Buchen, Roteichen und Stieleichen zwischenzeitlich lediglich noch 3 bis 6 % und von den Sandbirken 14 % abgestorben. Weißerle und Schwarzkiefer sind dagegen durch weitere Abgänge auf allerletzte Einzelexemplare dezimiert worden.

Höhen- und Durchmesserwachstum der Roteiche im Vergleich zu Buche, Stieleiche und Sandbirke

Ein deskriptiver Vergleich der Höhen und Wurzelhalsdurchmesser der Roteiche mit dem Wachstum der anderen Baumarten in Abhängigkeit der Behandlung gibt bereits deutliche Hinweise auf das Wuchsverhalten in der vorliegenden Waldumbausituation. Einen Eindruck von der Differenzierung der Höhen, Wurzelhalsdurchmesser und daraus resultierenden H/WHD-Verhältnissen vermitteln Box-Plot-Darstellungen der Wachstumsgrößen nach Baumarten und Behandlungsvarianten nach 21 Jahren (Abb. 66).

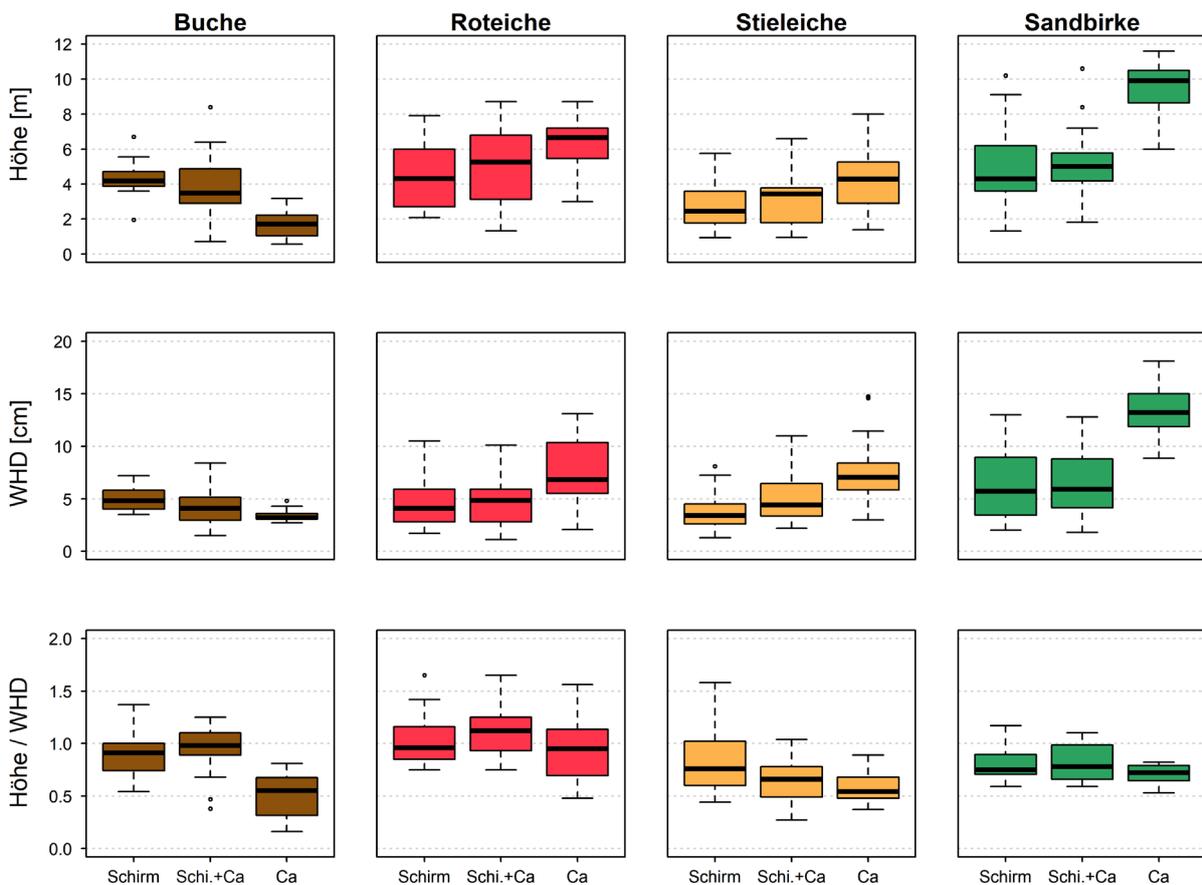


Abbildung 66: Höhen, Wurzelhalsdurchmesser und H/WHD-Verhältnisse der Baumarten in den Behandlungsvarianten des Waldumbauversuchs Wiese 21 Jahre nach der Kultur; Abkürzungen: Schirm = überschirmt, ohne Pflanzplatzkalkung; Schi. + Ca = überschirmt, mit Pflanzplatzkalkung; Ca = nicht überschirmt, mit Pflanzplatzkalkung)

Im Baumartenvergleich erreicht die Roteiche in beiden überschirmten Behandlungsvarianten die größten und auf der Freifläche die zweitgrößten mittleren Höhen. Damit scheint ihr Höhenwachstum von allen Baumarten am wenigsten durch die Behandlungsvarianten beeinflusst zu sein. Deutlichere behandlungsbedingte Unterschiede deuten sich für die Wurzelhalsdurchmesser der Roteiche an, die auf der Freifläche deutlich größer sind als in den überschirmten Varianten. Die H/WHD-Verhältnisse der Roteiche sind mit Werten um 1,0 bei nur geringen Behandlungsunterschieden die höchsten der vertretenen Baumarten.

Bei der Pionierbaumart Sandbirke sind die mittleren Höhen und Wurzelhalsdurchmesser ohne Überschirmung mit Abstand am größten. Sie liegen hier auch deutlich vor der Roteiche. Ein Schirm verringert das Wachstum der Sandbirke offenbar stark, bei den Durchmessern noch empfindlicher als bei den Höhen. Die H/WHD-Verhältnisse der Sandbirke zeigen scheinbar wie die der Roteiche eine relativ geringe Sensitivität gegenüber der Behandlung, jedoch ist das auftretende Wertenniveau geringer.

Die Stieleiche ähnelt bezüglich der behandlungsabhängigen Rangfolge erreichter Höhen und Wurzelhalsdurchmesser am ehesten der Roteiche, allerdings auf geringerem Wertenniveau und mit einer stärkeren Dämpfung des Höhenwachstums durch die Überschirmung. Ebenfalls durch den Schirm beeinträchtigt ist ihr WHD-Wachstum. Auf der Freifläche ist der mittlere Wurzelhalsdurchmesser der Stieleiche dem der Roteiche sogar vergleichbar, die Höhen bleiben jedoch auch hier zurück. Bei den H/WHD-Verhältnissen gibt es eine Staffelung zwischen den Behandlungsvarianten mit den geringsten Werten auf der Freifläche. In allen Varianten bleiben sie deutlich unter jenen der Roteiche, was auf eine vergleichsweise stärkere Ressourcenallokation der Stieleiche zugunsten der Durchmesserentwicklung hindeutet.

Die Schattbaumart Buche zeigt ähnlich große behandlungsbedingte Wachstumsunterschiede wie die Pionierbaumart Birke, jedoch mit entgegengesetztem Vorzeichen. Von ihr werden überschirmt ohne Pflanzplatzkalkung die größten mittleren Höhen und Durchmesser erreicht. In dieser Variante sind sie denen der Roteiche und Sandbirke vergleichbar und liegen vor der Stieleiche. Mit Abstand am schlechtesten ist die Buche auf der Freifläche gewachsen, wo sie auch schon die höchsten Ausfälle erlitten hatte. Vor allem ihr Sprosswachstum wird hier so stark gehemmt, dass die mittlere Höhe nach 21 Jahren noch unter 2 m liegt. Entsprechend stark unterscheiden sich die H/WHD-Verhältnisse mit Werten nahe 1,0 unter Schirm und 0,5 ohne Überschirmung.

Im Ergebnis der Varianzanalysen erweist sich ein Einfluss der Wechselwirkung aus Baumart und Behandlung auf die Mittelwerte der Wachstumsgrößen Höhe, WHD und H/WHD-Verhältnis als hoch signifikant. Die simultan geschätzten Mittelwertdifferenzen beziehen sich auf die als Referenz verwendete Roteiche der Behandlung „nicht überschirmt, mit Pflanzplatzkalkung (Ca)“ (Tab. 41). Statistisch signifikante Mittelwertdifferenzen zur festgelegten Referenz nach dem Post-hoc-Tukey-Test bei einem

Signifikanzniveau von $p < 0,05$ sind gekennzeichnet. Die Mittelwertunterschiede nach dem statistischen Modell bestätigen die deskriptiven Befunde. Der Höhenmittelwert der nicht überschirmten Roteichen mit Pflanzplatzkalkung wird nur von dem der Sandbirken der gleichen Behandlung deutlich übertroffen. Die meisten anderen Kombinationen aus Baumart und Behandlung bleiben in der Höhe signifikant zurück.

Tabelle 41: Mittelwertunterschiede zur Referenz „Roteiche mit Pflanzplatzkalkung ohne Schirm“ nach 21 Jahren (gemischtes lineares Modell, Zufallseffekt „Sample“ = Parzelle in Behandlungsblock, multiple Mittelwertdifferenzen und Konfidenzintervalle mit dem R-Paket ‚multcomp‘; Abkürzungen: Ca = nicht überschirmt, mit Pflanzplatzkalkung; Schi + Ca = überschirmt, mit Pflanzplatzkalkung; Schirm = überschirmt, ohne Pflanzplatzkalkung)

Baumart	Behandlung		Höhe [m]	WHD [cm]	H/WHD- Verhältnis
Roteiche	Ca	= Referenz	6,27	7,53	0,94
	Schirm + Ca	Unterschied zur Referenz	-1,21	-2,81	+0,19
	Schirm	...	-1,77 *	-2,86	+0,08
Buche	Ca	...	-4,61 *	-4,13 *	-0,45 *
	Schirm + Ca	...	-2,30 *	-3,31 *	+0,01
	Schirm	...	-1,97 *	-2,69	-0,05
Stieleiche	Ca	...	-2,02 *	+0,04	-0,37 *
	Schirm + Ca	...	-3,07 *	-2,40	-0,30 *
	Schirm	...	-3,39 *	-3,80 *	-0,11
Sandbirke	Ca	...	+3,20 *	+6,03 *	-0,23 *
	Schirm + Ca	...	-1,14	-0,96	-0,12
	Schirm	...	-1,31	-1,09	-0,13

* signifikante Mittelwertunterschiede

Weniger stark ausgeprägt sind Mittelwertunterschiede bei den Wurzelhalsdurchmessern. Wiederum ist die Sandbirke auf der Freifläche der Roteichen-Referenz überlegen, die Stieleiche erreicht hier nahezu exakt gleiche Wurzelhalsdurchmesser wie die Roteiche. Gegenüber der Buche hingegen ist der Durchmesservorsprung der Roteiche vor allem auf der Freifläche sehr deutlich, ebenso wie gegenüber der Stieleiche unter Schirm ohne Kalkung. Hinsichtlich der H/WHD-Verhältnisse weist die Roteiche in jeder Behandlung die höchsten Werte auf.

Wirkung des Strahlungsangebotes und Pflanzplatzkalkung auf das Wachstum der Baumarten

Dieser zweite Auswertungsansatz arbeitet deutlicher die Wirkung des Strahlungsangebotes auf das Wachstum der einzelnen Baumarten heraus. Der Diffuse Site Factor (DIFFSF) wird als Kovariable in für die Baumarten einzeln angepassten linearen Modellen bzw. linearen Regressionen verwendet. Durch die Aufnahme des Faktors „Pflanzplatzkalkung“ in die Modelle kann zudem eine explizite Aussage zum Einfluss der Kalkung auf das Wachstum getroffen werden (Abb. 67).

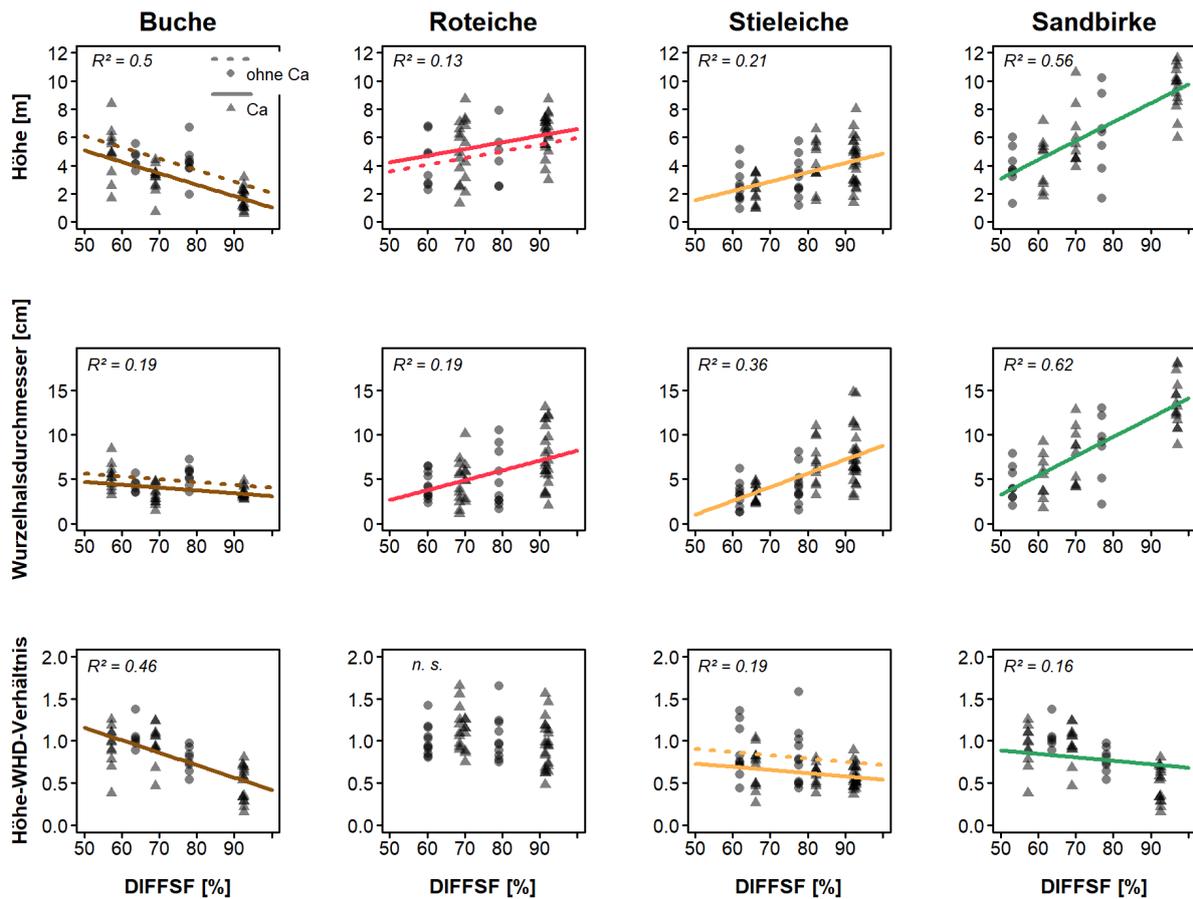


Abbildung 67: Regressionsgeraden und Bestimmtheitsmaße der baumartenweisen linearen Regressionen bzw. linearen Modelle mit der Kovariablen Diffuse Site Factor (DIFFSF) und - bei Signifikanz - dem Faktor Pflanzplatzkalkung für die Zielvariablen Höhe, Wurzelhalsdurchmesser und Höhen/WHD-Verhältnis nach 21 Jahren

Die Streuungen um die Regressionsgeraden sind erwartungsgemäß groß, da allen Beobachtungen der maximal 12 Bäume der Stichprobe einer Parzelle räumlich und zeitlich nur ein Messwert der Strahlungsverhältnisse zuzuordnen war. Trotzdem zeigen sich in den meisten Fällen Abhängigkeiten der nach 21 Jahren erreichten Baumdimensionen von der indirekten Strahlung und damit dem Überschirmungsgradienten. In wenigen Fällen tritt ein zusätzlicher Einfluss der Pflanzplatzkalkung hervor. Bei der Roteiche ist eine positive Strahlungsabhängigkeit der erreichten Höhen zwar signifikant, jedoch mit geringem Bestimmtheitsmaß und vergleichsweise kleinem Steigungskoeffizienten. Nach der gefundenen Beziehung erreicht die Roteiche nach 21 Jahren bei einem DIFFSF von 60 % eine mittlere Höhe von 4,5 m, bei vollem Strahlungsgenuss sind es ca. 2 m mehr. Die Pflanzplatzkalkung ist hier signifikant, ohne Kalkung bleiben die Roteichen um ca. 40 cm niedriger. Etwas größer als auf die Höhe ist der positive Einfluss zunehmender Strahlung bzw. geringerer Überschirmung auf die von ihr erreichten Wurzelhalsdurchmesser. Dagegen zeigen sich die H/WHD-Verhältnisse der Roteiche weder von der Strahlung, noch von der Kalkung signifikant beeinflusst.

Stärker förderlich als bei der Roteiche wirkt zunehmender Strahlungsgenuss auf das Wachstum der Stieleiche, und zwar ebenfalls noch deutlicher beim Wurzelhalsdurchmesser als bei der Höhe. Während die Stieleiche auf der Freifläche dadurch gleiche WHD wie die Roteiche erreicht, ist deren Rückgang bei abnehmendem Strahlungsangebot ausgeprägter. Die H/WHD-Verhältnisse der Stieleiche nehmen dadurch mit steigenden Strahlungswerten ab und zeigen mit Kalkung ein signifikant niedrigeres Niveau.

Die Pionierbaumart Sandbirke weist die größte Steigerung von Höhe und WHD mit zunehmendem Lichtgenuss auf. Unter der nahezu vollen Strahlung der Freifläche werden von ihr fast dreimal so große Höhen und Wurzelhalsdurchmesser erreicht wie bei nur 55 % Lichtgenuss. Gleichzeitig gehen die H/WHD-Verhältnisse der Birke bei höherer Strahlung zurück, wobei sich eine eher nichtlineare Abnahme andeutet.

Bei der Schattbaumart Buche ist die Strahlungsabhängigkeit der Höhe zu allen anderen Baumarten entgegengesetzt gerichtet. Unter stärkerer Überschildung bei einem DIFFSF von 55 % sind die Buchen fast dreimal so hoch wie auf der Freifläche. Auf die Wurzelhalsdurchmesser der Buche bleibt der Strahlungseinfluss geringer. Sowohl bei den Höhen als auch bei den Wurzelhalsdurchmessern ergeben sich bei der Buche ohne Pflanzplatzkalkung statistisch gesichert leichte Vorteile. Dies kann jedoch auch auf eine rechnerische Verschiebung aufgrund eines bevorzugten Absterbens kleinerer Pflanzen innerhalb der höheren Absterberate der Variante Schirm ohne Pflanzplatzkalkung zurückgehen.

Zeitlicher Zuwachsverlauf

Gegenüber dem Vergleich der zum vorläufigen Endzeitpunkt erreichten Baumdimensionen gewährt die zeitliche Zuwachsentwicklung Einblicke in baumarten- und behandlungsspezifische Wuchsdynamiken (Abb. 68). Dabei werden für alle Baumarten zuerst artspezifische Muster der Höhenzuwachsverläufe augenfällig, die durch die Behandlungsvarianten eine gewisse Modifikation erfahren. Bei der Roteiche scheint eine Überschildung den unmittelbaren Pflanzchock zu mildern, was sich in den Höhenzuwachsen der ersten Vegetationsperiode ausdrückt. In den anschließenden zwei Jahren ist dagegen auch bei ihr durch nicht seltenes Rücksterben kaum eine Zunahme der mittleren Höhen zu verzeichnen und erst ab der vierten, in der ungekalkten Schirmvariante erst ab der siebten Vegetationsperiode steigern sich die jährlichen Höhenzuwächse auf zuletzt im Mittel 35 bis 40 cm pro Jahr unter Schirm und 50 cm auf der Freifläche. Zum Ende erreicht die Roteiche der Freifläche damit die höchsten Zuwächse aller Baumarten.

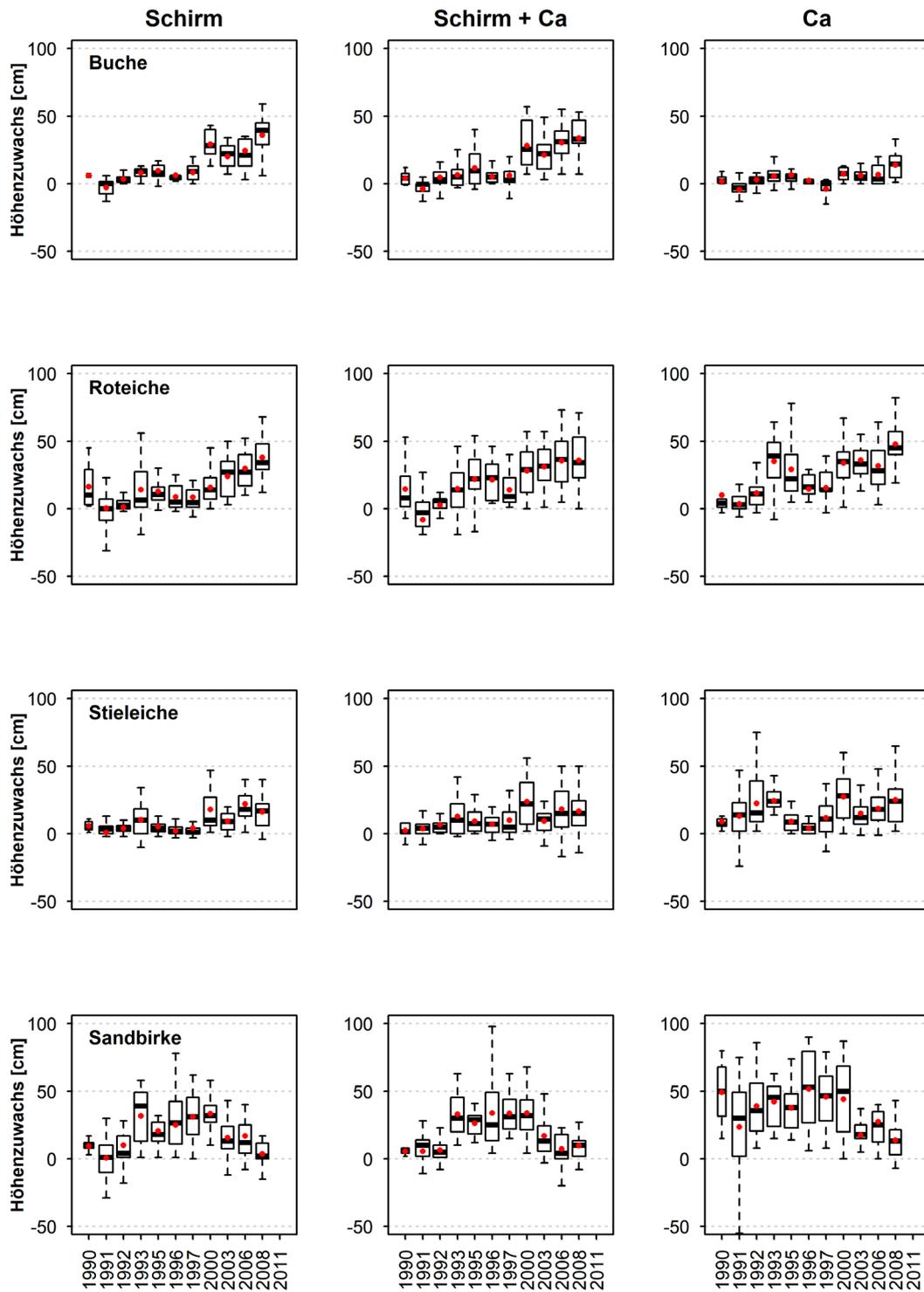


Abbildung 68: Höhenzuwächse nach Baumart und Behandlungsvariante; anfangs Jahreswerte, ab 1997 Mittelwerte eines drei- bzw. zweijährigen Aufnahmeturnus bezogen auf das Jahr des Periodenbeginns; Breite der Boxen proportional zur Anzahl beobachteter Pflanzen; rote Punkte = arithmetischer Mittelwert

In den überschilderten Varianten wächst zu diesem Zeitpunkt nur noch die Buche mit der Roteiche vergleichbar in der Höhe zu. Deren mittlerer Höhenzuwachs ist in den ersten sieben Jahren in allen drei Behandlungen extrem gering, auf der Freifläche nahe Null. In beiden überschilderten Varianten steigern

sich nachfolgend die Höhenzuwächse der Buche und erreichen zum Ende das Niveau der überschirmten Roteiche. Die zuletzt auch auf der Freifläche zu beobachtende Steigerung auf einen durchschnittlichen Höhenzuwachs von 15 cm pro Jahr bleibt immer noch weit geringer.

Bei der überschirmten Stieleiche, vor allem ohne Pflanzplatzkalkung, werden in den ersten sieben Jahren ebenfalls kaum nennenswerte Höhenzuwächse registriert. Erst danach gibt es Höhenzunahmen, wie sie auf der Freifläche bereits ab der zweiten Vegetationsperiode erreicht wurden. Insgesamt unterliegen die Höhenzuwachsverläufe der Stieleiche offenbar vergleichsweise deutlichen Jahresschwankungen. Auf der Freifläche ist zuletzt von einer zunehmenden Konkurrenzwirkung der Kiefern- und Birkennaturverjüngung auf das Wachstum der Stieleichen auszugehen.

Bei der Sandbirke gibt es im Gegensatz zu den anfänglichen Zuwachsdepressionen der drei anderen Baumarten eine ausgeprägte Frühkulmination der Höhenzuwächse, die bereits mit der vierten Vegetationsperiode einsetzt und bis zum zehnten Jahr anhält. Danach gehen die Höhenzuwächse nicht nur unter dem Schirm, sondern auch auf der Freifläche bereits stark zurück.

Die WHD-Zuwächse (ohne Abbildung) zeigen bei der Roteiche, anders als die Höhenzuwächse, in allen drei Behandlungen keinen ausgeprägten zeitlichen Trend. Sie blieben ab der dritten Vegetationsperiode relativ gleich und befinden sich ohne Überschirmung auf einem deutlich höheren Niveau. Was das Fehlen des zeitlichen Trends angeht, verhält sich die Buche ähnlich, wobei ihre WHD-Zuwächse insgesamt geringer und zwischen den Behandlungen weniger differenziert ausfallen. Bei der Stieleiche auf der Freifläche gibt es im Gegensatz zu ihren überschirmten Varianten und zur Roteiche eine frühe Kulmination der WHD-Zuwächse im dritten und vierten Jahr und einen anschließenden kontinuierlichen Abfall auf ein sehr niedriges Niveau. Bei der Sandbirke zeigt sich in allen drei Behandlungsvarianten eine ausgeprägte Frühkulminationen der WHD-Zuwächse zwischen dem zweiten und vierten Jahr. Dabei werden auf der Freifläche jährliche Mittelwerte > 1 cm erreicht. Im weiteren Verlauf fallen die WHD-Zuwächse stark ab und gehen zuletzt gegen Null, auch zusammenhängend mit der vertikalen Verlagerung des Dickenzuwachses und damit einhergehenden Veränderungen der Schaftform.

Weitere Entwicklung der Voranbauten

Ertragskundliche Flächenkennwerte 25 Jahre nach dem Voranbauzeitpunkt bestätigen die vier Jahre zuvor erreichten Wuchsrelationen zwischen den Baumarten und Behandlungsvarianten. Auch nach weiteren fünf Jahren im Anschluss an eine starke Nachlichtung des Kiefernschirmes hat die bisherige Abstufung der Höhen der Baumarten im Wesentlichen Bestand, wobei es sich nunmehr um die Höhen des Grundflächenmittelstammes (hg) der beiden Wiederholungen, statt arithmetischer Mittelhöhen von Stichproben handelt (Abb. 69). Die hg-Mittelwerte der Roteiche liegen 30 Jahren nach dem Voranbau zwischen knapp 8 m (überschirmt, ohne Pflanzplatzkalkung) und 10,7 m (nicht überschirmt, mit Pflanzplatzkalkung). Damit holt die Roteiche auf der Freifläche in der Höhe gegenüber der Birke auf. In

den Schirmvarianten hat ihr Höhenwachstum ein wenig stärker von der Nachlichtung profitiert als das der Buche.

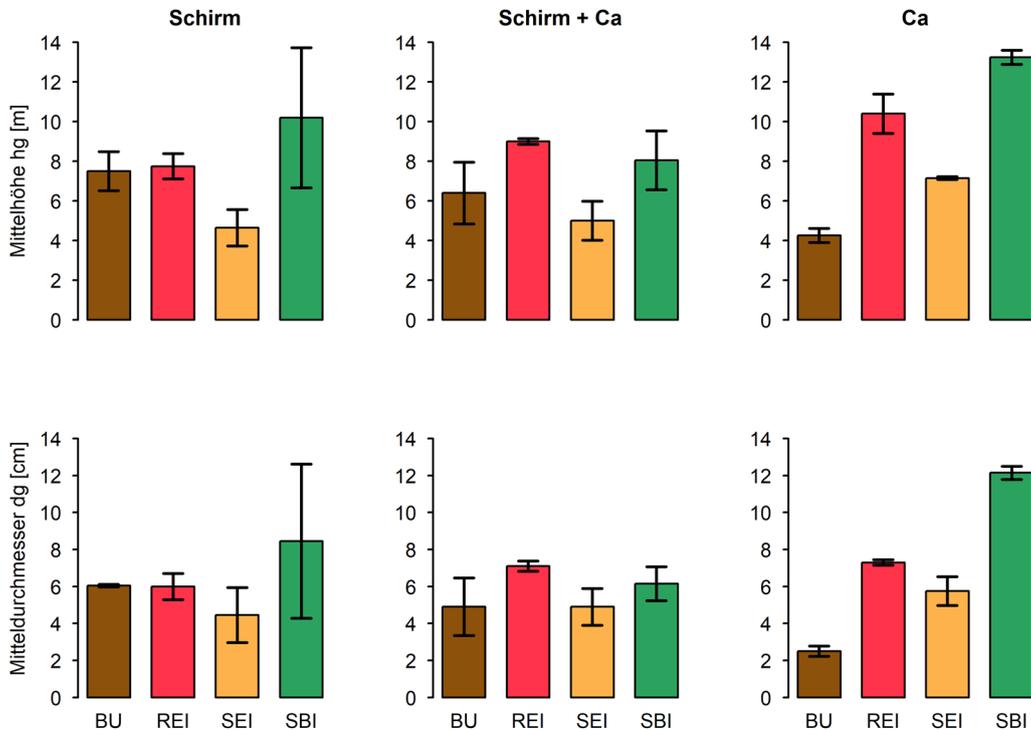


Abbildung 69: Mittelhöhen (hg) und Mitteldurchmesser (dg) der Baumarten und Behandlungsvarianten nach 30 Standjahren (Frühjahr 2020); Whisker = Standardabweichung des Mittelwertes der beiden Wiederholungen

Bei den Durchmessern sind jetzt die BHD des Grundflächenmittelstammes (dg) statt arithmetischer Mittelwerte des WHD angegeben. In beiden überschrmteten Varianten zeigen die dg aller Baumarten vergleichsweise geringe Unterschiede innerhalb einer Spanne von ca. 5 bis 7 cm. Einzig der Mittelwert der Sandbirke ohne Pflanzplatzkalkung weicht deutlich nach oben ab, allerdings bei einem großen Unterschied zwischen beiden Wiederholungen. Auf der Freifläche gibt es dagegen eine klare Baumartenstaffelung der dg mit absteigender Rangfolge von Sandbirke über Roteiche und Stieleiche zur Buche. Die Roteiche, im WHD-Mittelwert der früheren Auswertung gleichauf mit der Stieleiche, liegt im BHD jetzt vor dieser, während wiederum der dg der Buche nicht einmal die Hälfte des dg der Stieleiche erreicht. Noch immer weist das Wachstum der Roteiche die geringsten Unterschiede zwischen den Behandlungsvarianten auf. Gemessen an der Ertragstafel (Bauer 1955) bleibt ihre Höhenwuchsleistung mit Ertragsklassen zwischen II,7 (nicht überschrmt, mit Pflanzplatzkalkung) und III,6 (überschrmt, ohne Pflanzplatzkalkung) relativ gering. Andererseits zeugen hohe nach 30 Jahren verbleibende Stammzahlen von fast 3.000 je ha auf der Freifläche und ca. 2.500 je ha in den überschrmteten Varianten von geringen Mortalitätsrisiken der Roteiche, trotz schwieriger standörtlicher und klimatischer Bedingungen. Auf der Freifläche konnten sich mit der Roteiche hohe Mischungsanteile von Kiefer und Birke

aus Naturverjüngung etablieren, gegen deren überlegenes Höhenwachstum sie sich bisher ohne Pflegeeingriffe behauptet konnte. Massiver von den natürlich angekommenen Pionierbaumarten überwachsen ist inzwischen die Stieleiche. Die Buchen der Freifläche bilden derzeit eine weit hinter der Kiefern-Birken-Naturverjüngung zurückbleibende zweite Bestandesschicht.

6.1.2.3 Der Waldumbauversuch Hüneberg

6.1.2.3.1 Versuchsziel

Bei vergleichbarer waldbaulicher Ausgangslage eines mattwüchsigen jüngeren Kiefernreinbestandes ergänzt der Waldumbauversuch Hüneberg den Versuch Wiese um die Einbeziehung der Douglasie, den Ansatz einer vollflächigen Standortmelioration durch Kalkung sowie eine differenzierte Steuerung der Überschirmung mit zwischenzeitlichen Nachlichtungen. Der verhältnismäßig günstige Bodenzustand ca. 20 Jahre nach der Kalkung wurde mit der Standortbeschreibung bereits dargestellt (s. Kap. 6.1.2.1).

Bezogen auf die unterschiedlichen Behandlungen des Kiefernbestandes und das Wachstum des Voranbaus wird den folgenden Versuchsfragen nachgegangen:

1. Welche Auswirkungen haben Nachlichtungen verschiedener Stärke auf die Stabilität und den Zuwachs des Kiefernbestandes?
2. Ist eine erfolgreiche Etablierung der Baumarten Roteiche und Douglasie unter Kiefernschirm unter den gegebenen ungünstigen Standortbedingungen grundsätzlich möglich?
3. Wie wirken unterschiedliche Überschirmungsdichten auf das Wachstum vorangebauter Roteichen und Douglasien?

6.1.2.3.2 Material und Methoden

Versuchsaufbau, Versuchssteuerung und Datenaufnahmen

Bei Versuchsanlage im Herbst 1989 wurde der geringwüchsige, bis dahin ungepflegte und erst 36-jährige Kiefernbestand in Vorbereitung der Kalkung und des Voranbaus zunächst einheitlich einer Lichtung auf die Zielstammzahl von 650 je ha unterzogen. Nach vollflächiger Kalkung wurden dann im Frühjahr 1990 mit je zweifacher Wiederholung Roteichen und Douglasien in Unterparzellen (U1 bis U8) der beiden späteren Behandlungsblöcke „lockerer Kiefernschirm“ und „lichter Kiefernschirm“ des Kiefernbestandes gepflanzt (Abb. 70). Die Behandlungsblöcke des Schirms blieben ohne Wiederholung. Die Einbringung von Roteiche und Douglasie wird nachfolgend als Voranbau bezeichnet, da trotz des geringen Alters der Kiefer nicht von einem gemeinsamen Nutzungszeitpunkt auszugehen ist.

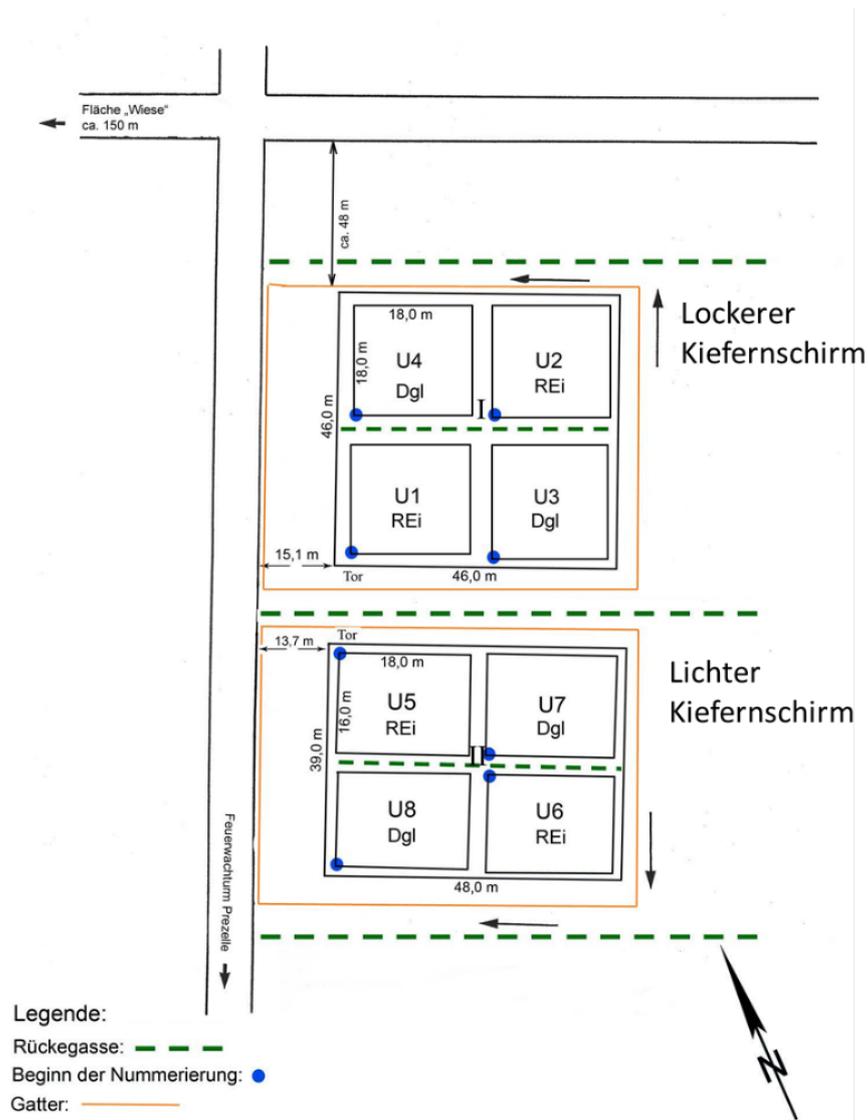


Abbildung 70: Versuchsplan des Waldumbauversuchs Hüneberg

Gepflanzt wurde mit dem Hohlspaten im gleichen Pflanzverband von 2 x 1,5 m wie im Versuch Wiese nach plätzeweisem Entfernen der Humusauflage in den gewachsenen Boden. Die zweijährigen, unverschulten Roteichenpflanzen entstammten der gleichen Partie wie in jenem Versuch. Die Herkunft der dreijährigen, verschulten Douglasien (2+1) ist unbekannt. Die Versuchsanlage war durchgehend wild-dicht umzäunt. Ertragskundliche Messungen des Kiefernbestandes fanden zu Versuchsbeginn nicht statt. Sein Ausgangszustand war lediglich durch die Bezeichnung als „schlechwüchsiger Bestand“ und die Zielstammzahl des Lichtungshiebes dokumentiert. Eine von dieser Zielstammzahl ausgehende Ertragstafelschätzung für die III. Ertragsklasse (Ertragstafel Kiefer, mäßige Durchforstung, Wiedemann (1943); in Schober (Hrsg.) 1987) kommt für den Vorkaufzeitpunkt auf eine verbleibende Bestandesgrundfläche von etwa 10 m² je ha, was etwa einem B° von 0,4 entspräche. In den folgenden 15 Jahren unterblieben weitere Nachlichtungen zunächst. Eine ertragskundliche Aufnahme der Kiefern in den künftigen Behandlungsblöcken erfolgte erstmals zehn Jahre nach Versuchsanlage im Frühjahr 2000

und anschließend regelmäßig alle fünf Jahre als Eingriffsinventur. Sie umfasste die dauerhafte Nummerierung, die Vollerhebung der Brusthöhendurchmesser (Umfangsmessband, 1 mm Genauigkeit) sowie für das Durchmesserspektrum repräsentative Messungen von ca. 35 Höhen (Vertex IV, 1 dm Genauigkeit) je Behandlungsblock zur Konstruktion von Bestandeshöhenkurven. Zehn Jahre nach dem Voranbau waren die Bestockungsgrade der Kiefer in den Blöcken auf 0,6 bzw. 0,7 angewachsen. Aufgrund der etwas geringeren Stammzahl und Grundfläche in der späteren Behandlungsvariante „lichter Kieferschirm“ ist für diese bereits ab dem Beginn von einer leicht geringeren Bestandesdichte auszugehen. Konzeptgemäße Überschirmungsunterschiede zwischen den Behandlungsblöcken wurden erstmals durch Nachlichtungen des Kieferschirms 15 Jahre nach Versuchsbeginn erzielt und in zwei weiteren Eingriffen nachgesteuert. Der B° des Behandlungsblocks „lockerer Kieferschirm“ wurde durch eine starke Niederdurchforstung auf 0,7 eingestellt, zunächst gehalten und zuletzt auf 0,5 verringert. Der B° des Behandlungsblocks „lichter Kieferschirm“ wurde durch einen Lichtungshieb auf 0,4 gebracht, zunächst dort gehalten und schließlich weiter auf 0,3 abgesenkt (Abb. 71).

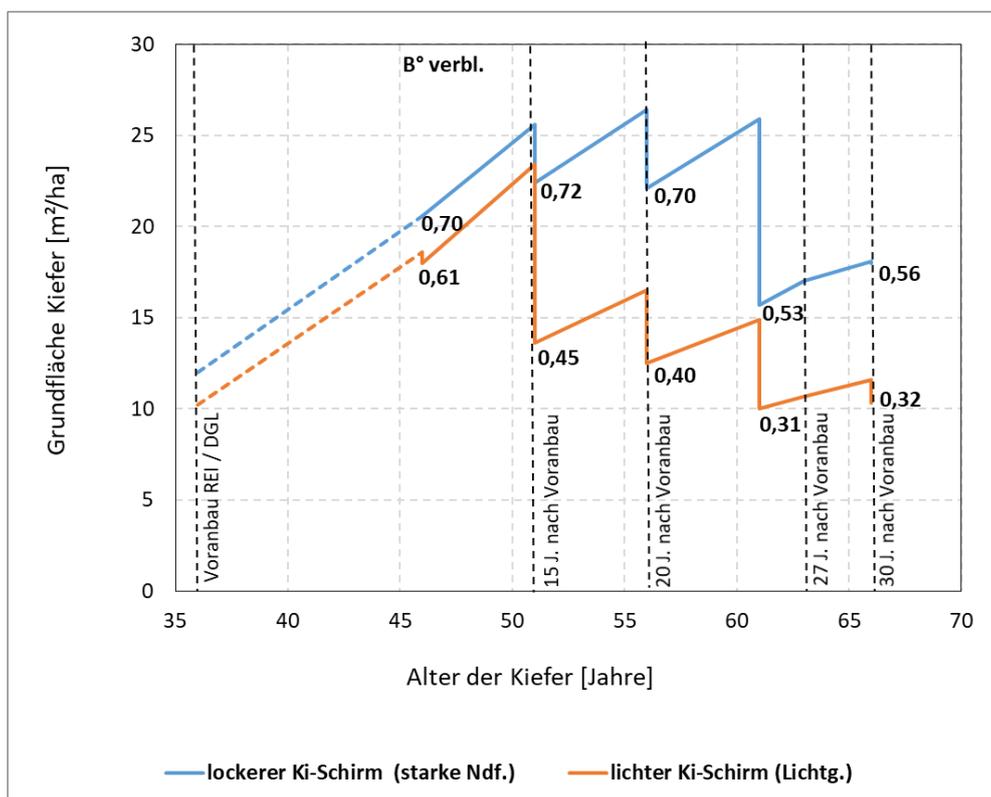


Abbildung 71: Grundflächensteuerung des Kieferschirms beider Behandlungsblöcke im Waldumbauversuch Hüneberg. Gekennzeichnet sind die Aufnahmezeitpunkte des Voranbaus.

Strahlungsmessungen gab es in diesem Versuch nicht. Im Voranbau wurden erstmals drei Jahre nach Versuchsbeginn und ein zweites Mal im Zusammenhang mit der ersten ertragskundlichen Aufnahme der Kiefern nach 10 Jahren Wurzelhalsdurchmesser und Höhen an einer Zufallsstichprobe von 40 Pflanzen je Baumart und Behandlungsblock ohne dauerhafte Markierung gemessen. Diese Aufnahmen waren nachträglich nicht mehr einzelnen Bäumen und auch nicht den Unterparzellen (Wiederholungen)

zuzuordnen, weshalb sie in der statistischen Auswertung nicht verwendet werden können. Räumlich zugeordnete, systematische Messungen des Voranbaus setzten nach 15 Jahren bei Beginn der differenzierten Steuerung der Überschirmung ein. Dazu wurde jede noch vorhandene Pflanze auf Bezugsebene der Unterparzelle (= Wiederholung der Baumart innerhalb des Behandlungsblocks) dauerhaft nummeriert und ihr BHD mit dem Umfangmessband gemessen. Die Höhe wurde nur an jeder dritten vorhandenen und am Höhentrieb unbeschädigten Pflanze erhoben (Messlatte; Genauigkeit 1 cm; letzte beide Aufnahmen Vertex IV, Genauigkeit 1 dm). Die BHD-Vollaufnahme mit Beginn dieser Messungen zum 15. Standjahr wurde zur Bestimmung der Ausfälle verwendet. Folgeaufnahmen des Voranbaus nach dem gleichen Messprogramm fanden alle fünf Jahre zeitgleich mit den ertragskundlichen Aufnahmen der Kiefer statt, nur einmal um zwei Jahre verzögert zum 27. Standjahr. Für die Auswertungen zum Höhen- und Durchmesserwachstum des Voranbaus wurden nur Bäume mit Wertepaaren aus BHD und Höhe herangezogen. Daraus resultiert ein Stichprobenumfang von 15 bis 20 Bäumen je Unterparzelle, so dass je Aufnahme insgesamt jeweils ca. 70 Roteichen und 70 Douglasien verwendet wurden. Veränderte Höhenmesskollektive infolge von Ausfällen bzw. Terminaltriebbeschädigungen führten dazu, dass die Baumkollektive in den Stichproben vollständig gemessener Bäume über die Wiederholungsaufnahmen hinweg nicht identisch blieben und so die Verfolgung pflanzenindividueller Zuwächse nicht gegeben war.

Im Gegensatz zum Versuch Wiese waren hier keine Nachbesserungen ausgefallener Pflanzen erfolgt. Eine nennenswerte Naturverjüngung anderer Baumarten etablierte sich nicht. Aktive Stammzahlentnahmen im Voranbau, etwa im Zuge von Läuterungen, wurden vor dem 27. Standjahr nicht vorgenommen. Zu diesem Zeitpunkt erfolgte die Auswahl von Z-Baumanwärtern, bei der Douglasie verbunden mit einer Reichhöhenästung und der Entnahme einzelner Bedränger (durchschnittlich ca. 0,5 je Z-Baumanwärter). In der Roteiche hingegen wurden zunächst lediglich sehr wenige Protzen entnommen, um die Astreinigung nicht zu unterbrechen. Zum 30. Standjahr gab es zusätzlich zu den Aufnahmen mit Bezug auf die Unterparzellen eine ertragskundliche Vollaufnahme aller Bäume des Voranbaus der Behandlungsblöcke einschließlich der vormaligen Umfassungsbereiche der Unterparzellen. Diese Aufnahme beinhaltete eine BHD-Vollerhebung per Strichliste, so dass daraus zusammen mit den Aufnahmen der Kiefern ertragskundliche Kennwerte unter Einbeziehung aller Bestandesschichten der Behandlungsblöcke berechnet werden konnten.

Auswertungsmethoden

Die statistische Analyse der Wachstumsgrößen nach 30 Jahren und zu den vorherigen Aufnahmezeitpunkten erfolgte mit linearen Modellen, die den Baumarten- und Überschirmungseffekt auf das Wachstum zu den unterschiedlichen Aufnahmezeitpunkten analysierten. Zur Erklärung der Höhen, Brusthöhendurchmesser und H/BHD-Verhältnisse wurde die Wechselwirkung der Faktoren „Baumart“

und „Überschirmungsdichte“ betrachtet, da vorrangig das Wachstum in Abhängigkeit dieser Kombinationen von Interesse war. Weiterhin wurde die räumlich-hierarchische Datenstruktur „Unterparzelle in Behandlungsblock“ durch eine entsprechende Zufallsvariable „Sample“ in den gemischten linearen Modellen abgebildet. Zufällige Unterschiede des Kleinstandortes und der Überschirmung zwischen den Unterparzellen innerhalb der Behandlungsblöcke waren darin unspezifisch berücksichtigt. War dieser Zufallseffekt nicht signifikant verschieden von Null, wurde ein lineares Modell ohne den Zufallseffekt angewendet. Die multiplen Post-hoc-Mittelwertvergleiche, darauf basierende Mittelwertdifferenzen zur als Referenz festgelegten Roteiche unter dem lockeren Schirm und die entsprechenden Konfidenzintervalle der Kombinationen aus Baumart und Schirmvariante zum Signifikanzniveau von 5 % Irrtumswahrscheinlichkeit als Maßstab signifikanter Unterschiede wurden mit dem Paket ‚mult-comp‘ (Horthorn et al. 2021) der Statistik-Software R berechnet.

Abschließend wurde anhand der Bestandeskennwerte der ertragskundlichen Vollaufnahmen die Bestandesstruktur beider Behandlungsblöcke 30 Jahre nach dem Voranbau beschrieben.

6.1.2.3.3 Ergebnisse

Auswirkungen der unterschiedlichen Dichtesteuerung auf den Kiefernbestand

Für den Kiefernbestand ist, ausgehend von der Beschreibung „schlechtwüchsig“ zu Versuchsbeginn im Alter 36, eine kontinuierliche und deutliche Bonitätsverbesserung über die Ertragsklasse I,9 im Alter 46 und zuletzt auf eine Ertragsklasse I,5 im Alter von 66 Jahren festzustellen. Die ertragskundlichen Kennwerte des Kiefernbestandes in Abhängigkeit der Schirmvarianten zeigen die Auswirkungen der unterschiedlichen Dichtesteuerung auf die Vorrats- und Zuwachsentwicklung (Tab. 42). Der Vergleich umfasst die gesamte Beobachtungszeit und bezieht den Fünfjahresturnus vor Beginn der Schirmsteuerung und mit noch vergleichbarer Bestandesdichte beider Blöcke ein.

Die mittlere Grundflächenhaltung der 20 Beobachtungsjahre liegt in der Variante „lichter Schirm“ um ein Drittel niedriger als in der Variante „lockerer Schirm“. Die relative Einbuße des mittleren Derbholzuwachses bleibt demgegenüber etwas geringer.

Tabelle 42: Vorrats- und Zuwachsentwicklung der Behandlungsblöcke des Kiefernschirmes zwischen den Altern 46 und 66 Jahre

Kiefer Alter 46 – 66 J.	[Einheit]	Lockerer Schirm	Lichter Schirm
mittl. Grundfl'haltung (mGh)	[m ² *ha ⁻¹]	22,1	15,1
Vorrat Beginn	[m ³ *ha ⁻¹]	146	130
Summe Vornutzungen	[m ³ *ha ⁻¹]	155	165
Vorrat Ende	[m ³ *ha ⁻¹]	170	97
Lfd. Zuwachs (IZ)	[m ³ *ha ⁻¹ *a ⁻¹]	9,0	6,6
Relation mGh	[%]	100 (= Referenz)	68
Relation IZ	[%]	100 (= Referenz)	73

Das Zuwachsniveau des Versuchsbestandes ist bemerkenswert hoch. Der laufende jährliche Derbholzuwachs des lockeren Schirms von 9 m³ je ha und Jahr entspricht trotz des Bestockungsgrades von nur 0,7 und bei Berücksichtigung der verbesserten Höhenbonität dem Ertragstafelzuwachs eines vollbestockten Bestandes des gleichen Altersbereiches (Wiedemann 1943 in Schober (Hrsg.) 1987). Die Gesamtsumme der Vornutzungen ist in der lichten Schirmvariante nur geringfügig höher. Ein Großteil davon resultiert bereits aus dem ersten Nachlichtungshieb, im lockeren Schirm dagegen erst aus einer 10 Jahre späteren stärkeren Nachlichtung und mit bereits entsprechend höheren Durchmesser. Der Mehrzuwachs des lockeren Schirms ist hauptsächlich im höheren Vorrat des verbleibenden Bestandes akkumuliert. Folglich ist die sehr starke Grundflächenabsenkung des lichten Schirms für die betrachteten 20 Jahre mit Einbußen des Volumenzuwachses von 48 m³ je ha verbunden.

Pflanzenausfälle des Voranbaus

Da sowohl Nachbesserungen als auch aktive Stammzahlentnahmen im Nachwuchs zunächst nicht vorgenommen wurden und es bis zum Einsetzen der aktiven Schirmsteuerung auch keine Abgänge durch Hiebsschäden gab, haben nach 15 Jahren registrierte Ausfälle von Roteichen und Douglasien allein natürliche Ursachen. Die Mortalität bis zu diesem Zeitpunkt liegt zwischen einem Drittel und gut der Hälfte der Ausgangspflanzenzahl (Tab. 43), was Anzahlen überlebender Pflanzen zwischen 2.200 und 1.600 je ha entspricht.

Tabelle 43: Natürliche Mortalität 15 Jahre nach Begründung des Voranbaus einschl. Standardabweichung der zwei Wiederholungen

Baumart	Behandlungsblock (Schirm)	Ausfälle [%]	Standard- abweichung [%]
Roteiche	locker	43,8	5,9
Douglasie		34,9	5,2
Roteiche	licht	49,4	16,0
Douglasie		51,2	15,1

Für den bereits vor der Schirmsteuerung geringfügig dichteren Behandlungsblock des künftigen lockeren Kieferschirms zeigt sich die Tendenz zu etwas geringeren Ausfällen beider Baumarten. Innerhalb des späteren lichten Schirms gibt es die größten Ausfälle von über 60 % in den zum Waldweg nach Westen hin offenen und dadurch erhöhter Strahlung und ggf. Frostgefahr ausgesetzten Unterparzellen U5 und U8. Sie betreffen beide Baumarten gleichermaßen. Ein klarer Trend zu baumartenbedingten Unterschieden der Ausfälle ist nicht erkennbar.

Wachstum des Roteichen- und Douglasien-Voranbaus in Abhängigkeit der Überschirmungsdichte

Ein Vergleich des Wachstums beider Baumarten des Voranbaus bei verschiedener Überschirmungsdichte wird zunächst für den vorläufigen Endzeitpunkt der letzten zur Verfügung stehenden Versuchsaufnahme des Frühjahrs 2020 und damit 30 Jahre nach der Einbringung vorgenommen. Untersucht werden die erreichten Höhen, Brusthöhendurchmesser sowie die daraus resultierenden H/BHD-Verhältnisse.

Box-Plot-Darstellungen der empirischen Daten (Abb. 72), hier zunächst ohne Unterscheidung der Wiederholungen innerhalb der Baumarten, zeigen sowohl für die Roteiche als auch für die Douglasie unter dem Kieferschirm eine starke Höhen- und Durchmesserdifferenzierung. Am stärksten ausgeprägt erscheint diese bei der Douglasie unter dem lichten Schirm. Die 32-jährige Roteiche erreicht mittlere Höhen von 9 m ohne größere Unterschiede zwischen beiden Überschirmungsdichten. Unter dem lockeren Kieferschirm liegen die Höhen der 33-jährigen Douglasien in demselben Bereich.

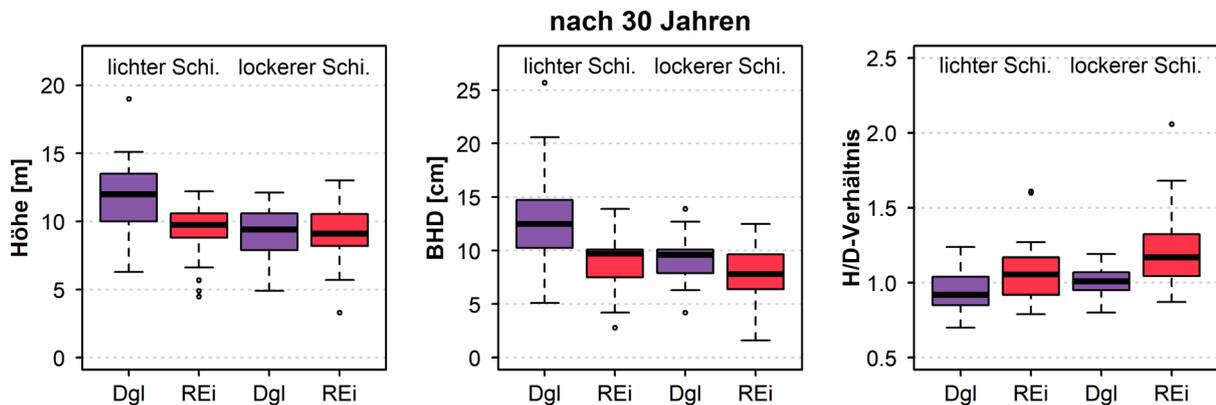


Abbildung 72: Höhen (H), Brusthöhendurchmesser (BHD) und H/BHD-Verhältnisse der Baumarten in den Schirmvarianten des Waldumbauversuchs Hüneberg 30 Jahre nach dem Voranbau

Einen deutlich erkennbaren Höhenvorsprung erzielen nur die Douglasien unter dem lichten Schirm mit einem Median von 12 m und Maximalhöhen bis 15 m. Ein ähnliches Bild ergibt sich für den BHD. Hier sind die Medianwerte der Roteiche des lichten Schirms und der Douglasie des lockeren Schirms mit knapp 10 cm sehr ähnlich. Ein wenig dahinter zurück bleiben die Durchmesser der locker überschirmten Roteichen. Deutlich vor allen anderen Kombinationen liegt auch hier die Douglasie unter dem lichten Schirm. Die höchsten Schlankheitsgrade (H/BHD-Verhältnisse) von deutlich > 1 werden an der Roteiche unter dem lockeren Schirm beobachtet. Auch unter dem lichten Schirm liegen die mittleren H/BHD-Verhältnisse der Roteiche noch über 1. Die Douglasien des lichten Schirms weisen die geringsten mittleren Schlankheitsgrade auf. Im Baumartenvergleich gibt es einen Trend zu höheren H/BHD-Verhältnissen der Roteiche.

Im Ergebnis der statistischen Analysen zeigen sich signifikante Unterschiede der Mittelwerte von Höhe, Brusthöhendurchmesser und H/BHD-Verhältnis zu der als Referenz festgelegten Roteiche unter lockerem Schirm fast ausschließlich für die Douglasie unter dem lichten Schirm, jedoch nicht für die anderen Kombinationen aus Baumart und Überschirmung (Tab. 44).

Tabelle 44: Mittelwertdifferenzen zur Referenz „Roteiche unter lockerem Schirm“ 30 Jahre nach der Begründung (Höhe: lineares Modell; BHD und H/BHD gemischtes lineares Modell, Zufallseffekt „Sample“ = „Wiederholung in Schirmvariante“; multiple Mittelwertvergleiche und Konfidenzintervalle mit dem R-Paket „multcomp“

Baumart	Behandlung		Höhe [m]	BHD [cm]	H/BHD- Verhältnis
Roteiche	lockerer Schirm	= Referenz	9,17	7,89	1,23
Roteiche	lichter Schirm	Unterschied zur Referenz	+0,23	+0,99	-0,14
Douglasie	lockerer Schirm	...	+0,22	+1,48	-0,21 *
Douglasie	lichter Schirm	...	+2,37 *	+4,96 *	-0,29 *

* *signifikanter Mittelwertunterschied zur Referenz*

So erreicht nur die Douglasie unter dem lichten Schirm einen signifikanten Höhenvorsprung von 2,4 m gegenüber der Roteiche unter dem lockeren Schirm. Die geringen Höhenvorteile der Roteiche des lichten Schirms und der Douglasie des lockeren Schirms gegenüber der Referenz sind dagegen nicht statistisch gesichert. Ein ähnlicher Befund ergibt sich für die Durchmesser Mittelwerte. Nur der gegenüber der Referenz um 5 cm größere BHD-Mittelwert der Douglasie unter dem lichten Schirm unterscheidet sich signifikant, nicht hingegen der kleinere Durchmesser Vorsprung der beiden anderen Kombinationen. Die Schlankheitsgrade der Douglasie bestätigen sich gegenüber der Roteiche als signifikant geringer, unabhängig von der Schirmdichte.

Demzufolge profitieren 30 Jahre nach der Etablierung des Voranbaus von einer sehr starken Auflichtung des Kiefernbestandes nur die mittleren Höhen- und Durchmesser der Douglasie, während sich die Mittelwerte der Roteiche bislang weitgehend indifferent gegenüber den Schirmvarianten des Versuchs verhalten haben.

In der vorhergehenden zeitlichen Entwicklung der arithmetischen Mittelwerte von Höhe, Durchmesser und Schlankheitsgrad deuten sich gewisse Unterschiede in der Reaktion beider Baumarten auf die Nachlichtungen des Schirms an (Abb. 73). Bei Messbeginn, 15 Jahren nach dem Voranbau und bis dahin gleichen Überschirmungsdichten, haben die Douglasien einen Wuchsvorsprung der mittleren Höhe von einem Meter. Der mittlere Brusthöhendurchmesser der sehr schlanken Roteichen ist zu diesem Zeitpunkt nicht einmal halb so groß wie jener der Douglasien. Wie angesichts noch gleicher Überschirmung zu erwarten, wirkt zu diesem Zeitpunkt nur der Baumarteneffekt signifikant auf die Höhe und den BHD (gemischtes lineares Modell, Faktoren Baumart, Schirm und deren Wechselwirkung sowie Zufallseffekt „Sample“).

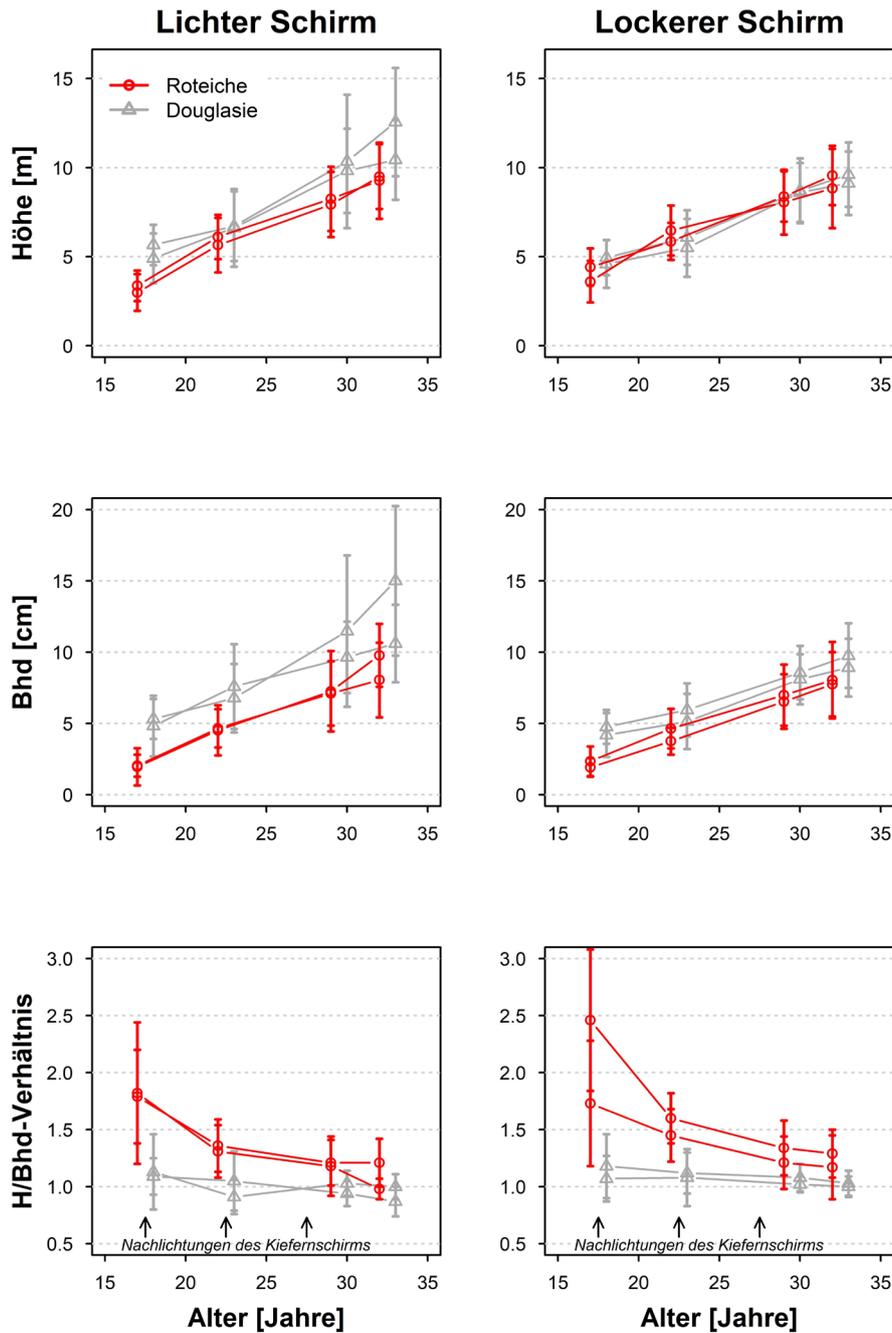


Abbildung 73: Entwicklung der Mittelwerte von Höhe (H), Brusthöhendurchmesser (Bhd) sowie Höhen-Durchmesser-Verhältnis einschließlich ihrer Standardabweichungen im Versuch Hüneberg nach Überschirmungsvariante und Baumart. Dargestellt sind jeweils beide Wiederholungen der Schirm-Baumarten-Kombinationen.

Auf die erste Nachlichtung des Kieferschirms reagieren die Roteichen unverzüglich mit einer kräftigen Höhenzunahme in den folgenden fünf Jahren. Die nunmehrige Lichtung, vorher etwas zurückliegend, schließt dabei zum lockeren Schirm auf. Bei der Douglasie dagegen bleibt die Höhenzunahme in diesem Zeitraum zunächst in beiden Schirmvarianten deutlich verhaltener. Damit weisen fünf Jahre nach der ersten Nachlichtung beide Baumarten unter beiden Schirmstellungen mittlere Höhen um 6 m ohne jegliche signifikanten Mittelwertunterschiede auf. Auch in der Durchmesserentwicklung holt die Roteiche in dieser Phase deutlich auf. Nur die Durchmesser der Douglasie des lichten Schirms profitieren

während dieses Zeitabschnitts ähnlich wie die der Roteiche und behaupten dadurch einen signifikanten Vorsprung.

Die weiteren Nachrichten gewährleisteten Höhenzunahmen der Roteichen beider Schirmvarianten, jedoch nicht mehr auf dem Niveau der Zuwachsreaktion auf den ersten Eingriff in den Kieferschirm. Die Durchmesserentwicklung der Roteiche verläuft nun eher kontinuierlich, verbunden mit einem laufenden Rückgang der Schlankheitsgrade. Zur vorletzten Aufnahme 27 Jahre nach dem Zeitpunkt der Pflanzung wird für die Roteiche an den Mittelwerten von Höhe und Durchmesser kein Vorteil der Lichtung gegenüber dem lockeren Schirm erkennbar. Anders bei der Douglasie, wo die Durchmesser- und nach der zeitlichen Verzögerung auch die Höhenentwicklung immer stärker von der lichten Schirmstellung profitieren. Dies ist mit einer fortschreitenden Vertikal- und Horizontaldifferenzierung der Douglasien innerhalb dieser Schirmvariante verbunden, was sich in zunehmenden Standardabweichungen der Höhen- und Durchmesserwerte ausdrückt. Die vorerst letzte, nur dreijährige Beobachtungsperiode schließt mit dem Jahr 2018 das extremste Trockenjahr der Versuchslaufzeit ein, ohne dass dadurch bei beiden Baumarten und Überschirmungsvarianten ein Einbruch der Höhen- und Durchmesserentwicklung erkennbar wird. Unter der Lichtung deutet sich sogar ein verbessertes Höhen- und Durchmesserwachstum beider Baumarten in Reaktion auf die unmittelbar vorhergehende stärkere B°-Absenkung an.

Bei bestandesbezogener Betrachtung auf der Ebene beider Behandlungsblöcke waren unter dem Kieferschirm gruppenweise Mischungen von Roteiche und Douglasie auf einem Anteil der Bestandesfläche von jeweils 50 % vorangebaut worden. Die ertragskundlichen Bestandeskennwerte der Bestände 30 Jahre nach dem Voranbau (Tab. 45) unterstreichen durch die verbleibenden Stammzahlen, dass sowohl Roteiche als auch Douglasie unter beiden Schirmdichten erfolgreich etabliert werden konnten.

Tabelle 45: Ertragskundliche Kennwerte inkl. Nichtderbholz (ab 1 cm BHD) des Waldumbauversuchs Hüneberg 30 Jahre nach dem Voranbau für die Behandlungsblöcke „Lockerer Kieferschirm“ und „Lichter Kieferschirm“

Schirm	Baumart	Alter [J.]	dg [cm]	hg [cm]	N [ha ⁻¹]	G [m ² /ha]	V [m ³ /ha]	Ekl. ¹
locker	Kiefer	66	31,1	21,2	236	18,0	170	I,5
	Roteiche	32	7,2	8,2	553	2,2	6	IV,0
	Z-Bäume		9,7	9,3	43	0,3	1	
	Douglasie	33	8,9	9,0	657	4,0	14	III,8
	Z-Bäume		12,2	11,4	76	0,9	4	
licht	Kiefer	66	33,5	21,0	118	10,3	97	I,6
	Roteiche	32	7,9	9,2	625	3,1	11	III,0
	Z-Bäume		11,6	11,3	48	0,5	3	
	Douglasie	33	11,5	10,9	401	4,2	21	II,9
	Z-Bäume		15,5	13,3	69	1,3	8	

¹Kiefer, mäß. Df. (Wiedemann 1943), Roteiche (Bauer 1955), Douglasie, mäß. Df., mittl. Ertragsniveau (Bergel 1985); alle Ertragstabellen nach Schober (Hrsg.) 1987

Die Auswahl von Z-Baumanwärttern im Voranbau nach den Kriterien Vitalität und Qualität ergab unabhängig von der Schirmvariante höhere Anzahlen bei der Douglasie. Ursächlich dafür sind v. a. Qualitätsnachteile der Roteiche infolge des für Laubbäume weiten Pflanzverbandes mit zusätzlich erheblichen Ausfällen. Bei beiden Baumarten besitzen die Z-Baumanwärtter unter dem lichten Schirm einen Durchmesser- und Höhenvorsprung. Für die Roteiche weicht dieser Befund der ertragskundlichen Kennwerte scheinbar vom statistischen Mittelwertvergleich der Stichproben ab, wo sich bislang kein Vorteil des lichten Schirms abzeichnete. Im Unterschied zu den mittleren Verhältnissen sind als Z-Bäume gezielt Vorwüchse ausgewählt worden, die sich in den Überschirmungslücken des lichten Schirms stärker herausdifferenzieren konnten. Außerdem sind in die ertragskundlichen Vollaufnahmen zusätzlich die gesamten Umfassungsbereiche der Unterparzellen mit ihrem Seitenlichteinfluss an den äußeren Rändern der Versuchsanlage eingegangen. Gegenüber dem Begründungszeitpunkt haben sich die Mischungsverhältnisse in beiden Schirmvarianten zugunsten der durchmesserstärkeren Douglasie verschoben. Die von der Roteiche erreichten Höhenwuchsleistungen sind vergleichbar mit denen des Parallelversuchs Wiese. Etwas höhere Durchmesser im vorliegenden Versuch sind auf die geringere Stammzahl zurückzuführen. Mit einer IV. Ertragsklasse unter dem lockeren Schirm und einer III. Ertragsklasse unter dem lichten Schirm, bonitiert nach den h100, unterliegen die Leistungen von Roteiche und Douglasie absolut gesehen den Limitierungen des schwachen Standortes. Jedoch zeigen sich beide Baumarten bisher vital und erhöhen die Arten- und Strukturvielfalt des vormaligen Kiefernreinbestandes, was zur Senkung von Waldschutzrisiken beiträgt und die waldbaulichen Möglichkeiten erweitert.

6.2 Versuche zur natürlichen Verjüngung von Roteichen-Altbeständen

Vor dem Hintergrund der zunehmenden waldbaulichen Beachtung der Roteiche erlangen auch Fragen ihrer natürlichen Verjüngung eine größere Bedeutung. Vor diesem Hintergrund wurden von der NW-FVA in drei zuvor langfristig ertragskundlich beobachteten Roteichenbeständen Naturverjüngungsversuche angelegt. In einem der Bestände hatte sich die Roteichennaturverjüngung nach einem starken Eingriff bereits deutlich vor dem Untersuchungsbeginn etabliert, in den beiden anderen Flächen setzte das Monitoring in der Initialphase der Verjüngung ein.

6.2.1 Untersuchungsziele

Um die natürliche Verjüngung mit einem hohen Wertzuwachs des Altbestandes in Einklang zu bringen, sind Kenntnisse über maßgebliche ökologische Rahmenbedingungen der sicheren Etablierung und des weiteren Wachstums der Roteichennaturverjüngung erforderlich, u. a. über die alters- und standortsabhängigen Lichtansprüche der Naturverjüngung und die in Altbeständen herrschenden Lichtverhältnisse während der Phase der Zielstärkennutzung.

Wichtige Untersuchungsziele waren daher:

1. die Identifizierung von Erfolgsfaktoren für die Etablierung von Roteichennaturverjüngung
2. die Quantifizierung geeigneter Bedingungen für deren weiteres Wachstum, insbesondere hinsichtlich der Überschildung und der damit verbundenen Lichtverhältnisse
3. die Beschreibung der Konkurrenz, die von tlw. schattentoleranteren Mischbaumarten wie Buche und Hainbuche in der Verjüngung ausgeht.

6.2.2 Material und Methoden

Klima und Standorte der Versuchsanlagen

Die Roteichen-Altbestände, in denen die Naturverjüngungsversuche angelegt wurden, befinden sich in den niedersächsischen Forstämtern Wolfenbüttel (Abt. 2461j) und Ahlhorn (Abt. 2150j) sowie im südhessischen Forstamt Lampertheim (Abt. 128). Das Klima der Versuchsstandorte weist deutliche Unterschiede auf (Tab. 46).

Tabelle 46: Ausgewählte klimatische Kennwerte der Versuche auf Basis der Daten der Wuchsbezirke für die Klimareferenzperiode 1961 – 1990 (Gauer u. Aldinger (Hrsg.) 2005)

Versuch	Jahresmitteltemperatur	mittl. Temp. in der Veg'zeit	Temp'diff. Januar - Juli	mittl. Jahresniederschlag	mittl. N'schlag in der Veg'zeit	Ariditätsindex*	Klimat. Wasserbilanz Veg'zeit
	[°C]	[°C]	[K]	[mm]	[mm]		[mm]
Lampertheim	10,0	16,8	18,1	700	344	12,8	-173
Wolfenbüttel	9,0	15,5	17,0	614	295	11,6	-187
Ahlhorn	8,8	15,0	16,3	713	336	13,4	-91

Während der Versuchsstandort in Ahlhorn mit seinem eher ausgeglichenen Temperaturverlauf, ausreichenden Niederschlägen und einer höheren Luftfeuchte als gemäßigt-subatlantisch zu kennzeichnen ist, sind die Flächen in Lampertheim und Wolfenbüttel stärker subkontinental geprägt und klimatisch trockener, wozu in Lampertheim noch eine deutliche Wärmetönung kommt.

Nennenswerte Unterschiede bestehen ebenso hinsichtlich der Bodenverhältnisse (Tab. 47). Die günstigste Kombination von Wasserhaushalt und Nährstoffstufe liegt in Ahlhorn vor, wo ein mächtiger Sandlöss mit sehr guter Wasserspeicherung das Ausgangssubstrat der Bodenbildung darstellt. Auch der sehr tiefgründige Sandstandort mit geringen Schluffanteilen in Lampertheim repräsentiert im Grunde einen geeigneten Roteichenstandort, abgesehen von der Absenkung des früher sehr hoch anstehenden Grundwassers auf heutige Flurabstände von mehr als 2,5 m. Der tonige, grund- bis wechselfeuchte Standort in Wolfenbüttel, nach der natürlichen Waldgesellschaft dem feuchten Stieleichen-

Hainbuchenwald zuzuordnen, ist hinsichtlich der Durchwurzelbarkeit möglicherweise ein Grenzstandort für die Roteiche. Eine einzelne vom Wind geworfene Roteiche hatte flach und weit streichende Wurzeln, ohne dass sich aber die Gesamtstabilität des Versuchsbestandes oder dessen Wachstum bisher substantiell beeinträchtigt zeigten.

Tabelle 47: Standorte der Versuche (Wasserhaushalt und Nährstoffstufe nach Wolff et al. 1998)

Versuch	Wuchsgebiet	Wuchsbezirk	Höhe [m ü. NN]	Expos.	Humusform	Wasserhaushalt	Nährstoffstufe
Lampertheim	Oberrhein. TL u. Rhein-Main-Ebene	Hessische Rheinebene	96	eben	mullartiger Moder	frisch	mittel
Wolfenbüttel	Nordwestdt. Berglandschwelle	Ostbraunschw. Flachland	86	eben	F-Mull	staunass	reich
Ahlhorn	Mittelwestnds. Tiefland	Geest-Mitte	40	eben	typischer Moder	frisch	kräftig

Versuchssteuerung und Datenaufnahmen

Bei der Initialisierung der natürlichen Verjüngung waren die Untersuchungsbestände zwischen 98 und 112 Jahre alt. In keinem der drei Bestände existierte zu diesem Zeitpunkt eine etablierte Vorverjüngung von Schattbaumarten. In anderen Merkmalen unterschieden sich die waldbaulichen Ausgangssituationen. Während es sich in Lampertheim um einen Roteichen-Reinbestand handelte, besaß der Bestand in Ahlhorn einen Unterbau aus ca. 50 Jahre jüngerer Rotbuche und der Bestand in Wolfenbüttel wies einen relativ stammzahlreichen, gegenüber der Roteiche um ca. 15 Jahre jüngeren Unterstand von Hainbuche und Rotbuche aus Stockausschlag und Naturverjüngung auf. Weitere Unterschiede der Bestandesdichte und Bestandesstruktur spiegeln sich in den ertragskundlichen Kennwerten für den Entstehungszeitpunkt der Verjüngung und auch noch in den aktuellen Bestandeszuständen wider (Tab. 48).

Tabelle 48: Bestandesdaten der Versuchsbestände zur Entstehung der Roteichennaturverjüngung und zum aktuellen Zeitpunkt (LH = Lampertheim, WF = Wolfenbüttel, AH = Ahlhorn, REI = Roteiche, MBA = Mischbaumarten)

Vers.	Alt.	verbleibender Bestand ¹					Summen ausscheidend					Ekl.	IZ ²			
		d100	h100	dg	hg	N	G _{REI}	G _{MBA}	V _{REI}	V _{MBA}	G _{REI}			G _{MBA}	V _{REI}	V _{MBA}
	[J.]	[cm]	[m]	[cm]	[m]	[ha ⁻¹]	[m ² /ha]		[m ³ /ha]		[m ² /ha]		[m ³ /ha]		[m ³ /ha*a]	
LH	98	53	31,6	45	29,6	148	23,8	0	322	0	9,0	0	124	0	1,2	6,8
	113	64	32,6	64	32,6	100	23,0	0	320	0						
WF	99	53	29,8	53	29,7	112	23,9	8,4	315	66	4,9	5,0	65	44	1,5	10,0
	109	-	-	59	32,0	88	23,6	4,9	335	40						
AH	112	65	34,4	56	33,1	175	40,5	5,7	600	36	14,0	6,8	202	48	0,5	16,5
	122	-	-	69	36,3	90	33,6	3,1	525	21						

¹ Kennwerte für Roteiche, nur Bestandesgrundfläche und Vorrat auch für die Mischbaumarten (MBA) ² lfd. Zuwachs einschließlich MBA

Der Reinbestand in Lampertheim hatte von Beginn an die geringste Bestandesgrundfläche. Die zwischenzeitlichen Entnahmen haben Grundfläche und Vorrat über den Beobachtungszeitraum weitgehend konstant gehalten. Der Bestand in Wolfenbüttel, in dem eine erste Zielstärkennutzung im zweiten Jahr nach Beobachtungsbeginn stattfand, wies auch nach zwei Eingriffen noch erhebliche Grundflächenanteile unterständiger Schattbaumarten auf. Der wüchsigste, mit Abstand dichteste und vorratsreichste Versuchsbestand, selbst nach einer sehr kräftigen Zielstärkennutzung kurz nach Beobachtungsbeginn, war der Bestand in Ahlhorn. In den Unterstand aus Schattbaumarten in Wolfenbüttel und Ahlhorn wurde im Bereich von Kronendachlücken des Oberstandes aus der Zielstärkennutzung konzentriert eingegriffen, um aufgelaufene Verjüngung zu fördern, während Unterstandsbäume mit unmittelbarer Schaftpflegefunktion für wertholzhaltige Roteichen zunächst belassen wurden. Alle Flächen waren über bestimmte Zeitabschnitte vollständig gezäunt, in Lampertheim bereits mit dem Einsetzen der Verjüngung neun Jahre vor dem Beobachtungsbeginn und weiterhin für die ersten zwei von sechs Beobachtungsjahren. In Wolfenbüttel wurde der Zaun zwei Jahre nach dem Beginn der Verjüngungsaufnahmen gebaut und besteht seither fort, während in Ahlhorn ein Zaun erst für die letzten zwei der insgesamt zehn Beobachtungsjahre existiert. Damit waren Verbissausschluss bzw. Verbissexposition nicht systematisch in das Versuchsdesign integriert worden, weder in Form eines Variantenvergleichs von Plots innerhalb und außerhalb eines wilddichten Zaunes in den Einzelversuchen, noch hinsichtlich einer zeitlich synchronen Steuerung des Verbissausschlusses über die Versuche hinweg.

Für die Erfassung der Naturverjüngung wurden in allen Beständen Aufnahmeplots mit Probekreisgrößen von 1 m^2 ($r = 0,56 \text{ m}$) in einem systematischen Raster von $10 \times 10 \text{ m}$ eingerichtet und zu den Aufnahmezeitpunkten die darin befindlichen Verjüngungspflanzen einschließlich ggf. vorkommender Mischbaumarten gezählt. Aus den unterschiedlichen Versuchsflächengrößen resultierten variierende Anzahlen an Aufnahmeplots, in Lampertheim 64, in Wolfenbüttel 28 und in Ahlhorn 21 (Abb. 74). In Wolfenbüttel wurde mit der Erstaufnahme einmalig auch der Aufschlag einer Roteichenvollmast in den Dichtezählkreisen mit erfasst.

Neben der Dichtezählung war die Messung der zum jeweiligen Aufnahmezeitpunkt höchsten drei Roteichen jedes Plots mit der Messlatte bzw. dem Gliedermaßstab auf 1 cm genau und des zugehörigen Wurzelhalsdurchmessers mit der elektronischen Schieblehre auf $0,1 \text{ mm}$ der für alle Versuche weitgehend vergleichbar vorliegende und deshalb hier ausgewertete Aufnahmebestandteil. Aus diesen Wertepaaren konnte zusätzlich das H/WHD-Verhältnis berechnet werden. Aufgrund bereits größerer Baumdimensionen und fortgeschrittener Differenzierung waren in Lampertheim die Bezugsplots für die Auswahl zu messender höchster Pflanzen abweichend von den Dichtezählplots 3 m^2 groß ($r = 0,98 \text{ m}$).

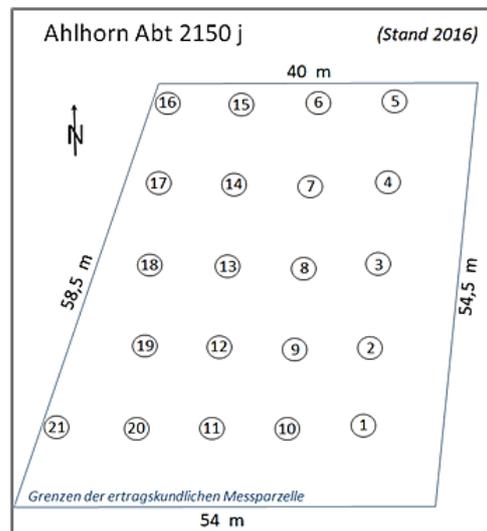
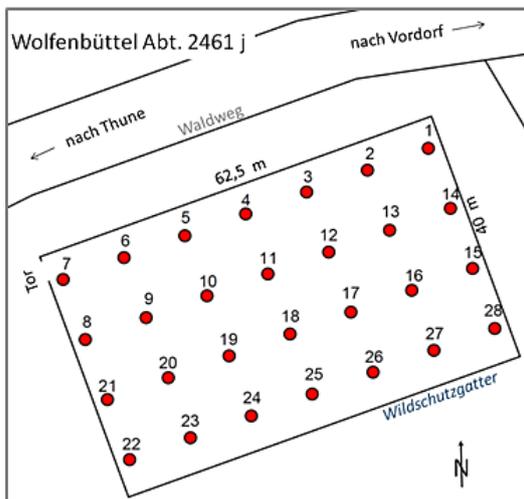
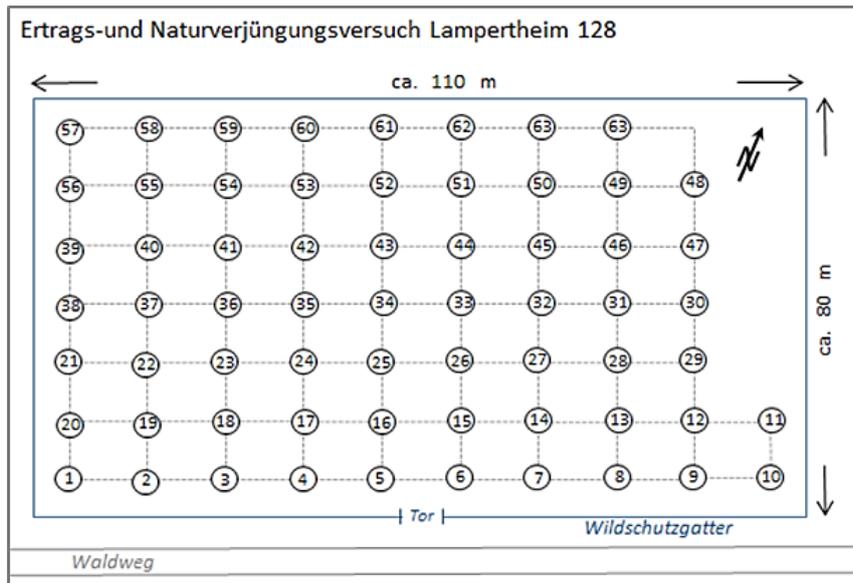


Abbildung 74: Versuchsanlagen zur Untersuchung der Naturverjüngung unter dem Schirm von Roteichen-Altbeständen

Die höchsten Pflanzen blieben über die Aufnahmezeitpunkte nicht zwangsläufig identisch, so dass echte Einzelbaumzuwächse nicht berechnet werden können, sondern nur Höhen- und Durchmesser-differenzen, die eine „obere“ Dimensionsentwicklung der Naturverjüngung abbilden. Von dem großen Aufnahmeraster in Lampertheim wurde seit 2012 nur noch die Hälfte des vormaligen Stichprobenumfangs und zwar die Plots mit ungeraden Nummern aufgenommen. In Wolfenbüttel unterblieben bei den ersten beiden Aufnahmen die WHD-Messungen. Der Versuch in Ahlhorn wurde 2015 nicht aufgenommen. In 2016 wurde hier ein neues Aufnahmeraster gleicher Rasterweite mit geringem räumlichem Versatz zum vorherigen installiert. Von da ab wurden hier nur noch die Dichte gezählt und die Höhen aufgenommen, in 2018 fand nur noch die Messung der drei höchsten Roteichen statt.

Über jedem Aufnahmeplot wurden zu Versuchsbeginn Messungen der indirekten Strahlung („Indirect Site Factor“ = ISF) mit der analogen Fisheye-Fototechnik (Wagner 1994a) durchgeführt und nach aktiven Veränderungen der Schirmstellung durch Hiebsmaßnahmen wiederholt. Eine in der Realität durch

Baumwachstum und Jahresschwankungen der Belaubungsdichte des Altbestandes kaum gegebene Konstanz der zwischenzeitlichen Lichtverhältnisse wurde dabei unterstellt. Ab 2016 erfolgen die Lichtmessungen mit dem digitalen Solariskop (Ing.-Büro Behling, Hermannsburg).

Eine Sondererhebung gab es im Versuch Lampertheim, wo 11 Jahre nach Einleitung der Naturverjüngung an einer auf den 3 m² großen Aufnahmeplots zufällig ausgewählten Stichprobe neben Höhen- und WHD-Messungen dieser Bäume eine Altersbestimmung mittels Jahrestriebzählung erfolgte. Die Daten dieser Fallstudie wurden einer gesonderten statistischen Auswertung und exemplarischen Modellbildung unterzogen (s. Kap. 6.3).

Auf der Versuchsfläche Wolfenbüttel und in deren Nachbarschaft gab es im Jahr 2015 auf einem Kreuz-Transekt innerhalb und außerhalb des Zaunes bis weit hinein in die angrenzenden Stieleichen-Hainbuchenbestände eine einmalige Aufnahme der Naturverjüngung aller vorkommenden Baumarten. Behandelt wurde dabei die Frage der horizontalen Ausbreitung von Roteichennaturverjüngung als Beitrag zum Diskurs um eine potenzielle Invasivität der Baumart (Klarhölter 2015). Diese Untersuchung wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit konzeptionell unterstützt und begleitet. Wichtige Ergebnisse werden in der Diskussion aufgegriffen.

Auswertungsmethodik

Die Heterogenität der Versuchsführung und der Datenlage über die drei Versuche und die Beobachtungszeit hinweg schloss nach gründlicher Prüfung die Zugänglichkeit der Daten für eine komplexere, versuchsübergreifende Modellbildung aus. Deshalb blieb es zunächst bei einer deskriptiven Ergebnisübersicht der drei Naturverjüngungsversuche in Form von Box-Plots der beobachteten Größen in ihrem zeitlichen Verlauf. Für Darstellungen zur Höhe wurde nur die höchste der drei gemessenen Pflanzen des Aufnahmeplots, nachfolgend als „Spitzenhöhe“ bezeichnet, mit dem zugehörigen WHD derselben Pflanze verwendet. Dem lag die geprüfte Überlegung zugrunde, dass gerade auf den kleinen 1 m²-Plots (Wolfenbüttel und Ahlhorn) die Höhendifferenzierung im Laufe der Zeit stark zunahm und deshalb die Mittelwertbildung der drei Messwerte eines Aufnahmeplots an Aussagekraft für die waldbauliche Beurteilung der Verjüngungsentwicklung verliert. Demgegenüber bleibt die Spitzenhöhe des Plots aussagefähiger z. B. im Hinblick auf einen Vergleich mit Voranbauten aus Pflanzung.

Zusammenhänge zu Effekten, die hypothetisch die Spitzenhöhen und deren Veränderungsraten beeinflussen, wurden mithilfe der Standardfunktion ‚scatter.smooth‘ der Statistik-Software R (Version 3.6.1) deskriptiv dargestellt. Diese Funktion nimmt auf der Basis der R-Funktion ‚loess‘ lokale polynomische Regressionsanpassungen an die Daten vor. Dargestellt wurden folgende Effekte auf die Spitzenhöhe: Zeit des Verbissausschlusses, ISF als Ausdruck der Strahlungsverhältnisse und der Wurzelhalsdurchmesser. Für eine Vergleichbarkeit wurden die Effekte des ISF und des WHD ebenfalls nur für die Beobachtungen unter Verbissausschluss, also bei gegebenem Zaunschutz der Versuche, betrachtet.

Für die Beschreibung eines Zusammenhangs zwischen dem ISF und in der Praxis üblichen Angaben von Bestandesgrundflächen der Altbestände wurden einfache Exponentialfunktionen mittels nichtlinearer Regressionen mit der Prozedur ‚nls‘ der Statistik-Software R, Vers. 3.6.1 (R-Core Team 2019) angepasst.

6.2.3 Ergebnisse

6.2.3.1 Entwicklung der Naturverjüngungen

Die beschreibende Darstellung wichtiger Kenngrößen der Roteichennaturverjüngung in den Versuchen Lampertheim, Wolfenbüttel und Ahlhorn über den Beobachtungsjahren vermittelt einen Überblick über die zeitliche Entwicklung der Kenngrößen Dichte, Höhe, WHD und H/WHD-Verhältnis im Zusammenhang mit dem Einfluss des Wildverbisses bzw. des Verbissausschlusses durch Zaunschutz sowie der indirekten Strahlung (Abb. 75).

Die Roteichennaturverjüngung in Lampertheim entstand bereits ab dem Jahr 2000 nach der Einzäunung des nach einem starken Hiebseingriff als unterstandsarm, im Schluss locker bis licht und mit partieller Vergasung beschriebenen Roteichen-Reinbestandes. Messungen dieser Naturverjüngung setzten erst neun Jahre später ein. Die mit Messbeginn ermittelten Werte der indirekten Strahlung lagen im Mittel bei 21 % des Freilandes. Für die Hälfte der Plots bewegte sich der ISF in einem sehr engen Bereich um diesen Mittelwert mit einem Minimum bei ca. 10 % und den hellsten Plots bei 35 %. Die weitere Nachlichtung des Altbestandes zusammen mit dem Zaunabbau im Winter 2009/2010 erhöhte das Strahlungsangebot auf einen mittleren ISF-Bereich von über 30 %. Die hellsten Plots erreichten danach bis zu 60 % der Freilandstrahlung. Die mittlere Verjüngungsdichte des Messbeginns von über 29 Pflanzen je m² blieb zugleich die höchste in diesem Versuch beobachtete. Die zugehörige Spannweite lag zwischen 1 und 75 Roteichen je m². In den beiden Folgejahren nimmt die Verjüngungsdichte deutlich ab und eine Besetzung aller Plots mit Roteichen wie zu Beginn wird nicht mehr beobachtet. Die in der Grafik formal dem Herbst 2009 zugeordnete zweite Aufnahme fand tatsächlich erst nach dem Zaunabbau im Frühjahr 2010 statt. Der deutliche Dichterückgang ist demnach direkt durch die entstandene Verbissexposition zu erklären. Ein zwischenzeitlicher erneuter Dichteanstieg fällt mit einer starken Eichelmast zusammen. Dem schließt sich wiederum ein Dichterückgang bis auf durchschnittlich neun Pflanzen je m² zum Beobachtungsende an. Die mittlere Spitzenhöhe der Plots erreichte zu Messbeginn neun Jahre nach Einleitung der Verjüngung im Zaunschutz 94 cm, gleichzeitig lagen die größten Höhen bereits bei über zwei Meter. Im Anschluss an die Nachlichtung war eine Zunahme der mittleren und maximalen Spitzenhöhen zu verzeichnen, wobei sich die Höhendifferenzierung der Verjüngung weiter verstärkte.

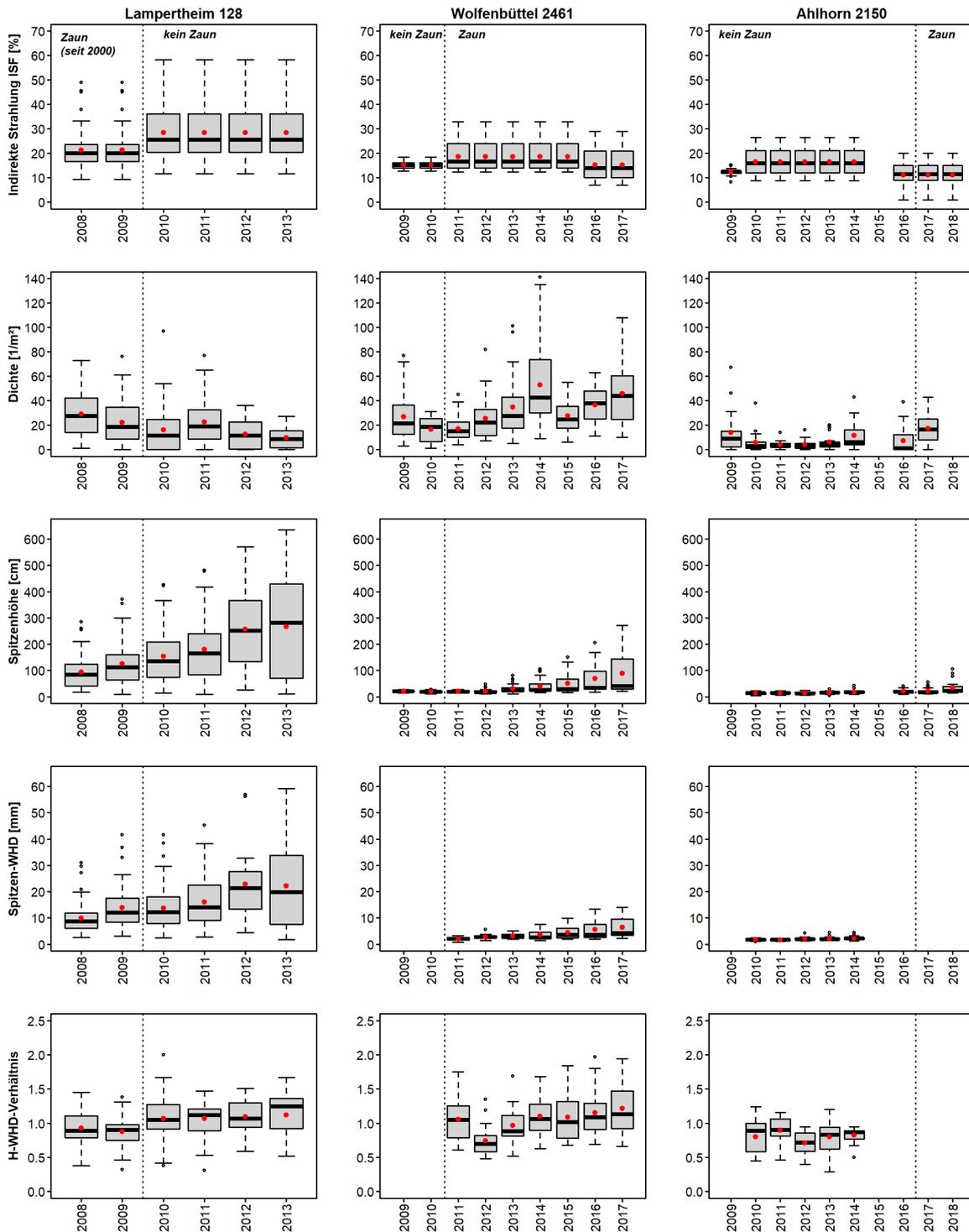


Abbildung 75: Box-Plots der Entwicklung wichtiger Kenngrößen der Roteichennaturverjüngung in den Versuchen Lampertheim, Wolfenbüttel und Ahlhorn mit den Beobachtungsjahren (= jeweiliges Vegetationszeitende); rote Punkte = arithmetische Mittelwerte

Zum Beobachtungsende 14 Jahre nach Einleitung der Verjüngung werden Maximalhöhen von über 6 m erreicht und gleichzeitig an etlichen Plots Höhen von Keimlingen aus Neuansamung von nur wenigen Zentimetern nach Zerstörung der vorherigen Verjüngung durch Schwarzwild. Innerhalb dieser Spanne liegt die mittlere Spitzenhöhe bei 2,8 m. Etwas anders verhalten sich die Wurzelhalsdurchmesser. Nach einem sprunghaften Anstieg im zweiten Jahr blieb ihre weitere Zunahme im Verhältnis zur

Höhenentwicklung zurück, wobei die Durchmesser differenzierung zwischen den Plots zunahm. Leichte Rückgänge des Medians und des arithmetischem Mittels des WHD im letzten Jahr gehen ebenfalls auf die erwähnten Schwarzwildschäden mit Umbrechen und Ausroden etablierter Verjüngungspflanzen auf mehreren Plots zurück. Infolge der beschriebenen Höhen- und WHD-Änderungen nahmen die H/WHD-Verhältnisse über die Zeit tendenziell zu und erreichen am Ende Mittelwerte von 1,1.

Im Versuch Wolfenbüttel wurden in einem vorher unverjüngten Altbestand spontan in hoher Dichte aufgelaufene Keimlinge von Beginn an in Beobachtung genommen. Zu diesem Zeitpunkt gemessene ISF-Werte lagen im Mittel bei ca. 15 % der indirekten Strahlung des Freilandes mit einer sehr geringen Variabilität aufgrund der noch gleichmäßigen Bestandesstellung und Unterstandsverteilung. Erst eine Zielstärkennutzung, verbunden mit der partiellen Lichtung des Unterstandes, erhöhte das Strahlungsangebot ab dem dritten Jahr auf ISF-Werte über 18 % und erweiterte vor allem die Spanne in den helleren Bereich auf bis zu 33 %. Trotz nochmaliger moderater Nachsteuerung im Unterstand ging das ISF-Mittel in der Folge wieder zurück und lag 2016 nur noch auf dem Ausgangsniveau. Erhalten blieb allerdings eine deutliche Differenzierung des Lichtangebotes einschließlich weiterhin wesentlich hellerer Plots. Insgesamt blieb das mittlere Lichtangebot in Wolfenbüttel zu allen Zeitpunkten unter dem in Lampertheim. Die mittlere Anfangsdichte von 27 Pflanzen je m^2 war mit Lampertheim vergleichbar. Zusätzlicher Eichelaufschlag einer Vollmast lieferte im gleichen Jahr Eicheldichten von im Mittel 37 je m^2 , was bei einem mittleren Eichelgewicht von 5,2 g einem Frischgewicht von ca. zwei Tonnen je ha entspricht. Trotz dieses starken Samenfalls ging im Folgejahr die mittlere Verjüngungsdichte um 40 % zurück. Starker Wildverbiss auf der noch nicht gezäunten Fläche war die Hauptursache. Mit Umzäunung der Fläche stieg die Verjüngungsdichte zunächst stetig bis auf einen Mittelwert von 53 je m^2 und einen Maximalwert von 141 Pflanzen je m^2 in 2014, dem Jahr mit der höchsten Verjüngungsdichte überhaupt. Ein markanter Dichterückgang auf nahezu die Hälfte im folgenden Jahr stand im zeitlichen Zusammenhang mit einem während des Winters für längere Zeit beschädigten Gatter. Nachlichtung im Unterstand und Zaunreparatur ließen die Dichtewerte danach erneut ansteigen, ohne dass frühere Maximalwerte wieder erreicht werden. Die Spitzenhöhen der Plots stagnierten in den ersten vier Jahren bei Mittelwerten um 20 cm. Erst danach setzt eine stetige Zunahme bis auf eine mittlere Höhe von 90 cm nach neun Jahren ein. Gleichzeitig nimmt die Höhendifferenzierung innerhalb der Fläche deutlich zu, so dass Maximalhöhen von 2,7 m erreicht werden. Die erst ab dem dritten Jahr gemessenen Wurzelhalsdurchmesser nahmen, anders als die Höhen, bereits vom dritten auf das vierte Jahr einmalig auffallend stark und danach kontinuierlich zu. Dies führte zunächst zur markanten Senkung der mittleren H/WHD-Verhältnisse, die jedoch anschließend wieder bis auf 1,2 anstiegen.

In dem vorratsreichen Bestand in Ahlhorn herrschte zu Beginn die dichteste Überschildung mit einem mittleren ISF von 12 % bei sehr geringer Variation. Eine Zielstärkennutzung mit hoher Entnahmemenge, kombiniert mit der truppweisen Entfernung von Buchenunterstand, führte anschließend zu

einer etwas lichterem und inhomogeneren Überschildung mit einem ISF-Mittelwert von 16 % und einer ganzen Reihe von Plots mit höherem Lichtgenuss von bis zu 27 %. Das erneute Zusammenwachsen des Bestandesschildes wurde leider nicht durch zwischenzeitliche Lichtmessungen erfasst. Die nach fünf Jahren wiederholte Strahlungsmessung ergab trotz einer erneuten schwachen Zielstärkennutzung und Unterstandsnachlichtung wieder einen so geringen ISF-Mittelwert wie zu Versuchsbeginn, allerdings unter Erhaltung größerer Variabilität. Die erste Dichtezählung kommt auf im Mittel 14 Roteichen je m², was neben unverjüngten Plots auch hohe Dichten mit ausnahmsweise bis zu 67 Exemplaren je m² einschloss. Anschließend ging die mittlere Sämlingsanzahl stark zurück und blieb vier Jahre auf dem niedrigen Niveau von 4 bis 6 Pflanzen je m² mit vergleichsweise geringer Variation. Im Jahr 2014 war wie in Wolfenbüttel ein markanter Dichteanstieg auf im Mittel 11 und maximal über 30 Pflanzen je m² zu verzeichnen. Anschließend gingen die Sämlingsdichten erneut zurück und stiegen erst nach der Zäunung auf den bisher höchsten Mittelwert von 17 und maximal über 40 Pflanzen je m². Im letzten Beobachtungsjahr sind keine Dichten mehr erhoben worden. Der Spitzhöhenmittelwert dieses Versuchs stagnierte zunächst, nachdem im ersten Jahr keine Höhen gemessen worden waren, mehrere Jahre bei 15 cm und erreicht erst im letzten Jahr 34 cm. Eine nennenswerte Höhenzunahme und Differenzierung setzt erst mit dem Verbissausschluss ein, so dass nach einem zehnjährigen Verjüngungszeitraum nur Maximalhöhen von wenig über 1 m erreicht werden. Wurzelhalsdurchmesser wurden in Ahlhorn nur bei den ersten fünf Aufnahmen gemessen und zeigen über die Zeit stetige, aber sehr geringe mittlere jährliche Zunahmen von wenigen Zehntel Millimetern. Die mittleren H/WHD-Verhältnisse blieben in diesem Zeitraum vor allem aufgrund des häufigen Terminaltriebverbisses deutlich < 1.

Einem Vergleich zwischen Lampertheim am Beginn und Wolfenbüttel und Ahlhorn am Ende der Beobachtungszeit liegt ein etwas gleicher Verjüngungszeitraum von 9 bis 10 Jahren zugrunde. Zu diesem Zeitpunkt wird die mittlere Verjüngungsdichte von 260 Tsd. Sämlingen je ha in Lampertheim in Wolfenbüttel um ein Drittel übertroffen, während die mittleren und maximalen Spitzhöhen beider Flächen vergleichbar sind. Die WHD bleiben in Wolfenbüttel bei höheren Verjüngungsdichten und geringerem durchschnittlichem Strahlungsgenuss etwas zurück, was höhere Schlankheitsgrade bedeutet. Die dunkelste, im Vergleichszeitraum am längsten verbissexponierte Fläche Ahlhorn liegt in den Sämlingsdichten wie auch in den Spitzhöhen bisher deutlich hinter den beiden anderen Naturverjüngungen. Ihre Maximalhöhen übertreffen kaum die Mittelwerte der anderen Flächen. Nach dem späten Zaunschutz deutet sich zuletzt jedoch ein Aufholen in der Sämlingsdichte und im Höhenwachstum an.

Mischbaumarten spielten in allen drei Roteichennaturverjüngungen bisher so gut wie keine Rolle, obwohl ein Samenpotenzial von Hainbuche und Buche im Ausgangsbestand (Wolfenbüttel und Ahlhorn) bzw. in unmittelbarer Nachbarschaft (Lampertheim) reichlich vorhanden war. Eine messbare Konkurrenzwirkung für die Roteiche ging von den äußerst geringen Anzahlen in Wolfenbüttel und Lampertheim

natürlich angekommener Hainbuchen, Rotbuchen, Stieleichen und in Lampertheim zusätzlich weniger Exemplare der Spätblühenden Traubenkirsche bislang nicht aus.

Vor allem in Ahlhorn, aber in den Phasen ohne Zaunschutz auch in den anderen Versuchen, zeigte sich der sehr große Einfluss des Störfaktors Wildverbiss auf die Entwicklung von Roteichennaturverjüngungen sowohl in die Verjüngungsdichte als auch in der Höhenentwicklung.

6.2.3.2 Wirkung von Verbissausschluss und Strahlungsangebot

Dadurch, dass der Faktor Wildverbiss nicht systematisch in die Versuchsdesigns einbezogen war, entzieht sich sein Einfluss einer modellhaften Quantifizierung. Gleichzeitig überlagerte er andere relevante Effekte. Deshalb werden anschließend die Spitzenhöhen der Versuche sowie deren jährliche Veränderungsrate nur für Beobachtungen weitgehend (vgl. Zaunschaden in Wolfenbüttel) ohne Wildeinwirkung in Abhängigkeit der Zeit seit dem Verbissausschluss sowie der Beleuchtung und des Wurzelhalsdurchmessers gemeinsam dargestellt und beschrieben (Abb. 76). Diese versuchsübergreifende Betrachtung vernachlässigt standörtliche Unterschiede.

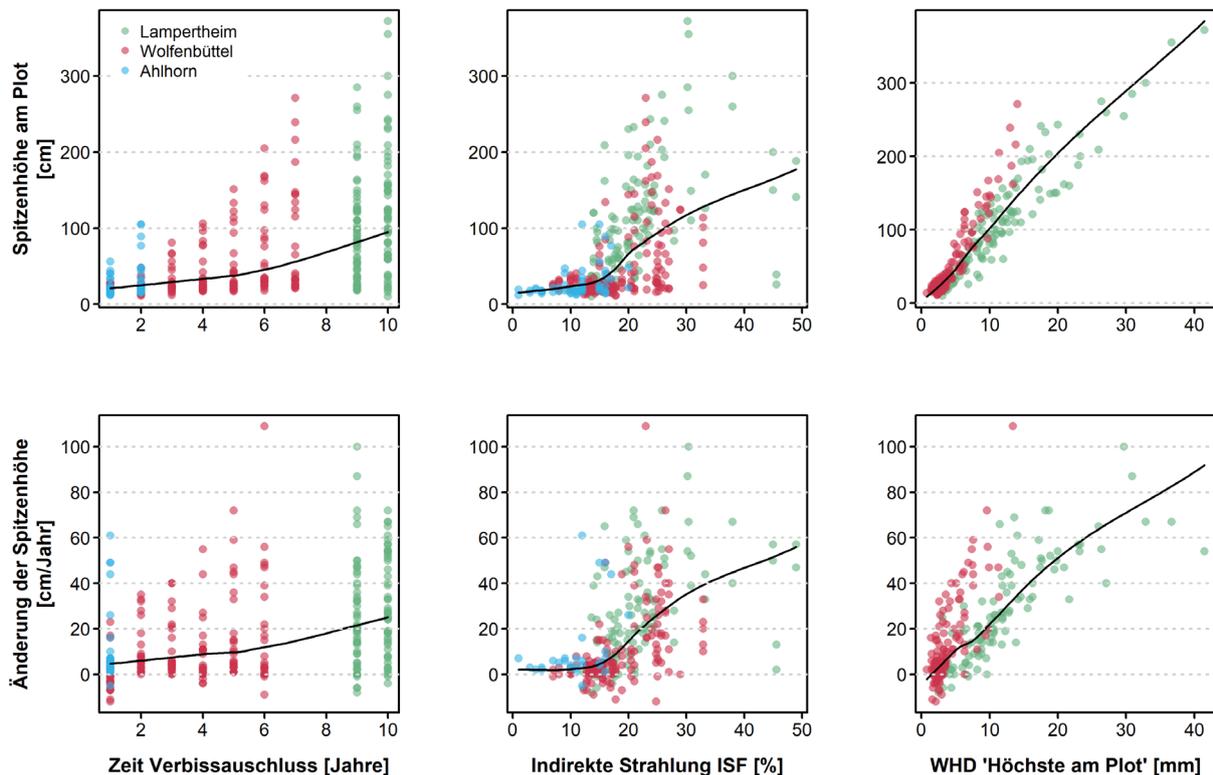


Abbildung 76: Empirische Zusammenhänge zwischen Spitzenhöhen (oben) bzw. jährlichen Änderungsraten der Spitzenhöhen (unten) der Roteichennaturverjüngung und den potenziellen Einflussgrößen Zeitdauer seit Verbissausschluss, Strahlungsgenuss und Wurzelhalsdurchmesser; Ausgleich mit lokal glättenden Regressions-Splines

Die Spitzenhöhen zeigen über die Zeit des Verbissausschlusses einen deutlichen Zunahmetrend. Dieser unterliegt einer sehr großen Streuung, v. a. durch den unterschiedlichen Lichteinfluss an den einzelnen Aufnahmeplots. Die zeitabhängigen Höhenverläufe der Versuche Wolfenbüttel und Lampertheim

scheinen aneinander anzuschließen. In beiden Flächen fällt der Verbissausschluss annähernd mit dem Verjüngungsbeginn zusammen. Im lange Zeit nicht gezäunten Ahlhorn zeigen sich nach zwei Jahren Verbissausschluss größere Maximalhöhen an wahrscheinlich bereits älteren Pflanzen. Im Rahmen der gegebenen Strahlungsverhältnisse können von Roteichennaturverjüngungen, die im Zuge einsetzen der Zielstärkennutzungen entstehen und vor Wildverbiss geschützt werden, nach 10 Jahren in den hellsten Bestandespartien Spitzenhöhen von über 3 m erwartet werden, in dunkleren Bereichen allerdings deutlich darunter.

Ebenfalls einer sehr starken Streuung unterliegen die Spitzenhöhen über den ISF-Werten. In dieser Streuung spiegeln sich u. a. unterschiedliche individuelle Pflanzenalter und der Umstand wider, dass sich die zum Zeitpunkt der Höhenmessung registrierten Lichtverhältnisse von jenen unterscheiden können, unter denen die Pflanze vorher längere Zeit erwachsen war. Trotzdem zeichnet sich der erwartete Trend größerer Höhen mit zunehmendem ISF ab. Dieser Anstieg verläuft nicht gleichmäßig, vielmehr zeigen die Spitzenhöhen erst jenseits von ISF-Werten von 15 % einen klaren, sich verstärkenden Zunahmetrend.

Die straffste Beziehung weisen die Spitzenhöhen zu den Wurzelhalsdurchmessern auf, eine Verhältnis, das dem Schlankheitsgrad entspricht. Beide an derselben Pflanze gemessene Größen sind stark interkorreliert. Es deutet sich an, dass Pflanzen in Wolfenbüttel bei gleichem WHD größere Höhen aufweisen als in Lampertheim.

Mittlere jährliche Änderungsraten der Spitzenhöhen steigern sich mit der Zeit des Verbissausschlusses auf 25 cm nach 10 Jahren. Im Maximum können ab dem vierten Jahr jährliche Höhenänderungen von 60 cm und in Ausnahmen sogar mehr erreicht werden. Bei vorhandener älterer, vorher durch Verbiss in der Höhe stagnierender Verjüngung wie in Ahlhorn treten solche maximalen Höhenzunahmen bereits nach einem Jahr Zaunschutz auf.

Bei starker Überschilderung mit ISF-Werten unter 15 % des Freilandes liegen die mittleren jährlichen Zunahmen der Spitzenhöhe nur knapp über Null. Auch Abnahmen der Spitzenhöhen der Plots durch Zurücksterben bzw. vollständigen Ausfall und anschließende Messung einer niedrigeren Ersatzpflanze sind in diesem Strahlungsbereich nicht selten. Erst ab ISF-Werten von 15 % zeigt sich ein sehr deutlicher Anstieg der jährlichen Höhenzunahmen auf Mittelwerte von 30 cm bei 25 % der Freilandstrahlung. Bei diesem Strahlungswert deutet sich ein Wendepunkt an, ab dem die Höhenzunahmen mit weiterer Lichtsteigerung einer gewissen Degression zu unterliegen scheinen. Bei 35 % ISF werden Höhenzunahmen von 40 cm erreicht, jenseits davon liegen nur noch einzelne Beobachtungen vor. Aufgrund der großen Streuung der lichtabhängigen Höhenveränderungen bei einer von den anderen Kovariablen isolierten Betrachtung ist eine vorsichtige Interpretation geboten. Im Bereich hohen Lichtgenusses mit nur wenigen Messwerten werden die mittleren Verläufe von Höhe und Höhenzunahme

außerdem durch zwei Plots aus Lampertheim mit auffallend niedrigen Werten beeinflusst. Hier war, wie bereits erwähnt, ältere Verjüngung zwischenzeitlich zerstört worden, wodurch Bäume aus Neuansamung in die Stichprobe gelangten.

Beobachtungen der Höhenzunahme über dem Ausgangs-WHD unter Verbissausschluss liegen nur für Lampertheim und Wolfenbüttel vor. In beiden Flächen nimmt mit größeren Wurzelhalsdurchmessern die Potenz für ein stärkeres Längenwachstum des Sprosses in der folgenden Vegetationsperiode offenbar zu. Jedoch unterscheidet sich der Zusammenhang zwischen beiden Versuchen deutlich. In Wolfenbüttel wird in einer kleinen Spanne zunehmender WHD ein sehr steiler Anstieg der Höhenzunahme beobachtet. Bereits bei Wurzelhalsdurchmessern von 7 mm werden hier maximale Höhenzunahmen von 60 cm innerhalb eines Jahres realisiert. Vergleichbare Höhenzunahmen treten in Lampertheim erst ab WHD von 20 mm auf.

6.2.3.3 Zusammenhang zwischen Strahlungsangebot und Bestandesgrundfläche

Zur Einordnung der gemessenen Werte des ISF wurde deren Beziehung zu den Bestandesgrundflächen der überschirmenden Altbestände untersucht, die aus ertragskundlichen Vollaufnahmen zur Verfügung standen und in der Praxis auch durch Winkelzählproben leicht zu ermitteln wären (Abb. 77).

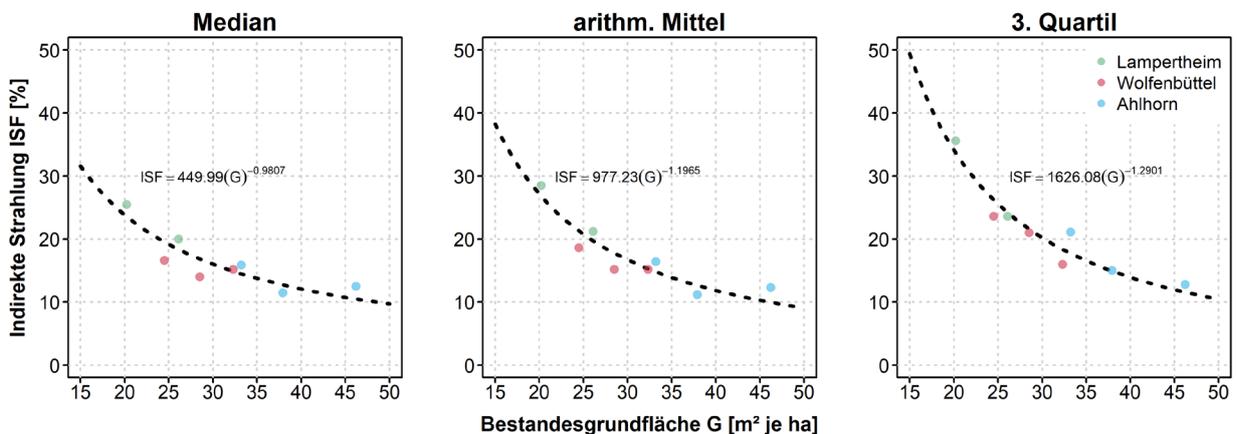


Abbildung 77: Beziehungen zwischen Bestandesgrundflächen (G) und dem Anteil indirekter Strahlung (ISF) in Roteichen-Altbeständen

Die stärksten Zusammenhänge des arithmetischen Mittelwertes des ISF und Quartilen seiner Verteilung ergeben sich zur Gesamtgrundfläche des verbleibenden Bestandes einschließlich des Unterstandes. Dies ist biologisch plausibel, da der Unterstand selbstverständlich zur Minderung der Einstrahlung in Bodennähe beiträgt. Die Anpassung einer einfachen Exponentialfunktion mittels nichtlinearer Regression an die vergleichsweise wenigen Beobachtungspaare aus ISF und Bestandesgrundfläche bildet die Zusammenhänge plausibel und unverzerrt mit den höchsten Bestimmtheitsmaßen ab.

Der Median der ISF-Beobachtungen ist das 50 %-Quantil der Lichtmessungen. Für die Hälfte der Messplots der Fläche liegt das Strahlungsangebot unter diesem Wert und für die andere Hälfte darüber. Für eine Bestandesgrundfläche von 20 m² je ha, was hier einer fortgeschrittenen Zielstärkennutzung entspricht, liegt der Median des ISF bei ca. 25 %. Für eine Bestandesgrundfläche von 45 m² je ha, die einen vorratsreichen Roteichen-Altbestand vor Beginn der Zielstärkennutzung mit einem Unterstand aus Schattbaumarten kennzeichnet, liegt er bei nur 10 %.

Die exponentielle Abnahme des arithmetischen Mittelwertes des ISF über der Bestandesgrundfläche verläuft steiler, als die des Medians. Für geringere Grundflächenhaltungen ist das arithmetische Mittel größer als der Median, bei hohen Grundflächen und damit dichter, homogener Überschirmung sind beide identisch. Noch deutlicher tritt die stärkere Differenzierung der Lichtverhältnisse innerhalb von Beständen mit fortgeschrittener Zielstärkennutzung anhand des 3. Quartils des ISF hervor. In der Verteilung der Strahlungswerte befindet sich das Lichtangebot auf einem Viertel der Plots oberhalb dieser Marke. Durch eine mit geringeren Grundflächen zunehmende Rechtsschiefe der ISF-Verteilung empfängt das obere Viertel der Plots bei einer Bestandesgrundfläche von 20 m² je ha bereits 35 % und mehr der Freilandstrahlung. Das ist ein Strahlungsbereich, für den jährliche Höhenzunahmen der Verjüngung von 40 cm erwartet werden können. Bei einer Bestandesgrundfläche von 37 m² je ha erreicht das hellste Viertel der Fläche noch mindestens 15 % der Freilandstrahlung und damit ungefähr den Wert, ab dem nach der vorliegenden Untersuchung eine nennenswerte Höhenzunahme der Roteichennaturverjüngung einsetzt.

6.2.4 Fallstudie „Unechte Zeitreihe der Roteichennaturverjüngung“ im Versuch Lampertheim 128

6.2.4.1 Untersuchungsziel

Das Ziel dieser Fallstudie ist ein Modell zur Beschreibung des Wachstums von Höhe und Wurzelhalsdurchmesser von Roteichenpflanzen einer ungleichmäßig überschirmten Naturverjüngung in Abhängigkeit des individuellen Pflanzenalters und weiterer Einflussgrößen wie Strahlungsangebot, Verjüngungsdichte und eventuelle Terminaltriebschäden.

6.2.4.2 Material und Methoden

Versuchsbestand und Datenaufnahmen

Die Ausgangssituation des Altbestandes in dem seit 1951 beobachteten Roteichen-Anbauversuch Lampertheim 128 ist bereits mit der allgemeinen Versuchsbeschreibung der Roteichennaturverjüngungsversuche vorgestellt worden. In dem aufgelichteten Roteichen-Altbestand, der nach einer starken Hiebsmaßnahme im Winter 1999/2000 wilddicht umzäunt worden war, hatte sich anschließend eine

vollflächige Roteichennaturverjüngung etabliert. Im Winter 2009/2010 wurde vor einer weiteren Zielstärkennutzung der Zaun abgebaut.

Eine einmalige Altersbestimmung an einer zufällig und damit unabhängig von erreichten Mindest- oder Relativhöhen auf den Aufnahmeplots der allgemeinen Naturverjüngungsbeobachtung ausgewählten Roteichen im März 2011 bildete zusammen mit den weiteren Messwerten der Einzelbäume bzw. des zugehörigen Plots die Datengrundlage der vorliegenden Fallstudie:

- Alter („alt“ [Jahre]): Bestimmung durch Höhentriebzählung an 176 zufällig ausgewählten Roteichen (zwischen 0 und 8 je Plot)
- Höhe („h“ [cm]): Messung mit Messlatte auf 1 cm
- WHD („wh“ [mm]): gemittelte Kreuzklappung mit elektronischer Schieblehre
- Terminaltriebschaden („TTS“ [binär: 0 = Nein, 1 = Ja]): Ansprache eines zum Aufnahmezeitpunkt erkennbaren, auch früheren Terminaltriebschadens
- Pflanzendichte am Plot („dicht“ [Anzahl je m²]): Auszählung bezogen auf den Dichtezählkreis mit $r = 0,56$ m (1 m²). Kann, trotz gemessener Pflanze am Plot, den Wert Null annehmen, da der Suchkreis für die Auswahl der Messbäume mit $r = 0,98$ m (3 m²) größer ist, als der Dichtezählkreis.
- Indirekter Strahlung des Freilandes am Aufnahmeplot als Indirect Site Factor („isf_wm“ [%]): ISF-Messung mittels Fish-Eye-Methode (Wagner 1994a); zwei Strahlungswerte je Plot vor und nach der Nachlichtung im Winter 2009/2010 wurden zu einem mit den Einwirkungsjahren gewichteten Mittelwert aggregiert.
- Plot-Kennung („plot“): Berücksichtigung des geclusterten Stichprobendesigns durch die mögliche Auswahl mehrerer Beobachtungspflanzen je Plot.

Deskriptive Analysen

Die Verteilungsplots (Abb. 78) zeigen die empirischen Verteilungen der Zielgrößen Höhe und Wurzelhalsdurchmesser und möglicher Einflussgrößen einschließlich deren Verteilungsdichten.

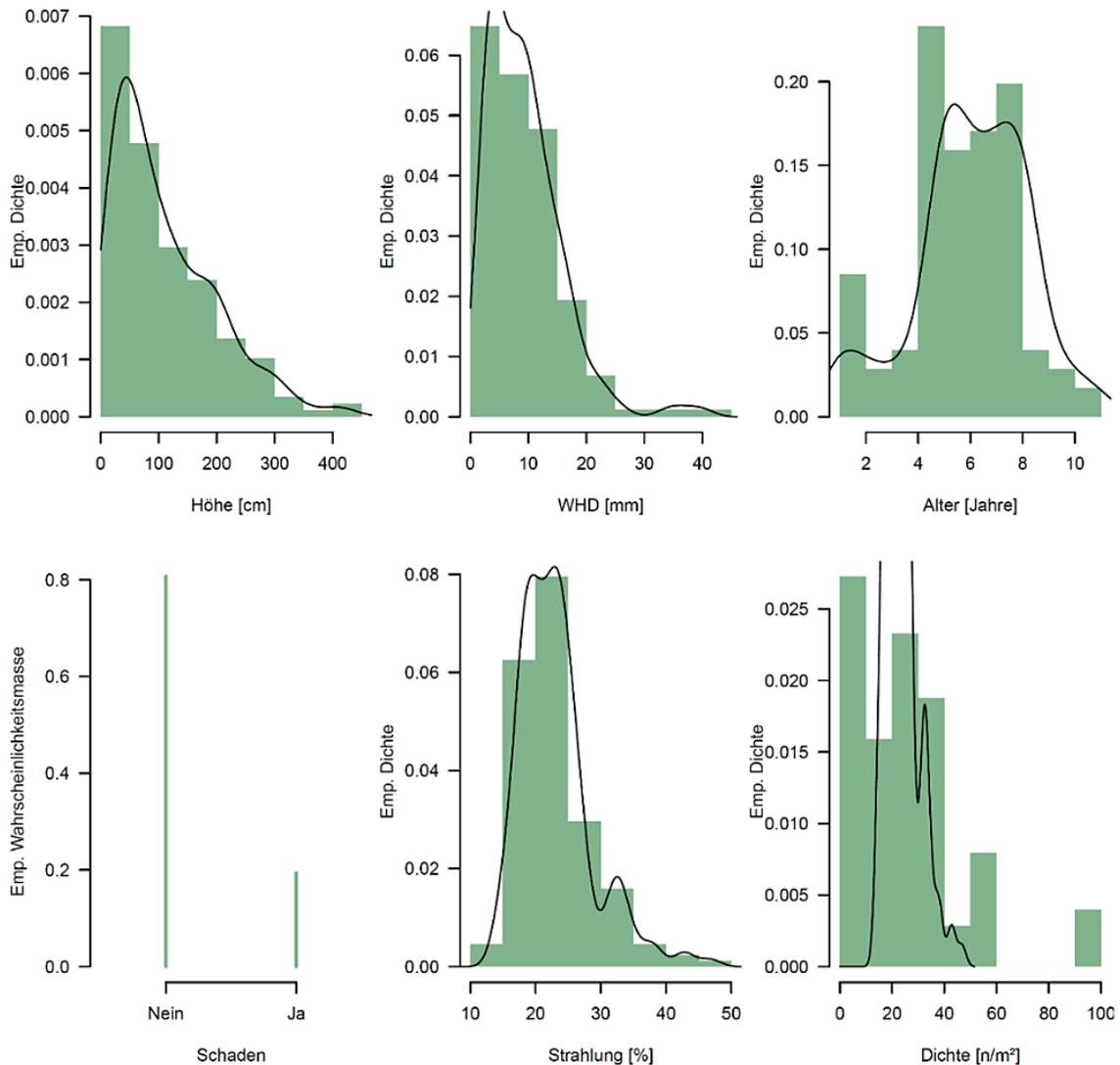


Abbildung 78: Wertebereiche, empirische Verteilungen und Verteilungsdichten der Ziel- und Einflussgrößen

Die empirische Verteilung für die Zielgröße Höhe ist linkssteil. Die meisten Höhen liegen unter 0,5 m und mit zunehmenden Höhen nimmt die Anzahl von Beobachtungen stark ab. Höhen über drei Meter werden 11 Jahre nach Einsetzen der Verjüngung selten beobachtet, kommen aber vor. Noch ausgeprägter linkssteil ist die Verteilung der zweiten Zielgröße Wurzelhalsdurchmesser mit den meisten Beobachtungen in der ersten WHD-Klasse bis 5 mm. Mittlere Klassen sind hier noch geringer besetzt als bei den Höhen. Es kommen aber ebenfalls einige wenige hohe WHD über 25 mm vor. Die Verteilung der ermittelten Alter ist um einen Mittelwert von ca. 6 Jahren zentriert. Die Spannweite reicht von einem Jahr bis zu dem Maximalalter von 11 Jahren, was dem Verjüngungsbeginn entspricht. Die Stichprobe stellt damit eine unechte Zeitreihe aus zum gleichen Zeitpunkt beobachteten Einzelbäumen unterschiedlichen Alters dar. Sehr geringe und sehr hohe Alter sind darin jedoch deutlich seltener vertreten als mittlere. Über dem ermittelten Alter wird durch die Studie eine weitgehende Konstanz oder zumindest zutreffende Repräsentanz der anderen einmalig gemessenen Einflussgrößen für die Be-

beschreibung „mittlerer“ Wuchsbedingungen dieser Pflanze unterstellt. Ein zum Aufnahmezeitpunkt beobachteter, auch älterer Terminaltriebschaden eines Baumes hat eine dichotome Ausprägung. Für 20 % der Stichprobenbäume wurde ein solcher Terminaltriebschaden vermerkt. Das mit der Einwirkungszeit gewichtete Mittel der Lichtverhältnisse (Relativanteil indirekter Strahlung ISF), unter denen die jeweilige Pflanze erwachsen ist, zeigt eine rechtsschiefe Verteilung. Die geringsten ISF-Werte liegen bei ca. 10 %, am häufigsten kommen Werte um 20 % vor und maximal werden bis zu 45 % verzeichnet. Die im Umfeld der gemessenen Pflanzen registrierten Verjüngungsdichten, ausgedrückt durch die Dichte der Pflanzen auf dem zugehörigen Dichtemessplot, befinden sich weit überwiegend im Bereich unter 40 je m². Höhere Dichten kommen nur selten vor.

Weiterhin werden die empirischen Messwerte der Höhe und des Wurzelhalsdurchmessers in Abhängigkeit der potenziellen Einflussgrößen, einschließlich der Beziehung der Zielgrößen untereinander und des Zufallseffektes des Aufnahmeplots, dem die jeweilige Pflanze entstammt, betrachtet (Abb. 79).

Die Höhe der Bäume nimmt mit dem Alter zu. Die Höhenzunahme scheint nicht linear zu verlaufen, sondern eher exponentiell und weist eine erhebliche Streuung auf. Auch mit zunehmendem Lichtgenuss eines Baumes scheint eine Höhenzunahme verbunden zu sein. Die Streuung der Höhenzunahme über dem ISF ist noch ausgeprägter als jene über dem Alter. Vor allem im Bereich von Strahlungsanteilen unter 25 % kommen viele kleine Pflanzen vor, aber auch bei höheren ISF werden noch einige sehr geringe Höhen registriert. Der Median der Höhen von Bäumen mit und ohne Terminaltriebschaden unterscheidet sich kaum, allerdings die Form und die Spannweite der Verteilung. Mit Terminaltriebschaden sind Höhen über 2 m praktisch nicht vertreten. Die Streuung der Höhenwerte über der Verjüngungsdichte der 1 m² großen Zählplots ist extrem groß. Ein sehr schwacher Zusammenhang abnehmender Höhen mit zunehmender Dichte scheint sich anzudeuten. Störend machen sich inhaltlich nicht plausible Dichtewerte von Null bemerkbar, auf deren Zustandekommen bereits eingegangen wurde. Die Interkorrelation der Höhe zum Wurzelhalsdurchmesser zeigt sich in der engen Beziehung beider an derselben Pflanze gemessener Werte, in der sich ein Wendepunkt zu geringeren Zunahmen der Höhe ab einem WHD von ca. 10 bis 12 mm anzudeuten scheint. Ein Plot-Einfluss als zufälliger Effekt scheint nicht unbedeutend, ist jedoch in der deskriptiven grafischen Darstellung nicht von den plotbezogenen Effekten des ISF und der Dichte zu trennen. Die bivariaten empirischen Zusammenhänge der Zielgröße Wurzelhalsdurchmesser verhalten sich ähnlich wie die der Höhe. Nur ergibt sich aus der Umkehr des Zusammenhangs des WHD zur Höhe, dass die Wurzelhalsdurchmesser ab einer Höhe von ca. 1,2 m eher exponentiell zunehmen. Der Bereich sehr hoher Werte ist jedoch nur gering besetzt.

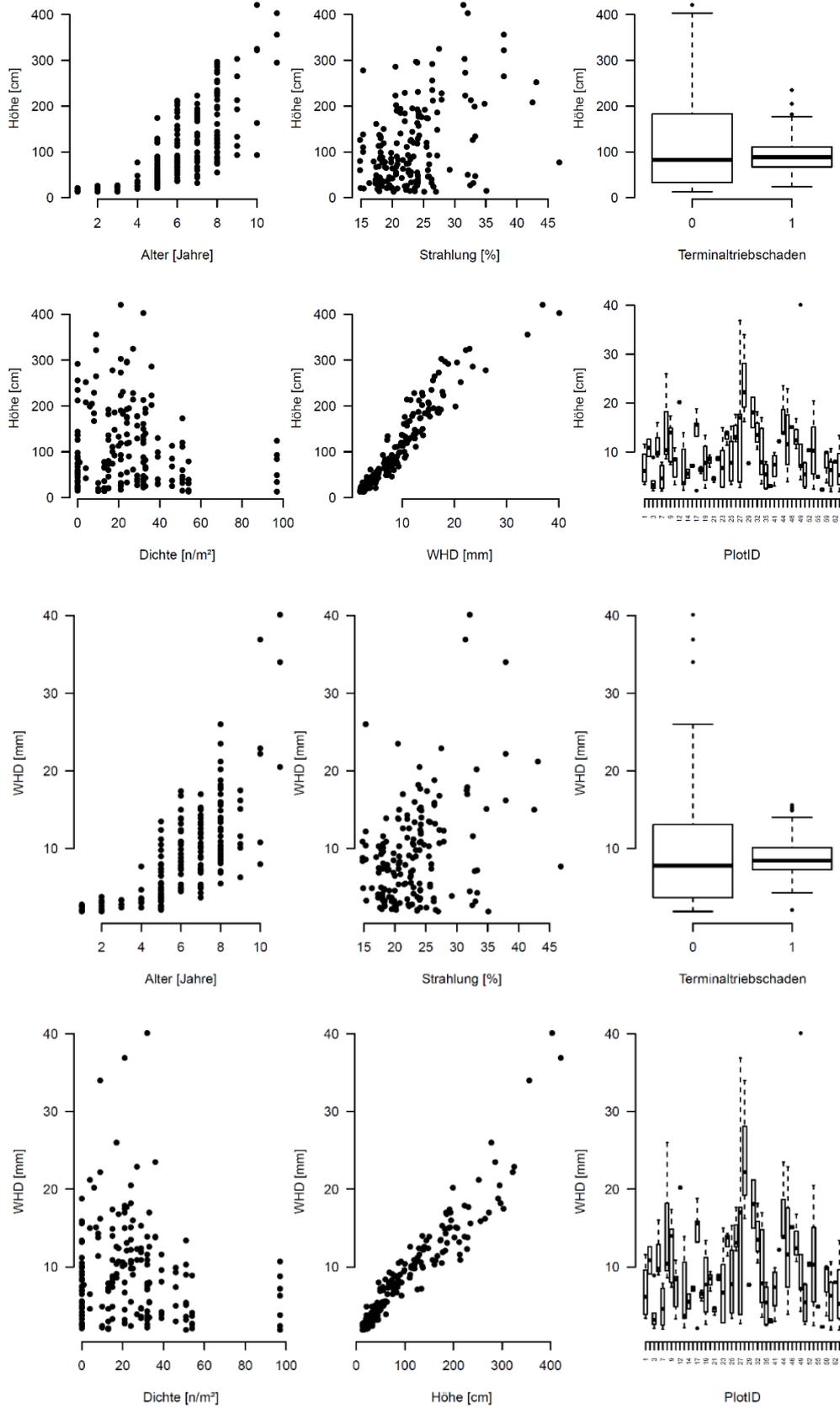


Abbildung 79: Empirische bivariate Zusammenhänge mit den Zielgrößen Höhe (oben) und WHD (unten)

Methode der statistischen Modellierung

Die empirischen Zusammenhänge deuteten stark darauf hin, dass die Wachstumsgrößen Höhe und WHD eines Baumes eng miteinander korreliert sind. Als Modellform wurde deshalb ein bivariates, strukturiert-additives Log-Normalverteilungsmodell verwendet, das beide Zielgrößen in einem gemeinsamen Ansatz modelliert. Dies bedingte im Modell die Berücksichtigung derselben Effekte für beide Zielgrößen.

Die Analysen wurden mit dem Statistik-Software-Paket R (Version 3.6.1, R Core Team 2019) durchgeführt. Das Modell wird mit der Funktion ‚gam‘, Verteilungsfamilie „family = mvn“ (d = 2), aus dem Paket ‚mgcv‘ (Wood et al. 2016) geschätzt. Folgende Variablen wurden genutzt: Baumhöhe (h) in cm, WHD (wh) in mm, Terminaltriebschaden (TTS, Kategorien Nein und Ja), das Alter in Jahren (alt), die Dichte (dicht) als Anzahl Pflanzen je m², das mittlere Strahlungsangebot zu einer Pflanze (isf_wm) in % sowie die PlotID (plot) als die Nummer des Plots, in dem Baum *i* wächst. Um die Positivität der beiden Zielvariablen Höhe und WHD zu berücksichtigen, wurden diese wie folgt transformiert:

$$Y_{1,i} = \log\left(\frac{\text{Höhe}_i}{100}\right) \quad (56)$$

$$Y_{2,i} = \log(\text{WHD}) - 4.5 \quad (57)$$

Die genutzten linearen Transformationen haben keinen inhaltlichen Einfluss auf das Modellergebnis, erleichtern aber dem Schätzalgorithmus von ‚mgcv::gam()‘ die Modellanpassung. Die Ergebnisdarstellungen erfolgten mit rücktransformierten Werten. Dabei bezeichnet der Index *i* eine Roteiche als die Beobachtungseinheit dieser Analyse. Ein bivariates, strukturiert-additives Log-Normalverteilungsmodell für den Vektor $(Y_1, Y_2)^T$ der beiden Zufallsvariablen Y_1 und Y_2 ließ sich wie folgt formulieren:

$$\begin{pmatrix} Y_{1,i} \\ Y_{2,i} \end{pmatrix} \sim \text{Normal}\left(\begin{pmatrix} \mu_{1,i} \\ \mu_{2,i} \end{pmatrix}, \begin{pmatrix} \sigma_1^2 & \sigma_{1,2} \\ \sigma_{2,1} & \sigma_2^2 \end{pmatrix}\right) \quad (58)$$

mit dem bedingten Erwartungswert $\mu_{1,i}$ für $Y_{1,i}$ und $\mu_{2,i}$ für $Y_{2,i}$, die folgendermaßen über strukturiert additive lineare Prädiktoren definiert sind:

$$\begin{aligned} \mu_{1,i} = & \beta_{0,1} + \beta_{1,1} \cdot I_{\{TTS_i=Ja\}} + f_{\text{Alter},TTS=Nein,1}(\text{Alter}_i) \cdot I_{\{TTS_i=Nein\}} \\ & + f_{\text{Alter},TTS=Ja,1}(\text{Alter}_i) \cdot I_{\{TTS_i=Ja\}} + f_{\text{Dichte},1}(\text{Dichte}_i) \\ & + f_{\text{Strahlung},1}(\text{Strahlung}_i) + \sum_{j \in \{\text{Plot-IDs}\}} I_{\{\text{Plot-ID}_i=j\}} \cdot \gamma_{j,1} \end{aligned} \quad (59)$$

$$\begin{aligned} \mu_{2,i} = & \beta_{0,2} + \beta_{1,2} \cdot I_{\{TTS_i=Ja\}} + f_{Alter,TTS=Nein,2} (Alter_i) \cdot I_{\{TTS_i=Nein\}} \\ & + f_{Alter,TTS=Ja,2} (Alter_i) \cdot I_{\{TTS_i=Ja\}} + f_{Dichte,2} (Dichte_i) \\ & + f_{Strahlung,2} (Strahlung_i) + \sum_{j \in \{Plot-IDs\}} \gamma_{j,2} \cdot I_{\{Plot-ID_i=j\}} \end{aligned} \quad (60)$$

sowie den Varianzen σ_1^2 und σ_2^2 von Y_1 und Y_2 und deren Kovarianz $\sigma_{1,2} = \sigma_{2,1}$. Im Aufruf von `,mgcv::gam()` wurde das Argument „select = TRUE“ genutzt, welches zu jedem penalisierten Modellterm einen weiteren Penalty-Term hinzufügt und dadurch dem Algorithmus erlaubte, die jeweiligen einzelnen Modellterme komplett auf den marginalen Effekt von Null zu setzen und damit die Modelltermselektion durchzuführen (Pedersen et al. 2019).

6.2.4.3 Ergebnisse

Das nachfolgend anhand seiner Parameterschätzungen beschriebene Modell, das den Vektor der Zielgrößen Höhe und WHD einer Naturverjüngungspflanze unter Verwendung der gleichen Effekte schätzt, erweist sich unter mehreren Modellvarianten als das inhaltlich und formal beste. Neben dem Faktor Terminaltriebschaden gehen als weitere Effekte das Alter in Wechselwirkung mit diesem Parameter in seinen Ausprägungen Terminaltriebschaden „Ja“ und Terminaltriebschaden „Nein“, die Verjüngungsdichte am Plot, die indirekte Strahlung sowie ein Zufallseffekt auf den Aufnahmeplot als Glättungsterme in das Modell ein (Tab. 49).

Tabelle 49: Übersicht über die parametrischen Modellkoeffizienten und die Signifikanz der Glättungsterme (Fehlerverteilung: Family ‚Multivariate normal‘)

Parametrische Koeffizienten:

		Schätzung	Standardfehler	Z-Wert	Pr(> z)	
Y_1 (Höhe)	(Intercept)	-0,21544	0,03859	-5,583	$2,37 \cdot 10^{-8}$	***
	TTS1	0,05344	0,09008	0,593	0,553	
Y_2 (WHD)	(Intercept).1	-2,46192	0,03492	-70,498	$< 2 \cdot 10^{-16}$	***
	TTS1.1	0,09462	0,07299	1,296	0,195	

Signifikanz der Glättungsterme:

	Glättungsterm	edf	Ref.df	Chi.sq	p-Wert	
Y_1 (Höhe)	s(Alter):TTS0	3,15E+00	4	402,942	$< 2 \cdot 10^{-16}$	***
	s(Alter):sTTS1	8,79E-01	4	11,475	0,004396	**
	s(Dichte)	1,69E+00	2	41,952	0,006858	**
	s(Strahlung)	1,74E+00	2	34,677	0,000575	***
	s(Plot-ID)	3,81E-05	46	0	0,21964	
Y_2 (WHD)	s.1(Alter):TTS0	1,38E+00	4	406,972	$< 2 \cdot 10^{-16}$	***
	s.1(Alter):TTS1	1,95E-04	4	0	0,43533	
	s.1(Dichte)	6,27E-01	2	2,343	0,077413	.
	s.1(Strahlung)	6,4E-01	2	2,281	0,067156	.
	s.1(Plot-ID)	2,40E+01	45	65,134	$3,02 \cdot 10^{-8}$	***

Signifikanzniveaus: 0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1 ' ' 1

Deviance explained = 64,6 %; REML = -238,27 Scale est. = 1 n = 176

Die Dichte wirkt nur auf die Höhe signifikant, ihr Einfluss auf den WHD bleibt unter der Signifikanzgrenze, ebenso wie die Strahlung, die nur auf die Höhe eine signifikante Wirkung entfaltet und für den WHD knapp die Signifikanzschwelle verfehlt. Der Zufallseffekt des Plots ist dagegen der zweite signifikante Effekt auf den WHD, während er für die Höhe nicht signifikant ist.

Die Residuen zeigen, bezogen auf die Modellschätzung beider Zielgrößen, nur geringe Abweichungen im unteren Bereich und geben insgesamt keinen Anlass zu vermuten, dass ihre Normalverteilung mit dem Erwartungswert Null nicht gegeben wäre. Auch die Streuung der beobachteten Werte um die bedingten Erwartungswerte der Modellschätzungen zeigt keine auffälligen Muster bzw. deutlichen Anzeichen dafür, dass die Annahme der Varianzhomogenität der Residuen verletzt wäre (Abb. 80).

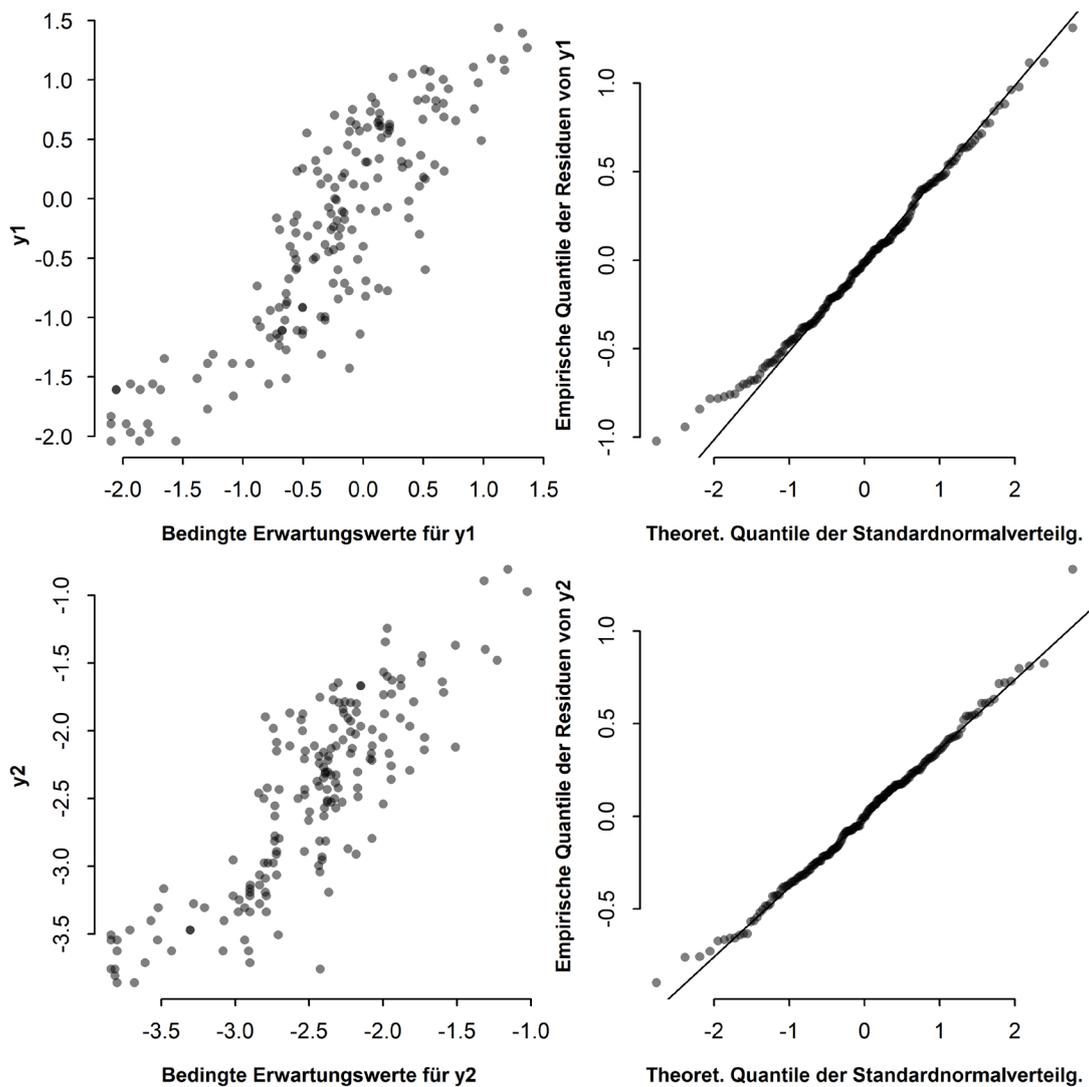


Abbildung 80: Residualdiagnostik des Modells für die Zielgrößen y_1 „Höhe“ und y_2 „WHD“

Ein unmittelbarer Vergleich der Wirkung der marginalen Effekte des Modells ist bezüglich der Vorzeichen und durch die Standardisierung auch hinsichtlich der Effektstärke möglich. Außerdem sind die Konfidenzintervalle der Effekte dargestellt (Abb. 81).

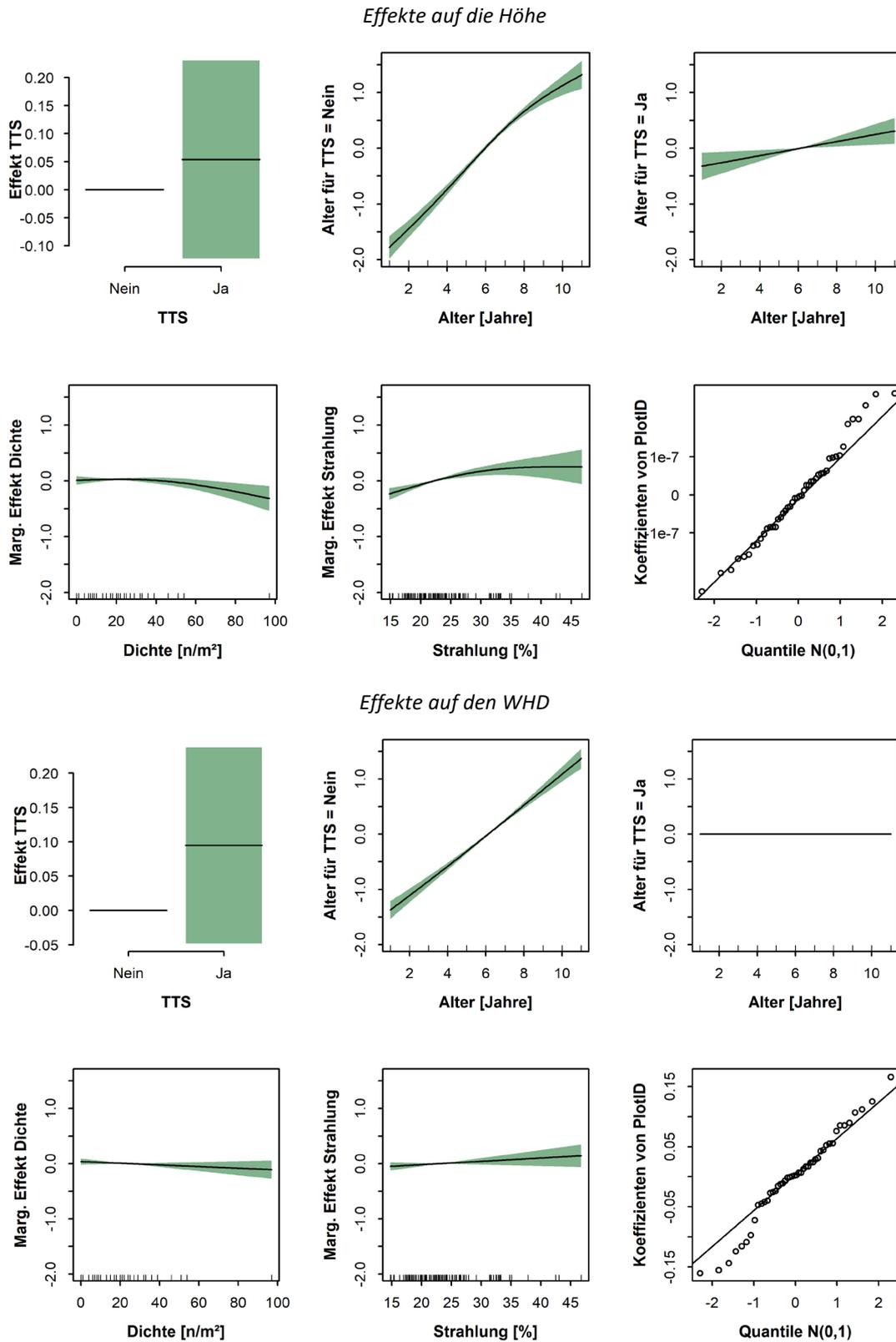


Abbildung 81: oben: Marginale Effekte auf die Zielgröße Y_1 (Höhe), unten: Marginale Effekte auf die Zielgröße Y_2 (Wurzelhalsdurchmesser), Konfidenzintervalle in Grün (TTS = Terminaltriebsschaden)

Der Glättungsterm des Alters in Wechselwirkung mit der Ausprägung „Nein“ des Terminaltriebschadens hat den mit Abstand stärksten Effekt auf die erreichten Höhen. Dieser ist dem Vorzeichen nach positiv und damit plausibel. Mit der Zunahme des Alters werden größere Höhen erreicht. Der Form nach wirkt der Effekt bis zu einem Alter von ca. sieben Jahren linear, danach wird der Verlauf degressiv. Die Wechselwirkung des Alters mit Terminaltriebschaden „Ja“ erzielt zusätzlich einen sehr kleinen positiven Effekt auf die Höhe, was nicht unbedingt zu erwarten war. Von einer Zunahme der Verjüngungsdichte geht ein negativer marginaler Effekt auf die Höhe aus. Die Wirkung dieses Effektes setzt erst bei über 40 Pflanzen je m² ein und bleibt aufgrund geringer Datenabdeckung für hohe Dichten mit Unsicherheiten behaftet. Der marginale Effekt der Strahlung wirkt im Bereich zwischen 15 und 30 % der Freilandstrahlung positiv linear. Im Vergleich zum Alter bleibt die Effektstärke in dem abgedeckten Strahlungsbereich deutlich geringer. Da das Alter bei der gegebenen Ungleichaltrigkeit gleichzeitig unterschiedliche „Einwirkungszeiten“ einer bestimmten Strahlung auf die Pflanze determiniert, ist der Lichteinfluss unter Berücksichtigung des Alters zu interpretieren.

Von den marginalen Effekten auf die Zielgröße Wurzelhalsdurchmesser erzielt ebenfalls der Glättungsterm des Alters in Wechselwirkung mit dem Parameter Terminaltriebschaden „Nein“ die größte Wirkung. Auf den Wurzelhalsdurchmesser wirkt dieser Effekt über den gesamten Altersbereich positiv linear. Im Zusammenhang mit dem Alterseffekt auf die Höhe bedeutet das mit zunehmendem Alter eine Verringerung der Schlankheitsgrade. Die Wechselwirkung des Alters mit Terminaltriebschaden „Ja“ sowie die Dichte und die Strahlung zeigen nach dem Modell keinen statistisch gesicherten Effekt auf den Wurzelhalsdurchmesser. Damit wird die Erwartung eines dämpfenden Effekts hoher Dichten auf den WHD nicht bestätigt. Der signifikante Zufallseffekt durch den Aufnahmeplot steht möglicherweise auch im Zusammenhang mit dem beschriebenen Problem einiger Nullwerte der Dichten in Aufnahmeplots mit Messbäumen aus dem größeren Aufnahmekreis, so dass der Zufallseffekt hier ggf. Anteile eines durch die Datenlage nicht korrekt abgebildeten Dichteeffekts mit aufnimmt.

Das an nur für eine Versuchsfläche verfügbaren Daten aufgestellte statistische Modell ist mit einer erklärten Deviance von 64,6 % grundsätzlich geeignet, mithilfe der verwendeten Variablen einen größeren Anteil der Varianz der Wertepaare von Höhen und Wurzelhalsdurchmessern von Roteichenpflanzen innerhalb einer Naturverjüngungspopulation zu erklären. Die Ergebnisse weisen zunächst auf die deutlich auf den Effekt der Altersdifferenzierung der vorliegenden Roteichennaturverjüngung hin, wobei die Altersspanne den gesamten Zeitraum seit Einleitung der Verjüngung umfasst. Das Alter bestimmt die Einwirkungszeit der äußeren Wuchsbedingungen, vor allem des nach ökologischem Verständnis für das Wachstum bedeutenden Strahlungsangebotes. Im Vergleich zweier gleichaltriger Pflanzen, einmal unter günstigen und einmal unter ungünstigen Lichtverhältnissen, führt somit die Alterszunahme zu sich zwischen diesen abweichenden Bedingungen vergrößernden Unterschieden in den

Höhen und Wurzelhalsdurchmessern. Unter identischen Strahlungsbedingungen führt ein höheres Alter gegenüber einem geringeren Alter zu dem gleichen Effekt. Absolut gesehen fallen die aus letzterem Fall resultierenden Dimensionsunterschiede umso größer aus, je höher der Lichtgenuss ist. Die synchrone Modellschätzung von Höhe und Wurzelhalsdurchmesser einer Pflanze in Abhängigkeit der gleichen Einflussgrößen kann biologisch plausibel berücksichtigen, dass die Änderungen beider Dimensionsgrößen über den Wertebereich der gemeinsamen erklärenden Variablen sich nicht proportional verhalten. Aus unterschiedlichen Kombinationen von Ausprägungen der Modelleffekte resultiert eine Variabilität der Pflanzenproportionen, ausgedrückt durch den Schlankheitsgrad, die das Modell durch den gemeinsamen Vektor der Erwartungswerte direkt abbilden kann.

7 Diskussion

Die folgende Diskussion nimmt eine Bewertung und Einordnung angewandeter Methoden und erzielter Ergebnisse vor. Aufgrund der Fülle bearbeiteter Teilthemen können nicht alle Einzelergebnisse in gleichem Umfang und in gleicher Tiefe diskutiert werden. Im Mittelpunkt der Diskussion stehen die wichtigsten Ergebnisse der Teilmodelle des Einzelbaumwachstums, des Bestandeswachstums in Form der neuen Roteichen-Ertragstafel für Nordwestdeutschland sowie Befunde zur Verjüngungsökologie und der Standortinteraktion der Roteiche. Inhaltlichen Zusammenhängen folgend, wird teilweise von der Gliederung der Ergebnisdarstellung abgewichen. Angesichts der Vielfalt für die einzelnen Teilfragen verwendeter Daten, Untersuchungsdesigns und Analysemethoden wird eine Methodendiskussion weitgehend in die jeweiligen inhaltlichen Teilkapitel integriert. Eine Synthese praxisrelevanter Ergebnisse stellt der Entwurf eines Bewirtschaftungs- und Entwicklungskonzepts für Bestände mit führender Roteiche bzw. Mischbestände mit größeren Roteichenanteilen dar. Im Rahmen der Schlussfolgerungen werden bestehende Einschätzungen zur Anbauwürdigkeit und ökologischen Zuträglichkeit (Otto 1993) sowie der Beurteilung der Invasivität der Roteiche (Vor et. al 2015) mit dem erweiterten Kenntnisstand abgeglichen und in eine Gesamtübersicht integriert.

7.1 Teilmodelle des Einzelbaumwachstums

7.1.1 Die Alters-Höhenbeziehung als Bestandteil des Einzelbaumwachstumsmodells

Die Beziehung zwischen Alter und Ober- bzw. Spitzhöhe (h_{100}) ist ein grundlegender waldwachstumskundlicher Zusammenhang sowohl im Einzelbaumsimulator BWinPro/TreeGrOSS, wo sie den Rahmen des potenziellen Höhenwachstum der Einzelbäume vorgibt (Nagel 1999), wie auch als sogenannte Grundbeziehung I (Assmann 1949, 1961) oder Einordnungsbeziehung (Kramer 1988) im Rahmen von Modellen des Bestandeswachstums wie klassischen Reinbestands-Ertragstafeln. Im Einzelbaumsimulator werden durch das potenzielle Höhenwachstum gleichzeitig Kronenmantelfläche und Konkurrenz als erklärenden Variablen des Grundflächenzuwachses mitbestimmt (Nagel 1999, Döbbeler et al. 2003, Hansen u. Nagel 2014). An dieser Stelle werden zunächst die grundsätzliche Herleitung und die Verlaufsform der neuen Alters-Höhenbeziehung diskutiert. Der auf dieser Alters-Höhenbeziehung basierende Bonitätsfächer wird später im Zusammenhang mit der neuen Roteichen-Ertragstafel für Nordwestdeutschland diskutiert.

Grundsätzlich biologisch plausible und nach formalen Kriterien gültige Modelle für die Alters-Höhenbeziehung der Roteiche erzielen zwei Modelle. Zum einen ist dies die Anpassung der dreiparametrischen Chapman-Richards-Funktion (CR3) an das verfügbare Datenmaterial aus Nordwestdeutschland mittels nichtlinearer Regression. Dieses methodische Vorgehen folgt dem bereits früher bewährten Ansatz zur Herleitung einer Alters-Höhenbeziehung der Roteiche für Westdeutschland, wie sie derzeit

in BWinPro/TreeGrOSS verwendet wird (Nagel 1994) sowie der für die heimischen Eichen (Nagel 1999) und für die Japanlärche (Westphal 1997). Da es sich bei der CR3 um eine anamorphe Funktion handelt (Gadow 2003), bleibt in Abhängigkeit des Alters die Lage der Wendepunkte unabhängig von der Höhenbonität gleich. In die Asymptote, die durch den a-Parameter bestimmt wird, geht bei der neuparametrisierten Roteichen-Funktion der SI als absolute Höhenbonität jeder Versuchs- bzw. Probefläche im Alter von 50 Jahren ein. Dieses Vorgehen der Festlegung der Asymptote wenden bereits Lundgren u. Dolid (1970) zusammen mit derselben funktionalen Grundlage (dort nur als Richards-Funktion bezeichnet) bei der Funktionalisierung älterer, grafisch hergeleiteter und annähernd anamorpher Bonitätsfächer anderer Autoren an, u. a. für die Roteiche eines Bonitätsfächers von Gevorkiantz (1957). Inhaltlich entspricht die Verwendung des SI im a-Parameter der Integration eines Effektes parzellen-spezifischer Standortbedingungen auf die erreichbare Endhöhe. Auch Biging (1985) verwendet den SI innerhalb des a-Parameters der CR3, allerdings für Daten von Stammanalysen im Sinne eines Zufallseffektes zur Beschreibung des individuellen Wachstums der Einzelbäume. Im Unterschied zu Stammanalysen über 50-jähriger Bäume müssen die SI zum Alter 50 Jahre in der vorliegenden Arbeit für viele von diesem Alter abweichende Beobachtungen zunächst berechnet werden. Dies geschieht durch Einsetzen der einzelnen Beobachtungen aus Alter und Spitzenhöhe in die allgemeine CR3-Anpassung an alle verwendungsfähigen Wertepaare des Bestandesalters und der h100 der Versuchs- und Probeflächen. Bei wiederholten Beobachtungen ein und derselben Versuchsparzelle werden die SI der einzelnen Aufnahmen arithmetisch zu einem Durchschnitts-SI der jeweiligen Parzelle gemittelt. Abweichende Entwicklungen im Verlauf des Höhenwachstums v. a. durch Veränderungen von Standort- und Umweltbedingungen im Zeitverlauf (Schmidt 2020) werden durch dieses Vorgehen ausgeblendet. Ein gemischter nichtlinearer Modellansatz zur Einbeziehung eines zusätzlichen Zufallseffektes der Versuchsparzelle innerhalb des a-Parameters über den durchschnittlichen SI hinaus, erzielt trotz der zahlreichen Flächen mit Messwiederholungen keine Konvergenz. Im Zusammenhang mit der Suche nach den Ursachen dafür wird die CR3 für Versuchsparzellen mit mindestens sechs Wiederholungsaufnahmen individuell an die Alters-Höhenverläufe angepasst (Abb. 82). Erfolgreiche Funktionsanpassungen zeigen für bestimmte Versuchsparzellen teilweise sehr deutliche Abweichungen gegenüber der Leitkurve der allgemeinen CR3-Anpassung. Zunächst spricht dies für eine hohe Flexibilität der CR3. Neben sehr gestreckten, fast linearen h100-Verläufen mit nahezu konstanter Höhenzunahme bis in hohe Alter gibt es andererseits Verläufe mit abrupten Übergängen von anfangs sehr dynamischen Höhenentwicklungen in nahezu asymptotische Verläufe bereits bei einem Alter von ca. 60 Jahren.

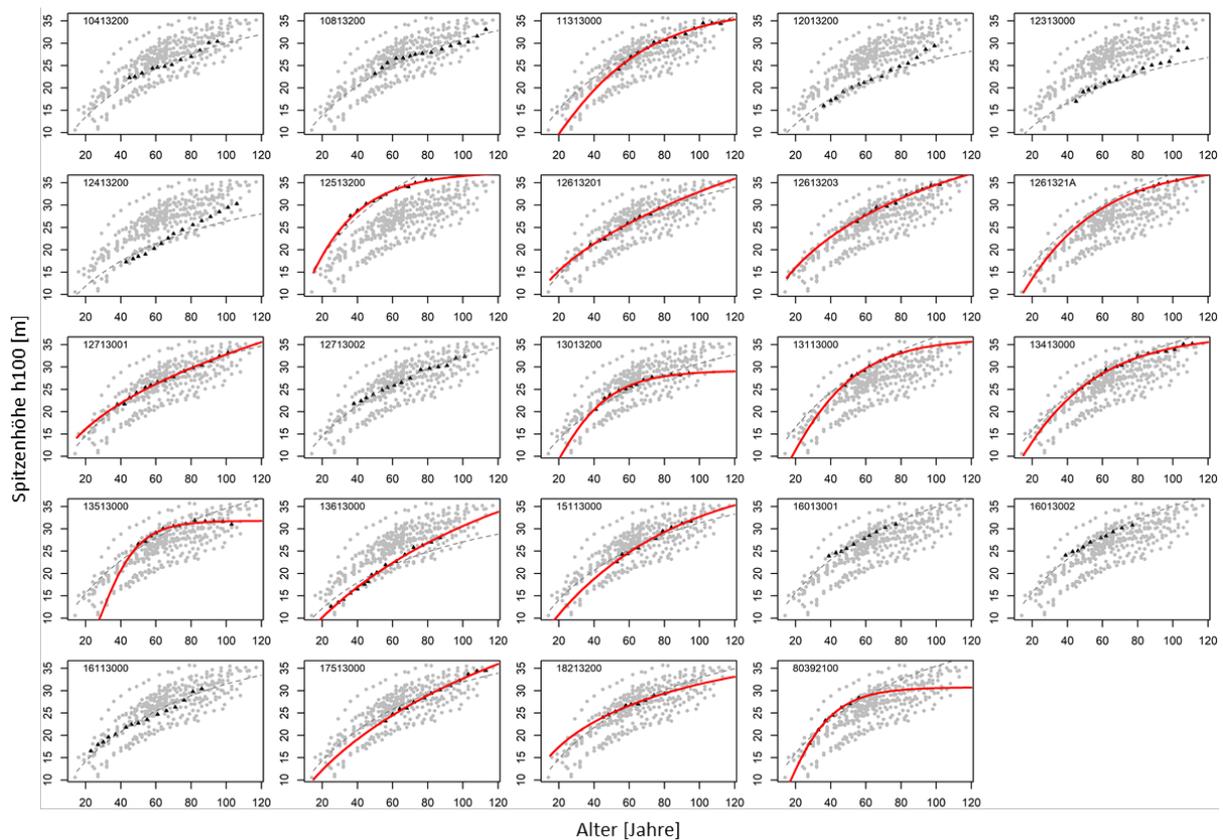


Abbildung 82: Anpassung der dreiparametrischen CR-Funktion an die h_{100} -Verläufe einzelner Versuchspartellen mit langer Zeitreihe (rot) im Vergleich zur Leitkurve des Gesamtmodells (grau gestrichelt); Anpassungsversuche tlw. ohne Konvergenz

Erklärungsansätze für die letztgenannten Verläufe finden sich wie zu vermuten hauptsächlich in besonderen Standortdynamiken der jeweiligen Versuche, so für Lampertheim 128 (Versuchsnummer 135 13000) durch eine starke Grundwasserabsenkung und für Wolfenbüttel 2461 (Versuchsnummer 130 13200) durch eine ausgeprägte Staunässe des Standortes, die durch längere Trockenphasen zunehmend zu wechsell trocken tendiert. Der Versuch Ahlhorn 2126 (Versuchsnummer 803 92100) dagegen weist größere Mischungsanteile von Küstentanne und Douglasie auf, die im Zeitverlauf allmählich vorwüchsig werden und durch ihre zunehmende Konkurrenz Einfluss auf die Höhenentwicklung der Roteiche ausüben. Für neun von 24 Versuchspartellen erzielen die Einzelanpassungen keine Konvergenz. In diesen Fällen liegen häufig der Form nach konkave Entwicklungen der h_{100} über dem Alter vor, was einer erneuten Zunahme der Höhenzuwächse in höheren Altern entspricht. Derartige Verläufe sind nach dem Ausschluss von Messfehlern mit hoher Wahrscheinlichkeit auf Standortverbesserungen zurückzuführen. Sie können durch die CR3 als einer Funktion asymptotischen Wachstums nicht abgebildet werden. Besonders ausgeprägt tritt der beschriebene Effekt auf Standorten mit Ausgangssubstraten schwacher Nährstoffversorgung auf, wie in Trier (Versuchsnummer 120 13200), Traben-Trarbach (Versuchsnummer 123 13000) und Boppard (Versuchsnummer 124 13200). Die Befunde liefern deutliche Hinweise darauf, dass für lange Beobachtungszeitreihen eine Konstanz der Standort-

und Umweltbedingungen und des daraus resultierenden Wachstums nicht ohne weiteres vorausgesetzt werden kann. Die Ursachen der Standortverbesserungen oder -verschlechterungen können neben atmosphärischen Stoffeinträgen auch Klimaveränderungen und Beeinträchtigungen des Standortwasserhaushaltes wie Grundwasserabsenkungen (Pretzsch 2002) sein. Große Studien zu den Effekten variabler Standortbedingungen auf das Wachstum entlang großer geografischer und topografischer Gradienten berücksichtigen dies in ihren Modellansätzen (Bravo-Oviedo et al. 2007) bzw. zielen mit geeigneten Methoden sogar explizit auf die Abbildung der zugrunde liegenden Zusammenhänge ab (Spiecker et al. 1996, Brandl et al. 2018, Schmidt 2020). In der CR3 ohne Zufallsvariablen können Effekte veränderlicher Standortbedingungen dagegen nicht berücksichtigt werden. Der hier im Falle wiederholter Versuchsaufnahmen verwendete SI-Mittelwert kommt einer statischen Bonitierung der Versuchseinheiten gleich, die „mittleren“ Standortverhältnisse der Beobachtungszeit einer Versuchsparcelle unterstellt, die zeitliche Standortdynamik zumindest in ihrem Verlauf vernachlässigt und durch die Mittelwertbildung ein am Ende erreichtes, oft höheres Leistungsniveau nicht voll wiedergibt.

Grundsätzlich sind anamorphe Leitkurven aus dem Mittel aller Beobachtungen wie nach der Richards-Gleichung (CR3) nicht geeignet, um Unterschiede der Form von Höhenwachstumsverläufen in Abhängigkeit der Standortgüte und -leistungsfähigkeit, wie sie sich auch im vorliegenden Datenmaterial andeuten, differenzierter darzustellen (Heger 1968, Bailey u. Clutter 1974). Hierzu bedarf es ausdrücklich Funktionen, die polymorphe Verläufe, wie sie häufig auch für die unterschiedliche Standortstraten innerhalb von Bonitätsfächern kennzeichnend sind (Hahn u. Carmean 1982), nachbilden können. Ein Beispiel, wie polymorphe Bonitätsfächer ein gegenüber den guten Bonitäten eher gestrecktes Höhenwachstum von Roteichenbeständen schwacher Standorte zutreffend wiedergeben, findet sich bei Carmean (1978).

Die Funktion nach Sloboda (1971), deren Anpassung auf der Zuwachsform (Differenzenform) beruht, welche durch Integration in die Wachstumsform der Funktion überführt wird und die ebenfalls an den Roteichendaten parametrisiert wurde, ist im Gegensatz zur CR3 zur Abbildung standortbezogen polymorpher Wachstumsverläufe geeignet. Für die Parametrisierung der Differenzenform werden als Datengrundlage Höhenzuwächse statt der Wertpaare aus Alter und Höhe verwendet. Einmalige Probenflächenaufnahmen für die Anpassung dieser Funktion also nicht verwertet werden. Dadurch bleiben ganze Teilregionen wie das niedersächsische Bergland und Sachsen-Anhalt, die nur mit einmaligen Probenflächenaufnahmen vertreten sind, unberücksichtigt. Bei den Differenzen in der Spitzenhöhe zweier aufeinanderfolgender Aufnahmezeitpunkte handelt es sich genau genommen auch nicht um echte Höhenzuwächse. Die Funktion wird jedoch von anderen Autoren auf eine vergleichbare Datengrundlage von Differenzen aus Bestandeshöhenwerten angewendet (Gadow 2003, Klädtke 2016, Kindermann 2016), so auch für einige aktuell in BWinPro/TreeGrOSS integrierte Alters-Höhenbeziehungen (Hansen u. Nagel 2014), u. a. für Bergahorn (Nagel 1985), Winterlinde (Böckmann 1990), Vogelkirsche (Röös

1990), Vogelbeere (Hillebrand 1998) und Elsbeere (Kahle 2004). Bei den Datengrundlagen für die selteneren Baumarten handelt es sich allerdings in der Regel um echte, mittels Stammanalysen bestimmte Höhenzuwächse von Einzelbäumen. Nach der Sloboda-Funktion zeigt das altersabhängige Wachstum der Spitzenhöhe der Roteiche im Unterschied zum CR3-basierten Modell kein ausgeprägtes asymptotisches Verhalten zu hohen Altern. Auffallend deutlich betont das sensitive Anpassungsverhalten der Differenzenform der Funktion starke Höhenzunahmen in den Beobachtungen weniger alter Versuche, für die Messfehler als Ursache leider nicht vollständig ausgeschlossen werden können. Im Vergleich zu dem streng asymptotischen Spitzenhöhenverlauf zum Alter 100 Jahre bei Bauer (1955) gibt es zwar auch nach der neuen CR3-Anpassung noch ein nennenswertes Höhenwachstum älterer Roteichenbestände, jedoch nicht in einer solchen Größenordnung wie nach der Sloboda-Funktion. Dafür zeigt die Sloboda-Funktion einen der Lage nach plausiblen Wendepunkt zu Bestandesaltern knapp unterhalb der Derbholzschwelle und dies sogar, obwohl die Datengrundlage hier gar keine Beobachtungen enthält. Dieser sich ergebende Altersbereich des Wendepunktes passt zur Angabe von Nicolescu et al. (2020), wonach das Höhenwachstum der Roteiche zwischen 15 und 20 Jahren und damit früher als bei allen europäischen Eichenarten kulminieren soll. Gegenüber der bisher verwendeten Alters-Höhenbeziehung von Bauer (1955) verläuft das Höhenwachstum sehr junger Roteichenbestände nach der Sloboda-Funktion immer noch dynamischer, jedoch nicht so rasant wie nunmehr nach der neuen CR3-Parametrisierung. Deren noch steilerer Anstieg der Spitzenhöhen sehr junger Bestände entspräche einem sehr starken Höhenwachstum bereits mehr oder weniger ab der Bestandesbegründung, was praktischen Erfahrungen eines Pflanzschocks und einer mitunter mehrjährigen Etablierungsphase eher widerspricht. Durch einige andere Arbeiten mit räumlichem Bezug auf Deutschland und Mitteleuropa wird jedoch die anfangs sehr steile Verlaufsform des Höhenwachstums der Roteiche nach der CR3-Anpassung mit dem anschließenden Übergang in ein eher gestrecktes Wachstum durchaus gestützt. So zeigen die Höhenentwicklungen nach Dornbusch (1986, zit. nach Wenk et al. 1990, S. 374 ff) für die ostdeutschen Mittelgebirge, nach Laurent et al. (1988) für Belgien sowie die der niederländischen Ertragstafel (Bastide u. Faber 1972) einen vergleichbar steilen Höhenanstieg im Jugendwachstum. Angesichts der verbleibenden Unsicherheiten des Funktionsverlaufes der CR3-Parametrisierung zu sehr jungen Altern könnte die Erweiterung der Parametrisierungsgrundlage um Beobachtungen aus Verjüngungsversuchen bzw. durch zusätzliche Messungen in sehr jungen Roteichenbeständen beitragen. Darauf wird im Zusammenhang mit dem neuen Bonitätsfächer noch näher eingegangen. Bei in Zeitabständen mindesten einmal wiederholten Höhenmessungen und daraus berechneten Höhenzuwächsen könnten solche Daten natürlich ebenfalls als erweiterte Datengrundlage in die Anpassung der Sloboda-Funktion einfließen. Besonders wertvoll wären früh einsetzende Zeitreihenaufnahmen, die den Kulminationszeitpunkt des Höhenzuwachses und damit den Wendepunkt des Höhenwachstums einschließen. Für übliche ertragskundliche Versuche liegt ein entsprechendes Alter häufig

vor dem Zeitpunkt der Anlage. Unabhängig vom gewählten Funktionstyp können Daten juvenilen Höhenwachstums entscheidend zu verbesserten Modellen beitragen und ermöglichen dann ggf. auch sinnvolle Anpassungen anderer höher parametrisierter Funktionen wie der vierparametrischen CR-Funktion nach Fischer u. Schönfelder (2017) und weiterer nichtlinearer Funktionen (Kindermann 2016). Im Hinblick auf die Sloboda-Funktion erscheinen als Datenergänzung valide Höhenzuwächse im Bereich hoher Alter noch wichtiger. Eine Methode zur entsprechenden Datengewinnung stellen die bereits erwähnten Stammanalysen dar (Pretzsch 2002, S. 110), wobei sich die Auswahl möglichst wipfelschäftiger Probestämme bei alten Laubbäumen praktisch sicher schwieriger gestaltet als bei Nadelbäumen. Die große Bedeutung von Daten sowohl des juvenilen Höhenwachstums durch die explizite Einbeziehung des Koordinatenursprunges und Beobachtungen im Bereich des Wendepunktes als auch des Seneszenz-Stadiums für verbesserte Modellanpassungen betonen ebenfalls Zeide (2003) und Fekedulegn et al. (1999). Letztere sprechen sich außerdem für die inhaltliche Definition der Modellparameter wie auch bei Fischer u. Schönfelder (2017) aus.

Für die künftige Schätzung des potenziellen Höhenwachstums der Roteiche im Einzelbaumsimulator BWinPro/TreeGrOSS wird, trotz der diskutierten Unsicherheiten des Verlaufs bei sehr jungen Altern, vorläufig die neu angepasste dreiparametrische CR-Funktion mit der in den Asymptoten-Parameter integrierten *hbon50* empfohlen. Die Begründungen hierfür sind die Möglichkeit zur Nutzung der vollständigen Datenbasis einschließlich der Beobachtungen einmalig aufgenommenener Probestflächen, der plausible Verlauf in höheren Altern und die angeführten Belege dafür, dass ein rasantes Jugendwachstum für die Roteiche durchaus kennzeichnend ist. Der Verlauf des Höhenwachstums der Roteiche nach dieser Neuparametrisierung weicht deutlich stärker von jenem der heimischen Eichenarten (Eiche, mäßige Durchforstung, Jüttner 1955; in Schober (Hrsg.) 1987) ab, als die bisher in BWinPro/TreeGrOSS verwendete Version der CR3. Danach wäre die altersabhängige Höhenentwicklung der Roteiche eher vergleichbar mit der des Bergahorns in Norddeutschland (Nagel 1985, Lockow 2004), was auch waldbauliche Konsequenzen in Bezug auf das Alter des Durchforstungsbeginns nach sich zieht.

7.1.2 Einordnung des neuen Kronenbreitenmodells der Roteiche

Es gibt zahlreiche Kronenbreitenmodelle verschiedener Laub- und Nadelbaumarten, welche diese Zielgröße hauptsächlich in Abhängigkeit des BHD, teilweise unter Hinzuziehung weiterer erklärender Variablen beschreiben (Guericke 2001, Bechtold 2004). Dabei kann der Zusammenhang der Kronenbreite zum BHD linear verlaufen oder eine degressive Zunahme der Kronenbreite mit zunehmendem BHD abbilden, was von der Baumart und ggf. auch von der verwendeten Datengrundlage abhängt (Döbbeler et al. 2003). Ein Vergleich der neuen linearen Kronenbreitenfunktion für die Roteiche in Nordwestdeutschland mit den nichtlinearen Kronenbreitenmodellen des Einzelbaumsimulator BWinPro/TreeGrOSS für Rotbuche und die beiden heimische Eichenarten (Döbbeler et al. 2003) verdeutlicht

zunächst die baumartenspezifischen Unterschiede (Abb. 83). Über das gesamte dargestellte Durchmesserpektrum besitzen unter diesen Baumarten die Buchenkronen die größte mittlere Horizontalausdehnung zu einem gegebenen BHD. Für die heimischen Eichen, deren Simulator-Funktion bisher für die Roteiche mitverwendet wird, ergeben sich bis zu mittleren BHD ähnliche Kronenbreiten wie für die Buche, während ab einem BHD von ca. 30 cm ihre Standraumansprüche dieser gegenüber weniger stark zunehmen. Das neue, für die weitere Verwendung empfohlene lineare Kronenbreitenmodell der Roteiche zeigt in Relation zur Buche grundsätzlich einen geringeren Standraumbedarf, abgesehen von extrem geringen BHD. Letzteres geht hauptsächlich auf die fehlende Flexibilität der linearen Funktion zurück. Im Durchmesserbereich des Einwuchses in das Derbholz kommt es dadurch möglicherweise zu einer Überschätzung der Kronenbreiten und damit auch der Konkurrenz in sehr jungen Roteichenbeständen. Das alternative nichtlineare Kronenbreitenmodell der Roteiche (glns), im Verlauf ansonsten identisch mit dem linearen Modell, zeigt für diesen BHD-Bereich mit der Buche vergleichbare Kronenbreiten. Im weiteren Verlauf bleiben beide hier deckungsgleich verlaufenden Roteichenmodelle bis zu einem BHD von ca. 50 cm unter den Kronenbreiten der heimischen Eichen. Erst im weiteren Verlauf übertrifft die Roteiche deren Standraumansprüche etwas. Eine Roteiche mit einem BHD von 70 cm, dem Zieldurchmesser für Roteichenwertholz (Böckmann et al. 2019), hätte demnach eine 11,5 m breite Krone gegenüber einer zu gleichem BHD 13,5 m breiten Buchenkrone und einer 10,7 m breiten Trauben- oder Stieleichenkrone.

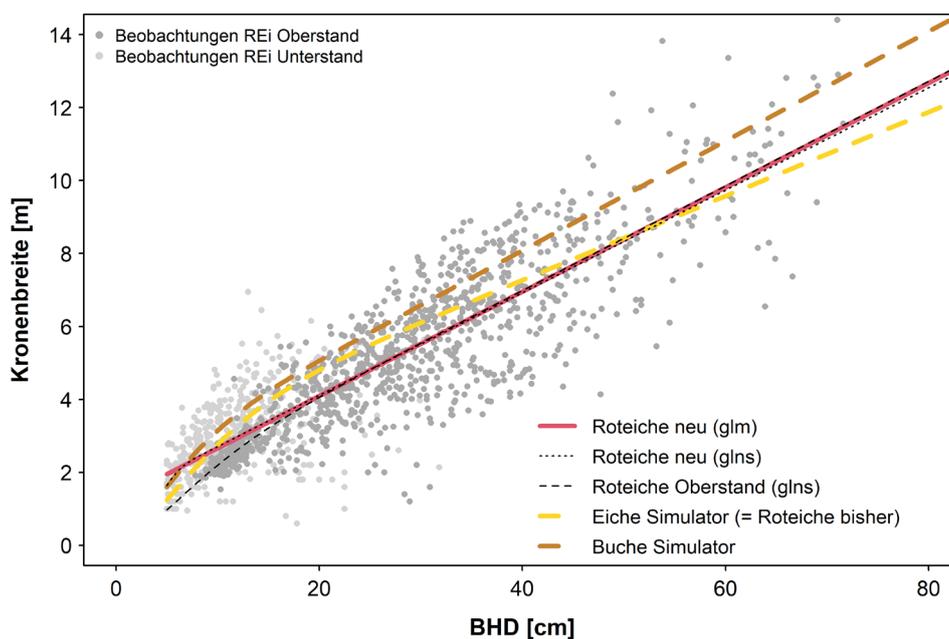


Abbildung 83: Kronenbreite der Roteiche in Abhängigkeit des BHD auf Basis des Gesamtdatensatzes nach einem gemischten linearen Modell (glm) sowie nach einem nichtlinearen Modellansatz (glns), letzterer separat auch für den Oberstand; zum Vergleich Kronenbreiten von Buche und Trauben-/Stieleiche nach BWinPro/TreeGrOSS (Döbeler et al. 2003)

Eine Berücksichtigung der Zugehörigkeit der Roteichen zum Ober- bzw. Unterstand ergibt im Kronenbreitenmodell tendenziell breitere Kronen des Unterstandes. Ein nur mit Kronenbreitenmessungen des Oberstandes parametrisiertes Modell unterscheidet sich von dem linearen Standardmodell auf der Basis aller Kronenbreitenmessungen durch schmalere Kronen im Durchmesserbereich bis 20 cm. Der weitere Verlauf von Oberstands- und Standardmodell ist dann wiederum nahezu identisch. Diese Abweichung, die umgekehrt auf verhältnismäßig breitere Kronen des Unterstandes hindeutet, kann als Ausdruck dessen morphologischer Anpassung an den geringeren und in der Intensität kleinräumig wechselnden Strahlungseinfall unter dem Schirm des Oberstandes (Roloff 2001, Kühne et al. 2014) gedeutet werden. Eine Berücksichtigung der Zuordnung eines Baumes zum Ober- bzw. Unterstand im Modell könnte also zur Verbesserung der Kronenbreitenschätzungen des unteren BHD-Bereiches beitragen, würde aber für den Einsatz in einem Wachstumssimulator die Information der Schichtzugehörigkeit auch zwingend erfordern.

Sprauer (2013), die sich im Rahmen der Untersuchungen zu asymmetrischen Kronenformen intensiv mit gemischten verallgemeinerten additiven Kronenbreitenmodellen für die vier Hauptbaumarten in Deutschland sowie Lärche und Douglasie beschäftigt, findet neben dem BHD als linearem Haupteffekt weitere Effekte, welche die Kronenbreite beeinflussen. Demnach wirken bei allen von ihr untersuchten Baumarten neben dem BHD vor allem ein Effekt der Baumhöhe negativ sowie ein Effekt des Bekronungsgrades positiv auf die Kronenbreite. Das Verhältnis von Höhe und BHD wird dabei als integrativer Ausdruck der längerfristigen Standraumverhältnisse, unter denen der Baum erwachsen ist, interpretiert. Die derzeitige Bestandesdichte bzw. aktuelle einzelbaumbezogene Konkurrenzindizes erweisen sich dagegen in den behandelten Beständen ihrer Datengrundlage als weniger aussagekräftig und unzweckmäßig für Kronenbreitenfunktionen im Rahmen von Wachstumssimulationen. Bei den heimischen Eichen sollen außerdem noch das Alter (positiv) und die Geländehöhe (negativ) Einfluss auf die Kronenbreite besitzen. Durch die zusätzliche Berücksichtigung des Alters behebt auch Münder (2005) eine bei alleiniger Verwendung des BHD auftretende Unterschätzung der Kronenbreiten überschirmter junger Buchen. Der Autor vermutet hinter diesem Alterseffekt verborgene Einflüsse der Konkurrenz durch die Dichte des Buchen-Voranbaus und des Fichtenschirms. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit führt die Einbeziehung weiterer erklärender Variablen in die Kronenbreitenschätzung nicht zu verbesserten, sondern zu verzerrten Modellen, was vor allem auf eine hinsichtlich dieser Variablen zu geringe und unbalancierte Datenbasis zurückgeführt wird. Dagegen finden in der noch zu diskutierenden Funktion der Kronenlänge (s. Kap. 7.1.3) sowohl eine Behandlungsabhängigkeit, ausgedrückt durch das H/BHD-Verhältnis des Baumes, als auch die Spitzenhöhe als Ausdruck des Standortes Berücksichtigung. Dagegen fehlen beide Effekte in dem sehr einfachen Kronenbreitenmodell der Roteiche, obwohl ihre Einbeziehung inhaltlich sinnvoll sein könnte, ein Gesichtspunkt, der im Zusammenhang mit der Diskussion um eine zutreffende Form von Modellkronen im Folgenden noch aufgegriffen wird (Kap. 7.1.4).

Eine methodische Alternative zu dem in der vorliegenden Arbeit angewendeten Ansatz des mittleren funktionalen Ausgleichs von Kronenbreitenmessungen aus unterschiedlich behandelten Beständen verschiedener Standorte und Alter setzt zunächst bei der Parametrisierung von Schätzfunktionen für maximale Kronenbreiten von Solitären an. Krajicek et al. (1961) finden für verschiedene Baumarten in den östlichen USA, dass sich auf der Basis konkurrenzfrei erwachsener Bäume ein maximal ausnutzbarer horizontaler Wuchsraum schätzen lässt, der angeblich weder durch den Standort, noch durch das Alter, sondern wiederum ausschließlich durch den BHD bestimmt sein soll. Nach einer daraus resultierenden, für die Laubbaumarten des Oak-Hickory-Forest zunächst sogar artunspezifischen linearen Schätzfunktion maximaler Kronenbreiten („Maximum Crown Width“ = MCW), beruhend auf Messungen an 340 Solitären verschiedener Baumarten eines breiten BHD-Spektrums, ergäbe sich für einen Roteichen-Solitär zu einem BHD von 70 cm eine maximale Kronenbreite von über 17 m. Dieser Wert liegt um mehr als 5 m höher als die Kronenbreite einer im Bestand erwachsenen Roteiche des gleichen BHD nach der neuen Funktion für Nordwestdeutschland. Spätere artspezifisch differenzierte MCW-Modelle für Baumarten der Lake-States der USA stammen von Ek (1974), der für maximale Kronenbreiten der Roteiche nun eine Potenzfunktion des BHD mit leicht degressiver Zunahme verwendet. Das Konzept der MCW stellt gleichzeitig die referenzielle Verbindung zu den mit der Kronenbreite verbundenen maximalen Standraumansprüchen her, die zur Beschreibung von Bestockungsdichte bzw. Konkurrenz in Wachstumssimulatoren prinzipiell geeignet sind. Auf der Basis der Summe maximaler Kronenprojektionsflächen („Maximum Crown Area“ = MCA), berechnet aus Stammzahlen und Durchmesserklassen der BHD-Verteilung bzw. aus der Gesamtstammzahl und dem dg bezogen auf eine feste Flächeneinheit (z. B. 1 ha), ergibt sich ein potenzielles Überschirmungsprozent bzw. ein bestandesbezogener Kronenkonkurrenzindex („Crown Competition Factor“ = CCF) als Relativmaß der Bestockungsdichte, das sich auf eine volle Standraumausnutzung durch Solitäre bezieht. Während ein CCF-Wert von 100 also eine vollständige überlappungsfreie Überschirmung einer Flächeneinheit durch Solitäre bedeutet, zeigen CCF-Werte über 100 bei gleichem dg an, dass mehr Bäume auf der Fläche stocken, für die sich bei Ausbildung maximaler Kronenbreiten eine Überschirmung von über 100 % ergäbe. Dagegen zeigen Werte unter 100 an, dass bei gegebener Stammzahl und gegebenen Durchmessern nicht einmal Solitäre den Wuchsraum voll ausnutzen würden. Für durchschnittliche, „normal“ bestockte Waldbestände würden sich demnach CCF-Werte um 170 ergeben. Der CCF bietet eine Anknüpfung an den in BWinPro/TreeGrOSS verwendeten c_{66} (Nagel 1999) als abstandsunabhängigen Konkurrenzindex bzw. ebenfalls bestandesbezogenes Maß für die Überschirmung. Die methodische Weiterentwicklung des ursprünglichen Konzeptes durch Hann (1997) stellt eine funktionale Verbindung zwischen den maximalen Kronenbreiten vollkommen frei erwachsener Solitäre (MCW) und potentiellen Kronenbreiten her, wie sie sich innerhalb eines Bestandesgefüges ausbilden können („Largest Crown Width“ = LCW). Bei Baumarten des westlichen Nordamerika werden artspezifische LCW ausgehend von den

MCW durch die erklärenden Variablen Bekronungsgrad, unterstellte Kronenform, absolute Kronenlänge, Durchmesser-Höhenverhältnis des Baumes und ggf. geografische Lage funktional bestimmt. Den signifikanten Einfluss der vorgenannten Variablen und außerdem den der Höhenlage und eines phänologischen Indexes des Vegetationszeitbeginns auf die potenzielle Kronenbreite innerhalb von Beständen findet ebenfalls Bechtold (2003), der LCW-Modelle für 87 Baumarten der östlichen USA auf der Grundlage umfangreicher Inventurdaten aufstellt. Für die Roteiche vereinfacht sich sein Modell allerdings auf signifikante Einflüsse des BHD und des Bekronungsgrades. Für die Übertragung dieses Konzeptes in den Kontext der vorliegenden Arbeit fehlen im vorhandenen Datenmaterial Referenzmessungen an solitär erwachsenen Roteichen. Anknüpfend an vorher genannte Arbeiten stellen Russel u. Weiskittel (2011) MCW- und LCW-Schätzungen für 15 Baumarten in Maine vor, um den aus der MCW berechneten CCF als Konkurrenzmaß auf Bestandesebene und die LCW als lokales Überschirmungsmaß eines Simulators zu nutzen. Die LCW schätzen sie wie Hann (1997) aus der maximalen Kronenbreite der Solitäre (MCW) unter Hinzuziehung des BHD mit einem exponentiellen Koeffizienten und des Bekronungsgrades (BG). Über die Baumarten hinweg zeigt sich eine leicht positive Korrelation des BHD-Koeffizienten zur artspezifischen Schattentoleranz. Der BG-Koeffizient wird für Roteiche nicht signifikant. Die daraus resultierende Abhängigkeit der Kronenbreite der Roteiche wiederum ausschließlich vom BHD entspricht letztlich der Determinierung des Zusammenhangs in der neuen Kronenbreitenfunktion für Nordwestdeutschland. Hinsichtlich der Funktionsform finden Russel u. Weiskittel (2011) wie die vorliegende Arbeit kaum Unterschiede zwischen linearer und nichtlinearer Funktion, empfehlen aber, abweichend von der hier getroffenen Entscheidung, die Verwendung der nichtlinearen Modellform aufgrund ihrer biologischen Plausibilität und besserer Extrapolationseigenschaften.

Speziell der Einfluss der Bestandesdichte bzw. lokaler Konkurrenzverhältnisse auf die Kronenbreite eines Baumes ist Gegenstand der Untersuchungen von Bragg (2001) im Zuge der Entwicklung einer Kronenbreitenfunktion für einen Einzelbaumsimulator. Neben dem BHD als erklärender Variable nimmt er die lokale Grundfläche in der Umgebung des Baumes mit in sein Modell auf. Unter der Voraussetzung keiner größeren Eingriffe oder natürlicher Störungen in den vergangenen 10 Jahren führt diese einfache Variable vor allem für die Roteiche zu verbesserten Schätzungen der Kronenbreite. Jedoch merkt der Autor selbst an, dass ein intensiveres Bestandesmanagement oder Störungsregime die Aussagekraft einer einmalig erhobenen lokalen Grundfläche stark verringert. Insofern wäre sein Modell im Rahmen des Einzelbaumsimulators BWinPro/TreeGrOSS weniger geeignet, da hier auch Behandlungsvarianten mit intensiven Durchforstungen möglichst zutreffend abgebildet werden sollen.

Allerdings zeigt der Vergleich der Kronenbreiten von Z-Bäumen und Füllbestandsbäumen im Rahmen dieser Arbeit, dass lokale Dichteabsenkungen zur vorrangigen Förderung von Z-Bäumen sehr wohl einen Einfluss auf die Kronenbreite ausüben und die Beziehung von BHD zu Kronenbreite zwischen Z-

Bäumen und Füllbestandsbäumen modifizieren. Z-Bäume weisen demnach größere Kronenbreiten zu gleichen BHD auf, wenn ihnen entsprechender Standraum zur Verfügung steht. Im Hinblick auf Ursache und Wirkung ist die umgekehrte Formulierung des Zusammenhangs eventuell verständlicher und sinnvoller: Z-Bäume bilden nach Freistellung mittels Kronenexpansion einen größeren Assimilationsapparat aus, durch den bestimmte Durchmesser früher erreicht werden, jedoch unter Inanspruchnahme eines größeren Standraums. Die getrennte Anpassung linearer Kronenbreitenmodelle für die Z- und Füllbestandsbäume einzelner Versuchsflächen verschiedener Alter im niedersächsischen Tiefland mit großen Unterschieden der Durchforstungsstärke verdeutlicht, dass die Unterschiede der Kronenbreiten beider Teilkollektive in Abhängigkeit des BHD noch deutlicher ausfallen können, als nach den durchschnittlichen Verhältnissen der gesamten Datengrundlage (Abb. 84). Sehr starke, fast lichtungsartige Durchforstungen kennzeichnen die Versuche Rotenburg 1127 und Görde 114, während die anderen dargestellten Versuche als starke Hochdurchforstungen (E-Grad) unter vorrangiger Förderung der Z-Bäume behandelt worden sind. Nicht in allen Fällen hatten die Durchforstungen bereits früh eingesetzt.

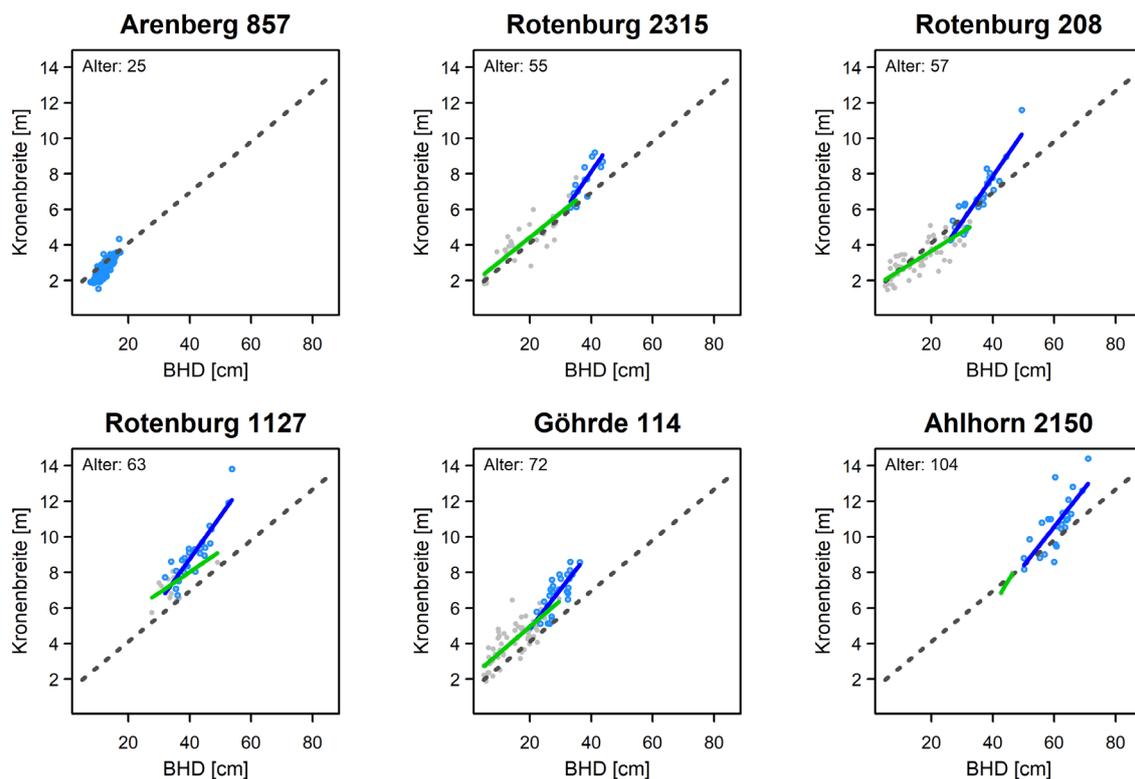


Abbildung 84: Kronenbreite von Z-Bäumen (blau) und Füllbestandsbäumen (grün) ausgewählter Versuche im Vergleich zum neuen Standardmodell der Kronenbreite (schwarz gestrichelt)

Genauso wie in dem versuchsübergreifenden Modell zeigt sich in den einzelnen Versuchen, dass die Z-Bäume mit steigenden Durchmessern zunehmend breitere Kronen aufweisen als gleichstarke Füllbestandsbäume und damit entsprechend größere Standräume einnehmen. Für den Füllbestand aller Ein-

zelversuche folgt die Zunahme der Kronenbreiten mit dem BHD in etwa dem neuen allgemeinen Kronenbreitenmodell der Roteiche ohne Baumklassifikation. Darüber hinaus treten deutliche Unterschiede der einzelnen Versuche hervor, welche Besonderheiten der Behandlung und des Standortes widerspiegeln. Im jüngsten Versuch Arenberg 857 liegen die Kronenbreiten der Z-Bäume zum Auswahlzeitpunkt bei noch gedrängtem Kronenschluss und vor Durchforstungsbeginn im Bereich des allgemeinen Kronenbreitenmodells, im unteren BHD-Bereich sogar leicht darunter. Dies spricht für gleiche Ausgangsbedingungen von Z-Bäumen und Füllbestand bei Durchforstungsbeginn und dafür, dass spätere Unterschiede der Teilkollektive behandlungsbedingt sind. In den am stärksten durchforsteten Versuchen Gohrde 114 und Rotenburg 1127 liegen die Kronenbreiten der Füllbestandsbäume auf einem höheren Niveau als in den restlichen Versuchen. Zudem sind bei vergleichbarem Standort und gleichem Regionalklima die Z-Baumkronen in Rotenburg 1127 zu gleichen BHD breiter als in den moderater durchforsteten Beständen Rotenburg 2315 und 208 sowie Ahlhorn 2150. Zu folgern ist, dass stärkere Durchmesser bei früh einsetzender und starker Durchforstung schneller erreicht werden, was zur Verkürzung der Produktionszeiten und der Verringerung etwaiger Risiken beitragen kann. Auf der anderen Seite können sehr starke Absenkungen der Bestandesdichte, zumal in höheren Altern bei bereits nachlassender Reaktionsfähigkeit der Kronen mit empfindlichen Einbußen der Flächenproduktivität verbunden sein. Beide Belange sind bei der Bestimmung der Ziele des Bestandesmanagements und einer dazu passenden Freistellung zu berücksichtigen. Vor betriebswirtschaftlichen Betrachtungen könnte man sich einem ertragskundlichen Zielausgleich darüber nähern, ab wann Lücken nicht kurzfristig wieder geschlossen werden und „Produktionsfläche“ dadurch länger ungenutzt bleibt, zunächst unabhängig von der Effizienz, mit der sie genutzt wird. Dafür könnten in Nordamerika verbreitete „Stocking Charts“ (= Bestockungsdiagramme, Gingrich 1967, 1971), die auf dem vorgestellten Konzept der Kronenbreiten von Solitären und daraus abgeleiteten CCF beruhen, hilfreich sein. Da sie ein oberes Potenzial der Kronenentwicklung abbilden, lassen sich so z. B. Stammzahlen zu ermitteln, die bei gegebenem BHD (näherungsweise dg) kurzfristig wieder volle Standraumausnutzung (B-Level-Stocking) gewährleisten. Für alle hier vorgestellten Versuchsflächen ist der Kronenschluss zum Zeitpunkt der Kronenablotungen mindestens locker (Rotenburg 1127, Gohrde 114) bis geschlossen (übrige Versuche), abgesehen vom noch gedrängtem Schluss vor der Erstdurchforstung bei Arenberg 857, so dass der horizontale Wuchsraum in allen Beständen weitgehend ausgenutzt ist. Die breitesten Kronen aller Versuche bei gegebenem BHD weisen die Z-Bäume des mit Abstand schwächsten Standortes der verglichenen Flächen in Gohrde 114 auf. Dies kann als Ausdruck eines höheren Standraumbedarfs zur Erzielung gleicher Durchmesser angesichts standörtlich limitierter Ressourcen und damit als Hinweis auf einen zusätzlichen Einfluss der Bonität auf die Kronenbreite gewertet werden, der im Grundzusammenhang der Sto-

cking Charts bisher ebenfalls unberücksichtigt bleibt. Diese Fragen bieten Anknüpfungen für die Diskussion der maximalen Dichte von Roteichenbeständen und der Vorgabe von Zielgrundflächen der neuen nordwestdeutschen Roteichen-Ertragstafel.

In die Berechnung der Kronenmantelfläche des Einzelbaums geht die Kronenbreite quadratisch ein. Eine mittlere Kronenbreitenfunktion, wie sie im Rahmen dieser Arbeit ausschließlich in Abhängigkeit des BHD parametrisiert wurde, führt für geförderte Z-Bäume eines Bestandes möglicherweise zur systematischen Unterschätzung ihrer Kronenmantelfläche, was sich im gegenwärtigen Modell des Grundflächenzuwachses (Nagel 1999, Döbbeler et al. 2003) unmittelbar auswirken würde.

Spezielle Untersuchungen zur horizontalen Kronendynamik an den Rändern von Störungslücken und in Abhängigkeit konkurrierender Nachbarbäume in Mischbeständen nehmen Muth u. Bazzaz (2002, 2003) im östlichen Nordamerika vor. Sie finden bei der Ortsgebundenheit von Bäumen Kronenverlagerungen als systematische Strategie der Ressourcenaneignung und Konkurrenzvermeidung. Angiospermen (Laubbäume) mit ihrem weniger streng gebundenen Wachstum zeigen grundsätzlich eine höhere morphologische Flexibilität und eine stärkere Ausprägung asymmetrischer Kronenformen. Außerdem spielen der artspezifische Lichtbedarf und die soziale Stellung des Baumes eine Rolle. Eine Kronenreaktion auf Lücken fällt demnach bei lichtbedürftigen Laubbaumarten stärker aus. Die Roteiche nimmt innerhalb in dieser Studie untersuchter Baumarten diesbezüglich eine mittlere Stellung ein, mit zwar größeren Verlagerungen als die sehr schattentoleranten Arten Kanadische Hemlocktanne (*Tsuga canadensis* [L.] Carrière) und Amerikanische Buche (*Fagus grandifolia* Ehrh.), aber geringeren als etliche andere der untersuchten Baumarten. Als Strategie der Konkurrenzvermeidung finden die Autoren die stärksten Verlagerungen mit entgegengesetzter Richtung zu den größten, den nächstgelegenen und den schattentolerantesten Nachbarn. Die Übertragbarkeit derart differenzierter Betrachtungen konnte im Rahmen des Kronenbreitenmodells der Roteiche in der vorliegenden Arbeit schon allein aufgrund fehlender Daten aus Mischbeständen nicht geprüft werden. Die vorliegenden Kronenablotungen aus Roteichen-Reinbeständen mit überwiegend gleichmäßiger Bestandesstellung zeigen Schiefstände von Bäumen mit deutlicher Verlagerung des Kronenmittelpunktes sowie ausgeprägte Kronenasymmetrien in der Horizontalebene zumindest im Oberstand nur selten. Der allgemeine Befund, dass die Roteiche hinsichtlich Kronenverlagerungen gegenüber anderen Baumarten nicht besonders hervorsteht (Muth u. Bazzaz 2002), stützt nicht unbedingt die häufige Hervorhebung ihres ausgeprägten Phototropismus in der auf Deutschland bezogenen Literatur (u.a. Bauer 1953a, b, Göhre u. Wagenknecht 1955, Burkhardt et al. 2019, Kätzel et al. 2020).

7.1.3 Bekronungsgrad und Kronenlänge

Das Ziel der Modellierung der Kronenlänge von Roteichen im Rahmen dieser Arbeit war die Neuparametrisierung eines robusten Prognosemodells mit unverzerrten Schätzungen für den Einsatz im Einzelbaumsimulator BWinPro/TreeGrOSS. Schon frühere Versionen von Kronenansatzmodellen erzielen grundsätzlich geringere Bestimmtheitsmaße als andere Teilmodelle des Einzelbaumsimulators (Nagel 1999), was auch für das neue Kronenansatzmodell der Roteiche der Fall ist. Eine einfache Neuparametrisierung des für die Baumart in BWinPro/TreeGrOSS bisher genutzten nichtlinearen Modells des Kronenansatzes mit Bezug auf die Baumhöhe unter der Annahme normalverteilter Residuen muss wegen deutlich verzerrter Schätzungen verworfen werden. Zu unverzerrten Schätzungen führt ein verallgemeinertes nichtlineares Modell mit einer von der Normalverteilung abweichenden Verteilungsannahme der Residuen. Dieses nunmehr mathematisch korrekte neue Modell schätzt für die Roteiche niedrigere Kronenansätze und damit längere Kronen als das bisherige Modell (Döbbeler et al. 2003). Dieser Unterschied wird auf die Erweiterung der Datengrundlage zurückgeführt, die gerade in jüngeren und mittleren Altern um zahlreiche Beobachtungen aus gut gepflegten Roteichenbeständen mit geringerer Bestandesdichte ergänzt wurde.

Die Beibehaltung bewährter Modellansätze hinsichtlich der erklärenden Variablen ist zunächst naheliegend. Neben dem BHD handelt es sich um das Verhältnis von Höhe und Brusthöhendurchmesser (H/BHD-Verhältnis) als wichtige erklärende Variable des Kronenansatzmodells. Das H/BHD-Verhältnis ist Ausdruck der retrospektiven Konkurrenzsituation eines Baumes (Abbetz 1976). Eine durch die vorliegende Arbeit bestätigte Abnahme des Bekronungsgrades von Roteichen bei zunehmendem H/BHD-Verhältnis stimmt mit zahlreichen anderen Modellen des Kronenansatzes bzw. des Bekronungsgrades überein (Hasenauer u. Monserud 1996, Schmidt 2001, Sprauer 2013). Anstelle des H/BHD-Verhältnisses verwendet Holdaway (1986) in seinen artspezifischen nichtlinearen Schätzfunktionen des Bekronungsgrades von 24 Laub- und Nadelbaumarten einschließlich der Roteiche neben dem BHD die Bestandesgrundfläche von Inventurplots als alternativen Ausdruck einer Abhängigkeit der Kronenlänge von der Konkurrenz. Im Vergleich zu den meisten Roteichenbeständen in Deutschland unterliegen seine Inventurbestände allerdings nur einem extensiven Bestandesmanagement mit seltenen Durchforstungen.

In der neuen nordwestdeutschen Kronenansatzfunktion ist wie in der Vorgängerversion außerdem noch die Spitzhöhe enthalten, die das Modell um eine Komponente des Standortes ergänzt (Schmidt 2001). Nach einer deskriptiven Datenanalyse lässt sich zusätzlich ein nichtlinearer Alterseffekt auf den Bekronungsgrad vermuten, dessen Verlauf mit dem Zusammenspiel von Höhenwachstum und Astreinigung unter dem Einfluss der einsetzenden Durchforstungen erklärbar scheint. Letztlich wird auf die Einbeziehung des Alters, das in den Modellen des BG von Sprauer (2013) verwendet wird,

verzichtet. Ausschlaggebend dafür sind unverzerrte Modellresiduen über dem Alter auch ohne dessen Verwendung im Modell im Zusammenhang mit dem geplanten Einsatzzweck im Wachstumssimulator, wofür einfachere, erwartungstreu schätzende Modelle zu bevorzugen sind. Ebenso bleiben topografische Variablen wie die Geländehöhe und geografische Lageparameter unberücksichtigt, allein schon aufgrund ihrer vergleichsweise geringen Gradienten innerhalb der verwendeten Datengrundlage.

7.1.4 Hinweise auf unberücksichtigte Effekte auf die Kronenausprägung von Roteichen

Im Rahmen dieser Arbeit wird grundsätzlich von der Repräsentation der Krone durch das von BWinPro/TreeGrOSS einheitlich für alle Baumarten unterstellte isotrope Kronenmodell ausgegangen, das auf den Annahmen gleicher horizontaler Kronenausdehnung in alle Richtungen und einer vertikalen Symmetrie des Kronenquerschnitts zur Stammachse beruht (Sprauer 2013). Weiterhin wird eine in der Längenrelation stets konstante Unterteilung der Krone in Licht- und Schattenkrone angenommen (Nagel 2009, Sprauer 2013). Die Höhe der maximalen Kronenbreite, die den Übergang von der Licht- zur Schattenkrone definiert, ist dadurch grundsätzlich bei von der Baumspitze aus zwei Dritteln der Kronenlänge festgelegt, was einem Anteil der Lichtkrone von ca. 66 % an der Gesamtkronenlänge entspricht. Als erklärende Variable der Grundflächenzuwachsfunktion wird im Modell von BWinPro/TreeGrOSS nur die Mantelfläche der Lichtkrone wirksam (Nagel 1999). Für die Außenkontur der Lichtkrone wird für alle Baumarten ein quadratisches Paraboloid mit dem Formparameter $b = 0,5$ unterstellt. Auch im Rahmen der Modellierung der Einzelbaumgrundflächenzuwächse der Roteiche werden auf diese Art berechnete Kronenmantelflächen in den Varianten des Referenzmodells verwendet. Abweichungen von dieser Formvorgabe sind bisher im Standardmodell von BWinPro/TreeGrOSS nicht vorgesehen, obwohl auf fallweise vorliegende Messungen der Höhe der maximalen Kronenbreite beruhende Modelle deutliche Unterschiede der relativen Lichtkronenlänge in Bezug auf die Gesamtkronenlänge grundsätzlich zwischen Laub- und Nadelbaumarten (Pretzsch et al. 2002) und darüber hinaus auch zwischen einzelnen Baumarten belegen, Sprauer 2013). Für die Laubbaumarten Eiche und Buche kehren sich demnach die Anteile von Licht- und Schattenkrone gegenüber dem unterstellten Standard nahezu um. Ihre maximalen Kronenbreiten findet Sprauer (2013) bei ca. 40 % der Kronenlänge von der Baumspitze aus, während ihre Befunde für die Nadelbaumarten weitgehend die bisherige BWinPro-Annahme stützen. Für die Roteiche wurden im Rahmen der Kronenablotungen der im niedersächsischen Tiefland neu angelegten Versuchsserie ebenfalls Höhen der maximalen Kronenbreite mit erhoben, jedoch zunächst nicht weiter verwendet. Ihre Berücksichtigung in Paarvergleichen von Roteichenversuchsflächen gibt Hinweise darauf, dass die Kronenform und damit die Lichtkronenlänge nicht nur artspezifische Unterschiede aufweist, sondern auch innerhalb einer Baumart eine deutliche Variabilität zeigen kann (Abb. 85), in der sich weitere Einflüsse ausdrücken. Für Z-Bäume, Füllbestandsbäume

des Oberstandes sowie Unterstandsbäume werden mittlere Kronenproportionen bestandsspezifische dargestellt. Dabei werden Versuche eines in etwa übereinstimmenden Alters miteinander verglichen.

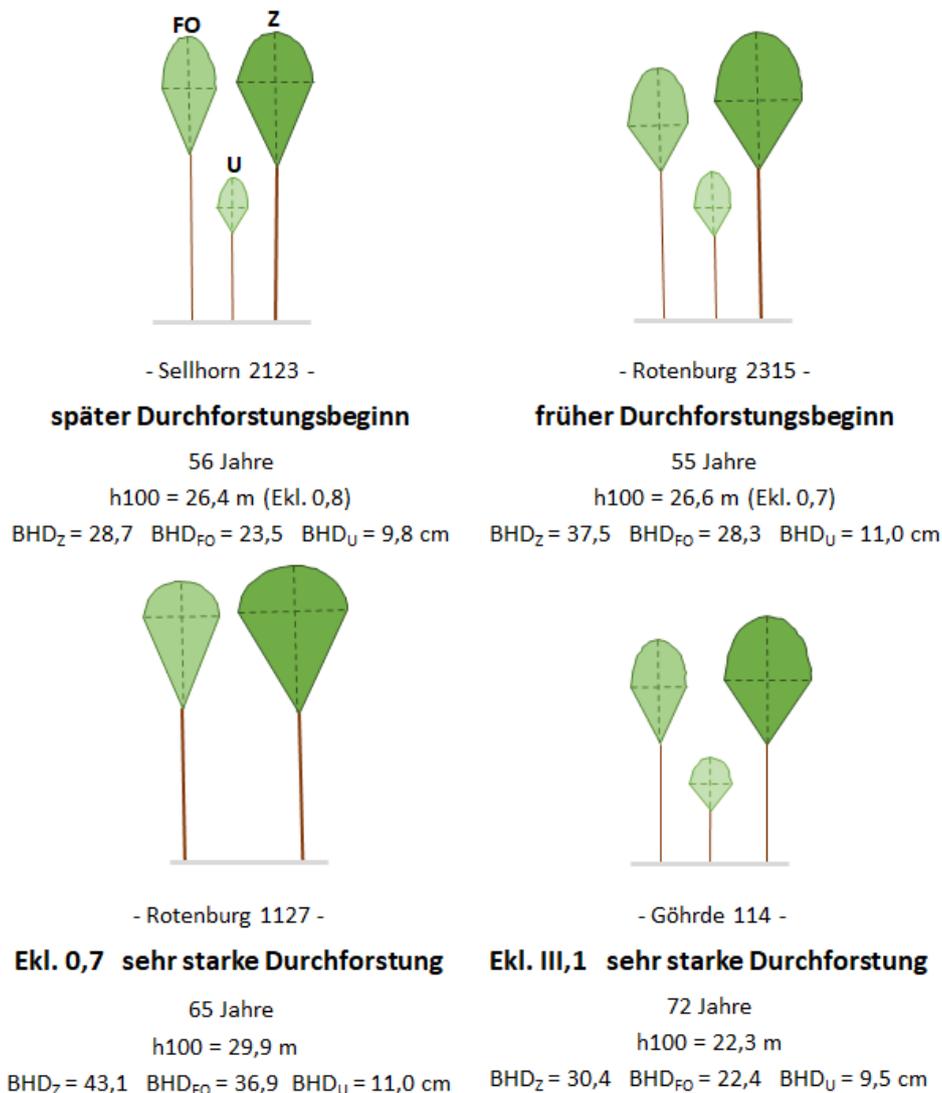


Abbildung 85: Relationsgetreue Darstellungen der mittleren Kronenformen und -dimensionen von Z-Bäumen (Z), Füllbestandsbäumen des Oberstandes (FO) und des Unterstandes (U) von Roteichen-Versuchspartellen gleicher Z-Baumzahl und vergleichbaren Alters bei (oben) vergleichbarer Höhenbonität und unterschiedlichem Zeitpunkt des Durchforstungsbeginns sowie (unten) bei unterschiedlicher Höhenbonität und vergleichbarer Behandlung (Rotenburg 1127 ohne Kronenmessungen des Unterstandes)

Die gleichalten Versuche Sellhorn 2123 und Rotenburg 2315 des ersten Vergleichspaares stocken auf dem gleichen Standorttyp eines Zwischichtbodens mit einem kompakt ausgebildeten Geschiebelehm, der von einem Geschiebedecksand überlagert wird. Dies bedingt eine kräftige Nährstoffversorgung und einen nachhaltig frischen Geländewasserhaushalt, was sich in einer nahezu übereinstimmenden

Oberhöhenbonität beider Versuche ausdrückt. Ein klarer Unterschied besteht dagegen in der Bestandesbehandlung. Während in Sellhorn eine starke Hochdurchforstung mit Z-Baumauswahl im Alter von 48 Jahren und damit erst spät einsetzt, hat zum gleichen Alter der Kronenausbau der Z-Bäume des Versuchs Rotenburg bereits einen Vorlauf infolge mehrerer dosierten Hochdurchforstungseingriffe. Neben der stärkeren Höhendifferenzierung zwischen Z-Bäumen und oberständigen Füllbestandsbäumen sowie absolut gesehen größeren BHD und Kronenbreiten der Z-Bäume führt die frühere Z-Baumförderung zur Erhaltung einer längeren Lichtkrone und damit einer relativ größeren Oberfläche der Lichtkrone, welche im Einzelbaumsimulator BWinPro/TreeGrOSS den Grundflächenzuwachs stark mitbestimmt.

Die Versuche Rotenburg 1127 und Göhrde 114 mit einander ähnlichem Alter waren sehr stammzahlreich begründet worden und werden nach vorhergehenden schwächeren Durchforstungen ab mittleren Altern von 50 (Rotenburg) bzw. 60 Jahren (Göhrde) sehr stark durchforstet. Die Dichtesteuerung beider Bestände ist vergleichbar. Der markante Unterschied besteht in der Güte der Standorte. Auf dem von einem Geschiebedecksand überlagerten Geschiebelehm mit kräftiger Nährstoffversorgung und frischem Bodenwasserhaushalt von Rotenburg 1127 entspricht die Höhenwuchsleistung der relativen Oberhöhenbonität 0,7 wie in den beiden Versuchen des ersten Vergleichspaares auf gleichem Standorttyp. Die Höhenwuchsleistung von Göhrde 114 auf dem ziemlich armen, mäßig trockenen Geschiebedecksand ohne Lehmunterlagerung bleibt deutlich geringer und entspricht lediglich der Oberhöhenbonität III,1. Die Unterschiede der Kronen bestehen neben den mit stärkeren BHD verbundenen größeren absoluten Kronenbreiten des wüchsigeren Versuchs in dessen deutlich geringeren Lichtkronenanteilen an der Gesamtkrone. Bei einem vergleichbaren Bekronungsgrad bezogen auf die Gesamtlänge der Krone wie in Göhrde bilden in Rotenburg sehr lange, am Kronenansatz in steilem Winkel abgehende lebende Äste die hoch angesetzte Peripherie der Lichtkrone. Der Bestand auf dem schwachen Standort in Göhrde zeichnet sich dagegen durch höhere relative Lichtkronenanteile aus. In den Vergleichen der Kronenentwicklung scheint es also im ersten Fall einen Einfluss der Bestandesbehandlung und damit der Standräume und im zweiten Fall einen Einfluss des Standortes auf die relative Länge der Lichtkrone zu geben. Neben einer Baumartendifferenzierung der relativen Lichtkronenlänge (Pretzsch 2002) könnte zunächst ebenfalls im Rahmen der Beibehaltung symmetrischer Modellkronen die Berücksichtigung von Effekten des Standraumes und des Standortes möglicherweise zu verbesserten Schätzungen der Lichtkronenmantelfläche führen.

7.1.5 Konkurrenz und Freistellung in den Grundflächenzuwachsmodellen

Bereits sehr lange versucht die ertragskundliche Forschung, Zusammenhänge zwischen dem Durchmesser- bzw. dem Stammgrundflächenzuwachs eines Einzelbaumes und seiner Wuchskonstellation, beschrieben durch die Abstände zu ihm benachbarten Bäumen und seinen Rang im Bestandesgefüge,

der sich auf seine vertikalen (Baumhöhe, Kronenlänge) und horizontalen (BHD, Kronenschirmfläche) Dimensionen gründet, mathematisch zu fassen (z. B. Kennel 1966). Als Voraussetzung für die Konstruktion und Parametrisierung statistisch basierter Einzelbaumwachstumssimulatoren sind diese Ansätze zur Beschreibung der einzelbaumbezogenen Konkurrenz konsequent weiterentwickelt worden (z. B. Ek u. Monserud 1974, Sterba 1983, Nagel 1999, Pretzsch 2001, Pretzsch et al. 2002a). Zur Beschreibung zuwachsreduzierender Konkurrenz werden entweder abstandsabhängige oder abstandsunabhängige Indizes verwendet (Pretzsch 2002, S. 324f.). Abstandsabhängige Konkurrenzindizes berücksichtigen die tatsächliche Wuchskonstellation des Einzelbaumes in Bezug auf benachbarte Bäume. Sie setzen deshalb gemessene Stammfußpositionen bzw. eine simulativ erzeugte, der tatsächlichen Bestandesstruktur möglichst nahe kommende Konstellation fest zugewiesener Baumpositionen innerhalb des fortzuschreibenden Modellbestandes voraus (Pretzsch 2002, S. 297f.). Für die Beschreibung der Konkurrenz und Freistellung im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird sowohl für alle Varianten des Referenzmodells des Grundflächenzuwachses als auch für das neue alternative Grundflächenzuwachsmo- dell der Roteiche am ursprünglichen Konzept des Einzelbaumsimulators BWinPro/TreeGrOSS mit der Konkurrenzrepräsentation durch den Kronenkonkurrenzindex c_{66} und der Freistellung c_{66c} als Änderung dieses Konkurrenzwertes im Zuge von Durchforstungen festgehalten (Nagel 1999). Ein „maximaler“ Konkurrenzindex c_{66} bzw. c_{66xy} als Überschirmungsmaß wird gleichzeitig in einigen Methoden zur Berechnung maximaler Bestandesgrundflächen verwendet (s. Kap. 7.1.6).

Ein Vergleich des abstandsunabhängigen Kronenkonkurrenzindex c_{66} und des abstandsabhängigen Kronenkonkurrenzindex c_{66xy} und der zugehörigen Freistellungen, berechnet mit den neuen Funktionen von Kronenbreite und Kronenlänge, zeigt im Vergleich zur Berechnung mit der alten Kronenbreiten- und Kronenansatzfunktion nur geringe Unterschiede. Tendenziell kommt es nach neuer Berechnung zu einer leichten Verringerung der Konkurrenzindizes und Freistellungsbeträge. Unter der Prämisse, für die Parametrisierung der Grundflächenzuwachsmo- delle nur Beobachtungen mit gemessenen Höhen und Kronenansätzen zu verwenden, reduziert sich die Datenbasis durch das zusätzliche Kriterium verwendbarer Stammfußpositionen auf ein Fünftel. Deshalb werden für einen künftigen Einsatz in BWinPro/TreeGrOSS nur Modellvarianten mit abstandsunabhängiger Parametrisierung in Betracht gezogen. Innerhalb dieser Modellvarianten sind bezüglich der Konkurrenz zwei Auffälligkeiten hervorzuheben. Dies wäre zum einen die bei der Modellüberprüfung anhand des Testdatensatzes „Zuwachsgeraden“ für die Referenzmodellvariante Sim_alt_AU hervorgetretene, äußerst geringe Sensitivität des Grundflächenzuwachses gegenüber der Freistellung, also der Konkurrenzveränderung durch einen Durchforstungseingriff. Deren Ursache konnte nicht aufgeklärt werden, wobei diese Modellversion aufgrund der alten Funktionen von Kronenbreite und Kronenlänge für den künftigen Einsatz ohnehin nicht weiter empfohlen wird. Des Weiteren ergibt sich für das neue alternative Grundflächenzuwachsmo- dell AMod_AU eine plausible positive Wirkung der Freistellung erst in Zusammenhang mit

der Verwendung der Gesamtkonkurrenz c_{66} vor dem Durchforstungseingriff, während in der bisherigen BWinPro/TreeGrOSS-Modellkonstruktion und genauso in den Referenzmodellvarianten stets der Konkurrenzindex c_{66} bezogen auf den nach dem Durchforstungseingriff verbleibenden Bestand eingesetzt wird. Berücksichtigt man, dass beispielsweise die Bildung von Reservestoffen des Baumes als Grundlage des Zuwachspotenzials vor dem Eingriff erfolgt und unterstellt, dass der Effekt der Wuchsräumenerweiterung in erster Linie durch die Freistellung abgebildet wird, kann diese Modifikation in der Verwendung des Konkurrenzindex nicht als biologisch unplausibel zurückgewiesen werden. In Jahrringanalysen des BHD-Zuwachses zeigen sich gerade bei Laubbäumen neben der deutlichen Autokorrelation des Zuwachses eines Baumes häufig starke Korrelationen zu den Wuchsbedingungen eines oder sogar mehrerer vorhergehender Jahre und eine weniger starke Sensitivität auf die Wuchsbedingungen des laufenden Jahres (z. B. Grundmann 2009). Nicht überprüft wird im Rahmen der vorliegenden Arbeit die Wirkung anderer Konkurrenzindizes und anderer Abstandsradien bzw. Verfahren der Konkurrentenauswahl, sofern es sich um abstandsabhängige Konkurrenz handelt. Ein umfangreiches Set von Kombinationen verschiedener Konkurrenzindizes und Varianten der Konkurrentenauswahl überprüft Münder (2005) ebenfalls im Rahmen des Referenzmodells von BWinPro, um die Konkurrenzwirkung auf den Grundflächenzuwachs unter Fichte vorangebauter Buchen bestmöglich zu beschreiben. Im Rahmen seines Vergleichs schneiden einfache Konkurrenzbeschreibungen wie der Index nach Hegyi (1974) teilweise besser ab als der c_{66} . Für Roteichen in Massachusetts findet Lorimer (1983) eine im Vergleich zu anderen Laubbaumarten sehr enge Beziehungen zwischen dem Durchmesserzuwachs und der abstandsabhängigen Konkurrenz, die mithilfe verschiedener Modifikationen des Hegyi-Indexes mit einer auf die relative Kronenbreite des Zielbaumes bezogenen und dadurch altersunabhängigen Konkurrentenauswahl beschrieben wird.

7.1.6 Maximale Dichte von Roteichenbeständen zur Initialisierung konkurrenzbedingter Mortalität und als Referenz der Durchforstungssteuerung

Zur Ableitung der im Sinne anderer Autoren (Pretzsch 2006, Skovsgaard u. Vanclay 2008, Vanclay u. Sands 2009, Vospernik u. Sterba 2015) inhaltlich synonym verwendeten maximalen Dichte von Roteichenbeständen in Nordwestdeutschland und ihrer Grenzdichte konkurrenzbedingter Mortalität werden verschiedene Ansätze auf das vorhandene Datenmaterial angewendet. Für eine maximale Grundfläche in Abhängigkeit des Mitteldurchmessers, die im Zusammenhang mit einem korrespondierenden „maximalen“ Wert des Konkurrenzindex c_{66} innerhalb des Wachstumssimulators BWinPro/TreeGrOSS gleichzeitig als Grenze des Auftretens einer dichtebedingten Mortalität fungiert, werden mit einfachen Ansätzen plausible Ergebnisse gefunden, welche die empirischen Daten am besten abbilden. Dies trifft sowohl auf das 95 %-Quantil der empirischen SDI der Untersuchungsbestände, deren Ausgleich mit der Geradensteigung nach Reineke und dem daraus berechneten „maximalen“ Wert des abstandsun-

abhängigen Kronenkonkurrenzindex $c66_{max}$ („kritischer Kronenschlussgrad“) als auch auf den „maximalen“ Wert des $c66$ als 95 %-Quantil aller Einzelbaumbeobachtungen unabhängig des Durchmessers und aus beiden Ansätzen resultierende maximale Grundflächen zu. Innerhalb des letztgenannten Ansatzes gibt es nur geringe Unterschiede zwischen der Verwendung des abstandsunabhängigen und des abstandsabhängigen Konkurrenzindexes. Diesen Methoden ist neben der Anwendung der neuen Kronenfunktionen gemeinsam, dass sie eine maximale Grundfläche nur in Abhängigkeit des Mitteldurchmessers und damit höhen- und bonitätsunabhängig schätzen. Die zugehörigen kritischen Kronenschlussgrade bzw. $c66_{max}$ -Werte liegen in einer Spanne zwischen 1,71 (Ansatz über beobachtete SDI und Steigung nach Reineke) und 1,86 (95 %-Quantil des $c66_{xy}$). Diese maximalen Grundflächen bzw. kritischen Kronenschlussgrade $c66_{max}$ der Roteiche bedeuten, trotz neuer Funktionen der Kronendimensionen, nur geringe Veränderungen gegenüber der derzeit in BWinPro/TreeGrOSS verwendeten ebenfalls dg -abhängigen Funktion (Döbbeler et al. 2003). Sie können, stellvertretend dargestellt mit der maximalen Grundfläche nach dem abstandsabhängigen Konkurrenzindex $c66_{xy}$, als deren Bestätigung auf einer erweiterten Datenbasis angesehen werden (Abb. 86). Im Vergleich mit anderen Laubbaumarten verläuft die dg -abhängige maximale Grundflächenfunktion der Roteiche erwartungsgemäß unterhalb des Funktionsverlaufes der Schattbaumart Buche in BWinPro/TreeGrOSS, während die maximalen Grundflächen der heimischen Stiel- und Traubeneiche deutlich hinter jenen der Roteiche zurückbleiben, was als Ausdruck deren geringerer Konkurrenzkraft bzw. höheren Lichtbedarfes gewertet werden kann.

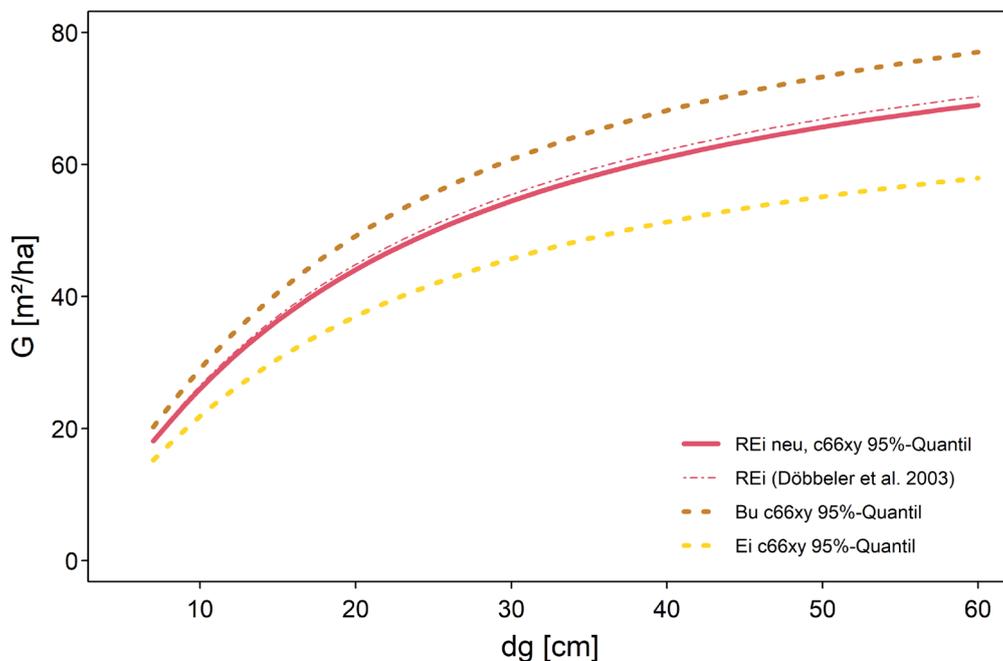


Abbildung 86: Maximale Grundfläche (G) von Roteichen-Reinbeständen in Abhängigkeit des dg nach der bisherigen Funktion in BWinPro/TreeGrOSS und neuer Parametrisierung mit dem $c66_{xy}$. Zum Vergleich maximale Grundflächen der Buche und der heimischen Eichen aus BWinPro/TreeGrOSS

Ganz ohne die Ermittlung eines Grenzwertes maximaler Bestandesdichte oder Konkurrenz kommt ein Ansatz von Weiskittel et al. (2016) zur Bestimmung einer baumindividuellen Überlebenswahrscheinlichkeit im Rahmen eines Wachstums- und Ertragsmodells für Mischwälder im Bundesstaat New York (USA) aus. Die Güte des Modells bleibt baumartenabhängig unterschiedlich, speziell das Roteichen-Modell leidet unter einer geringen Datengrundlage. Als Prädiktoren enthält dieses logistische Modell die Baummerkmale BHD und Bekronungsgrad (tlw. ergänzt aus Modellierung), als Konkurrenzindex den BAL (= „Basal Area of larger Trees“, dt.: hektarbezogene Summe der Grundfläche von Bäumen, durchmesserstärker als der Bezugsbaum) und als Bestandesmerkmale die Bestandesgrundfläche und, da keine Altersinformation eingeht, einen SI, der aus Klimadaten modelliert wird.

Auf der Bestandesebene kann für die Modellierung einer maximalen Grundfläche in Abhängigkeit der Oberhöhe und damit der Bonität (Assmann 1955, Sterba u. Monserud 1993, Skovsgaard u. Vanclay 2008) als Referenz für die Durchforstungsteuerung mit den getesteten Ansätzen und den zur Verfügung stehenden Daten kein verwertbares Ergebnis erzielt werden. Die Ergebnisse des diesbezüglich am intensivsten und mit unterschiedlichen Varianten der Datenauswahl verfolgten Ansatzes nach Sterba (1975, 1981, 1987) bleiben unplausibel und deshalb für die praktische Anwendung ungeeignet. Dabei zeigt sich die Methode insbesondere äußerst sensitiv bzw. wenig stabil gegenüber Modifikationen der Datenauswahl. Dies äußert sich in der großen Spannweite voneinander abweichender Ergebnisse der maximalen Überschildungsdichten von 1,2 bis 2,12 (!) innerhalb der Berechnungsvarianten ohne und mit unbehandelten Flächen jeweils in Kombination mit der Einbeziehung oder dem Ausschluss des Nichtderbholzes. Zu einem ähnlichen Befund gelangt Wördehoff (2016). Bei ihm ergeben sich nach dem Sterba-Ansatz für die wichtigsten Baumarten in Nordwestdeutschland, unter denen die Roteiche nicht vertreten war, ebenfalls teils unplausible Verläufe der maximalen Grundflächen über der h_{100} , trotz bei einigen Baumarten beträchtlicher Anzahlen zur Verfügung stehender Nullflächenbeobachtungen. Eine von Nagel (1999) mit dem Sterba-Ansatz parametrisierte Funktion der maximalen Grundfläche für die Roteiche auf dem damals verfügbaren Datenstand wird inzwischen nicht mehr in BWinPro/TreeGrOSS verwendet (Hansen u. Nagel 2014). Für eine oberhöhenabhängige Grundflächensteuerung in der Behandlung von Roteichenbeständen kann demzufolge derzeit keine Referenz zur Verfügung gestellt werden. Zu diesem Befund passend wird auch beim funktionalen Ausgleich empirischer Grundflächenhaltungen hochdurchforsteter Roteichenbestände über der Spitzenhöhe im Rahmen der Ertragstafelerstellung (Kap. 7.2.5) kein Einfluss der Oberhöhenbonität gefunden.

Plausible Resultate in Bezug auf seine empirische Datenbasis und allgemein deutlich höhere Grundflächenhaltungen in Abhängigkeit der h_{100} als nach dem Sterba-Ansatz erzielt Wördehoff (2016) für die Baumarten Buche, Eiche, Kiefer, Fichte und Douglasie durch Quantils-Regressionen auf der Grundlage von Nullflächen-Beobachtungen, die mit nichtlinearer Regression der kumulativen Weibullverteilungs-

funktion beschrieben werden. Zur Übertragung dieser Methode auf die Roteiche reicht die Datengrundlage mit den Aufnahmen nur eines A-Grades und einer Nullfläche sowie den wenigen einmaligen Beobachtungen unbehauelter junger Flächen nicht aus. Für die erfolgreiche Anwendung des Ansatzes von Wördehoff oder von Methoden, die auf der Bestimmung einer baumarten- und ggf. standortspezifischen Selbstdurchforstungsgrenze (Pretzsch u. Biber 2005) in Anknüpfung an die Beziehung zwischen Stammzahl und Durchmesser nach Reineke (1933) beruhen, werden umfangreichere Beobachtungsdaten von Nullflächen bzw. lange Zeit undurchforsteten Beständen möglichst von Standorten unterschiedlicher Güte benötigt. Von besonderem Wert sind dabei wiederholte Aufnahmen, um dadurch entstehende Trajektorien der Stammzahl-Durchmesserbeziehungen für eine Grenzwertbestimmung nutzen zu können (Vanclay u. Sands 2009).

Betrachtungen auf Grundlage der wenigen undurchforsteten bzw. kaum durchforsteten Roteichenbestände der vorliegenden Datengrundlage, ergänzt um Literaturangaben (Heinsdorf 2013) zu Stammzahlen und Durchmessern einer sehr jungen unbehauelten Versuchsfläche unter Derbholzstärke in Nordostdeutschland legen jedenfalls nahe, dass für die Bestimmung maximaler Dichten der stark selbstdifferenzierenden Roteiche unterständige Bäume einschließlich schwächerer im Nichtderbholz mit berücksichtigt werden sollten. Auch diese Bäume konkurrieren mit um die verfügbaren Ressourcen des Standortes. Darstellungen einer schrittweisen Einbeziehung zunächst von Unterstand in Derbholzstärke und schließlich aller Bäume ab einem BHD ≥ 1 cm (Abb. 87) verwenden als Referenz eine Gerade der Reineke-Steigung mit einem grafisch an den vollständigen Datensatz angepassten Interzept. Es wird deutlich, dass sich die Annäherung an eine SDI-Grenze bei Berücksichtigung aller Bäume unbehauelter Bestände bereits bei sehr geringen dg andeutet. Grundsätzlich weisen verschiedene Autoren, u. a. Skovsgaard u. Vanclay (2008), darauf hin, dass für einen Zugang zu maximalen Bestandesdichten möglicherweise dem SDI, u. a. aufgrund des geringen Alterseinflusses, gegenüber einer direkten Verwendung der Bestandesgrundfläche ohnehin der Vorzug gegeben werden sollte.

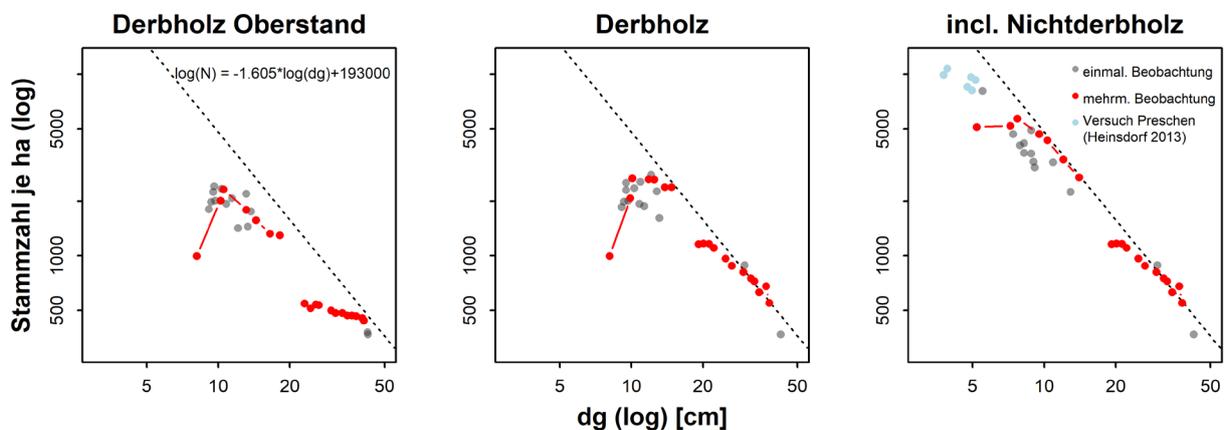


Abbildung 87: Stammzahl-Durchmesserbeziehung undurchforsteter bzw. kaum durchforsteter Roteichenbestände im doppelt logarithmischen Koordinatensystem; links: nur Derbholz des Oberstandes, Mitte: Derbholz des Ober- und Unterstandes, rechts: alle Bäume incl. Nichtderbholz (Höhe $> 1,3$ m)

Bei der Frage nach der maximalen Dichte von Waldbeständen und Einflussgrößen, die sie bestimmen, handelt es sich um den grundlegenden ertragskundlichen Zusammenhang des dichte- und standortabhängigen Wachstums. Diese Frage besitzt insbesondere unter dem Aspekt der gegenwärtigen Dynamik der Standorte eine hohe Aktualität und gleichzeitig eine große praktische Bedeutung, weshalb sie Gegenstand eines intensiven wissenschaftlichen Diskurses ist. Aus Gründen einer ausreichenden Datenverfügbarkeit konzentriert sich dieser aber bisher meist auf die Hauptbaumarten (u. a. Pretzsch 2020). Aus der umfangreichen Literaturliste des Methodenteils (Kap. 4.7.4) zu diesem Thema sind Skovsgaard u. Vanclay (2008) für den kompakten Gesamtüberblick über existierende Konzepte sowie Zeide (2005) und Vanclay u. Sands (2009) für die hervorragende Verknüpfung kausaler Hypothesen mit entsprechenden mathematisch-statistischen Ansätzen noch einmal hervorzuheben.

Der weiterführende Erkenntnisbeitrag der vorliegenden Arbeit zu den diskutierten Zusammenhängen bleibt begrenzt. Er beschränkt sich inhaltlich auf die Bestätigung der bisher verwendeten maximalen Überschirmungsdichte und der dg-abhängigen maximalen Grundflächenhaltung der Roteiche in Nordwestdeutschland (Döbbeler et al. 2003). Voraussetzung für weitergehende Untersuchungen wäre zunächst die gezielte Verbesserung der Datenbasis. Als potenzielle Datenquellen kämen auch nationale Inventurdaten wie die der Bundeswaldinventur in Frage. Vospernik u. Sterba (2015) gelingt mit vergleichbaren Daten für Österreich die Parametrisierung von Funktionen maximaler Bestandesdichten und der Grenzbeziehungen konkurrenzbedingter Mortalität sogar für relativ seltene Baumarten. Ebenfalls vergleichsweise einfach und schneller zu realisieren als die Einrichtung und mehrmalige Aufnahme zahlreicher Nullflächen, wenn auch von geringerem Informationsgehalt über kausale Zusammenhänge dichtebedingter Mortalität, erscheint der Ansatz der BHD-abhängigen maximalen Kronenprojektionsflächen (MCA, s. Kap. 7.1.2) solitär erwachsener Roteichen eines breiten Durchmesserpektrums. Solche Solitäre könnten außer in Wäldern auch in Parks, Grünanlagen, Landschaftsgärten und Alleen gemessen werden. Unter Annahme einer vollständigen Standraumausnutzung durch Solitäre ließe sich daraus eine N/dg -Beziehung als Referenz für eine maximale Bestandesdichte anpassen.

Grundsätzliche Kritik an den bisherigen statistischen Modellansätzen, einschließlich der hier vorgestellten, zur Beschreibung dichtebedingter Mortalität in Baumpopulationen im Bereich von Grenzdichten üben Reynolds u. Ford (2005). Sie kommen zu dem Schluss, dass Generalisierungen, die sich in Annahmen von Konkurrenz als geometrischer, primär horizontaler Raumbesetzung, ausreichender Repräsentanz von Populationen durch Individuen durchschnittlicher Größe, zeitlicher Verlaufskontinuität und weitgehender Unabhängigkeit von der Ausgangsdichte und artspezifischen physiologischen Eigenschaften äußern, für die adäquate Beschreibung der zugrunde liegenden Gesetzmäßigkeiten nur bedingt geeignet sind. Ihre Empfehlungen gehen in Richtung der stärkeren Beachtung von Artspezifika

und einer höheren räumlichen und zeitlichen Auflösung durch Einbindung von Elementen physiologischer Prozessmodellierung. Die kurzfristige Verfügbarkeit dafür erforderlicher Daten für die Roteiche erscheint jedoch unrealistisch.

7.1.7 Bewertung der Grundflächenzuwachsmodelle

7.1.7.1 Evaluierung der verschiedenen Grundflächenzuwachsmodelle

Kriterien für die Evaluierung der im Rahmen dieser Arbeit erstellten Grundflächenzuwachsmodelle, die für den Einsatz in Wachstumssimulatoren vorgesehen sind, finden sich bei Vanclay u. Skovsgaard (1997), Pretzsch u. Dursky (2001) sowie Pretzsch et al. (2002b). Allgemein stellen Wachstumsmodelle mathematische Beschreibungen von Wachstumsprozessen dar. Nicht jedes Wachstumsmodell ist zwangsläufig für den Einsatz in einem Wachstumssimulator geeignet. Mit der Einbindung in die Software eines Wachstumssimulators wird mit den Prognosen in der Regel das Ziel verfolgt, ein Variantenstudium z. B. der Wirkung unterschiedlicher Dichtesteuerung und Entnahmevorgaben auf die Bestandesentwicklung im Hinblick auf praktische und strategische Fragen der Waldbewirtschaftung zu ermöglichen. Die Begriffe Evaluierung und Validierung werden durch Pretzsch et al. (2002b) unter Einbeziehung weiterer Quellen definiert. Unter Evaluierung wird demnach die Prüfung von Effizienz und Erfolg des Modells in Bezug auf die Fragestellung verstanden. Im Rahmen dessen stellt die Validierung einen eigenen Prüfungsaspekt dar, bei dem die Genauigkeit des Modells im Vergleich zum abzubildenden Sachverhalt beurteilt wird. Im Sinne allgemeiner Erkenntnistheorie ist die finale Validierung eines Wachstumsmodells nicht möglich. Vielmehr können die zugrunde liegenden Hypothesen und Gesetzmäßigkeiten nur falsifiziert, nicht aber ihre Richtigkeit abschließend bewiesen werden. Vanclay u. Skovsgaard (1997) betonen die Notwendigkeit der Evaluierung aller Schritte der Modellkonstruktion von der ersten Formulierung, über die Anpassung bis hin zur Implementierung in einen Wachstumssimulator einschließlich der dortigen Interaktion mit anderen vorgeschalteten Teilmodellen, z. B. der Alters-Höhenbeziehung sowie der Kronenbreiten- und Kronenansatzfunktion einschließlich der unterstellten geometrischen Form der Kronenrepräsentation. Es wird darauf hingewiesen, dass sich aus jedem Evaluierungsschritt die Notwendigkeit zu Korrekturen auf der vorherigen Stufe ergeben kann.

Die übergeordneten Fragen der ersten Evaluierungsstufe nach der grundsätzlichen Eignung, Plausibilität und Effizienz der zu überprüfenden und zu vergleichenden Modellkonstruktionen können im Fall der Referenzmodellvarianten als vorab geklärt angesehen werden. Sie beruhen auf der in BWin-Pro/TreeGrOSS bereits lange genutzten und vielfach bewährten Modellform eines abstandsunabhängigen Einzelbaumsimulators (Nagel 1999, Pretzsch et al. 2002a, Hansen u. Nagel 2014), die wiederum auf frühere nordamerikanische Simulatoren zurückgeht (Ek u. Monserud 1974, Wensel et al. 1987) und deren grundsätzliche Konstruktion mit der aktuellen Bearbeitung nicht zur Disposition steht. Vielmehr geht es für die Roteiche zunächst um die Neuparametrisierung der bewährten Modellform mit den

Zielen einer stärkeren Berücksichtigung gegenwärtiger Wuchsbedingungen und einer verbesserten Prognosegenauigkeit für in der alten Datenbasis unterrepräsentierte Alter und Standorte. Auf der Basis von Kronenablotungen über ein breites Durchmesserspektrum ist zudem erstmals eine eigene Kronenbreitenfunktion der Roteiche zur Verbesserung der Kronenrepräsentation verfügbar, die in der Zuwachsprognose mit der Modellkrone nach den bisherigen Kronenparametern verglichen werden kann.

Ein wenig anders verhält es sich mit dem neuen alternativen Grundflächenzuwachsmodell und seiner abweichenden Modellform. Eine gewisse Verzerrung der Vorhersagen der abstandsunabhängigen Neuparametrisierung des Referenzmodells gegenüber den Beobachtungen hat die Überprüfung der tatsächlichen Effektverläufe mit Hilfe der Flexibilität eines GAM veranlasst. Daraus haben sich Hinweise auf die Nichtlinearität wichtiger Modelleffekte ergeben. Durch die flexiblen Effektverläufe des GAM können diese systematischen Abweichungen der Vorhersagen gegenüber den beobachteten Grundflächenzuwachsen und dem Alter beseitigt werden. Bestehen bleiben zunächst verzerrte Residuen über dem BHD und dem Bekronungsgrad. Durch eine Modellerweiterung um die zusätzliche Modellierung der Standardabweichung angesichts der Heteroskedasizität der Residuen gelingt die Behebung dieser Auffälligkeiten (Schmidt 2020). Das resultierende Modell der Klasse GAULSS eignet sich als datenbeschreibendes Wachstumsmodell, ist jedoch in dieser Form technisch nicht als Prognosemodell für den Einsatz im Wachstumssimulator BWinPro/TreeGrOSS geeignet. Durch die anschließende Linearisierung, respektive Funktionalisierung der Effektverläufe der erklärenden Variablen entsteht mit AMod_AU ein Modell, das nunmehr auch die technischen Anforderungen an die Implementierung in den Wachstumssimulator BWinPro/TreeGrOSS erfüllt. Das neue Modell verwendet die gleichen erklärenden Variablen wie das Referenzmodell, außer der Kronenmantelfläche. Sprauer (2013) findet bei umfangreichen Untersuchungen zur Verbesserung von Kronenmodellen bis hin zu asymmetrischen Kronen bei Beibehaltung der Annahme symmetrischer Kronen Abweichungen von der bisher in BWinPro/TreeGrOSS einheitlich verwendeten Kronenrepräsentation. Insbesondere der generelle Übergang von der Schattenkrone zur zuwachsrelevanten Lichtkrone, gleichbedeutend mit der maximalen Breite der Krone, bei stets zwei Dritteln der Kronenlänge von der Baumspitze aus, unabhängig von der Baumart und sonstigen Einflüssen, bestätigt sich für Laubbäume nicht. Bereits in der Diskussion der neuen Funktionen des Kronenansatzes und der Kronenbreite (Kap. 7.1.4) werden deutliche Hinweise darauf präsentiert, dass auch bei der Roteiche die maximale Kronenbreite eher oberhalb der Kronenmitte liegt, außerdem Z-Bäume behandlungsbedingt breitere Kronen aufweisen als nach der mittleren Schätzfunktion und dass ein früherer Durchforstungsbeginn und schwächere Standorte möglicherweise zu relativ längeren Lichtkronen führen. Zwar werden Effekte des Beginns und der Intensität der Bestandespflege sowie des Standortes im Kronenansatzmodell durch die Variablen H/BHD-Verhältnis und Spitzenhöhe des Bestandes berücksichtigt. Innerhalb der einheitlich festgelegten BWin-Kronenproportionen können sie jedoch keine Veränderungen der relativen Lichtkronenlänge bewirken. Für

die Erstellung und abschließende Überprüfung flexiblerer Modellkronen der Roteiche reicht jedoch die Datengrundlage nicht aus. Zudem bleiben nach Sprauer (2013) die Verbesserungen der Grundflächenzuwachsschätzungen durch Kronenmodelle mit veränderten Lichtkronenmantelflächen vergleichsweise gering, weshalb mögliche grundsätzliche Probleme der Verwendung der komplex berechneten Kronenmantelfläche in Grundflächenzuwachsmodellen nicht ausgeschlossen werden. Auf diese Anregung hin werden auch für die Roteiche alternativ zur Lichtkronenmantelfläche einfachere Dimensionsgrößen in der Grundflächenzuwachsschätzung getestet. Als bester Ersatz stellt sich nach den Kriterien BIC, mittlerer quadratischer Fehler und plausible Konkurrenzsensitivität eine Kombination aus BHD und gemessenem Bekronungsgrad heraus. Der Bekronungsgrad nach der neuen Kronenansatzfunktion ist nur gering mit dem BHD korreliert, was zusätzlich für die gemeinsame Verwendbarkeit beider Variablen spricht. Auch einige nordamerikanische Einzelbaumwachstumsmodelle verwenden den BHD als wichtigste erklärende Variable und tlw. auch den Bekronungsgrad für die Zuwachsschätzung von Roteichen. So setzen Weiskittel et al. (2016) den BHD zusammen mit dem Bekronungsgrad und dem BAL als Konkurrenzindex zur direkten Schätzung, in diesem Fall von BHD statt Grundflächenzuwachsen von Roteichen in einem nichtlinearen, gemischten Modell ein, das an Inventurdaten aus Mischbeständen im Nordosten der USA parametrisiert wurde. Auch in linearen, gemischten Zuwachsmodellen für die Baumarten von Eichen-Hickory-Kiefern-mischbeständen auf Standorten mit einer unterdurchschnittlichen Leistungsfähigkeit der Roteiche in Missouri wird der BHD als Prädiktor für die Schätzung des BHD-Zuwachses genutzt (Lhotka u. Loewenstein 2011). Weitere erklärende Variablen dieser Modelle, die auf einer 10-jährigen Zuwachsperiode von Inventurplots basieren, sind das Verhältnis des BAL zum BHD, die Bestandesdichte, die Mischungsanteile von Laub- und Nadelbäumen sowie die Exposition und die Standortgüte. Diese plausiblen Modelle mit akzeptabler Erklärungskraft kommen somit ganz ohne baumindividuelle Kronenparameter und ohne das Baumalter aus. In dem spezifischen Modell der Roteiche mit einer nur relativ kleinen Datengrundlage bleiben von den festen Effekten nur das BAL/BHD-Verhältnis und die Standortvariablen signifikant. Im Gegensatz dazu finden Sprauer u. Schmidt (2016) für lineare additive gemischte Modellen zur Schätzung von BHD-Zuwachsen von Fichten mithilfe von Ausgangs-BHD, Alter, Konkurrenz und Freistellung keine plausiblen Verläufe der Zuwachskurven, im Unterschied zu nach dieser Studie besser geeigneten nichtlinearen Zuwachsfunktionen.

Das alternative Grundflächenzuwachsmodell der Roteiche in Nordwestdeutschland AMod_AU mit dem BHD und dem BG als baumindividuellen Variablen schätzt nach erster Modellevaluierung an Testdaten der Parametrisierungsgrundlage formal korrekt und biologisch plausibel sowie vor allem verzerrungsfrei gegenüber wichtigen Variablen (Kap. 5.1.7). Dagegen bestehen bei den neuparametrisierten Varianten des BWinPro-Referenzmodells die bereits angeführten Probleme mit Verzerrungen v. a. gegenüber dem Baumalter und dem Bekronungsgrad. Von der weiteren Verwendung auszuschließen ist

die Referenzmodellvariante Sim_alt_AU, für deren Neuparametrisierung an den alten Kronenfunktionen und der mit ihnen berechneten Konkurrenz festgehalten worden ist. Die Zuwachsschätzungen dieses Modells weichen von gesicherten waldwachstumskundlichen Erkenntnissen ab, indem sie keine plausible Altersschichtung der Zuwachsschätzungen in Form mit dem Alter abnehmender Radialzuwächse über dem BHD zeigen (u. a. Wenk et al. 1990). Derartige Auffälligkeiten treten an den gleichen Testdaten weder beim alternativen Zuwachsmo­dell noch bei dem unveränderten alten BWin-Pro/TreeGrOSS-Modell hervor. Ebenfalls im Widerspruch zu gesichertem ertragskundlichem Wissen und im Gegensatz zu den anderen Modellen erzielt die Freistellung bei der zu verwerfenden Modellvariante kaum eine Wirkung auf den Zuwachs. Das alternative Zuwachsmo­dell AMod_AU zeigt dagegen in bisherigen Modellvalidierungen und Sensitivitätsüberprüfungen an Testdatensätzen aus den Parametrisierungsdaten eine plausible Sensitivität gegenüber Konkurrenz und Freistellung sowie im Modellvergleich an einem Durchforstungsversuch Zuwachsschätzungen, die in den meisten Fällen den Beobachtungen am nächsten kommen. Angesichts der Verwendung des BHD als erklärende Variable sind überwiegend zutreffende Zuwachsschätzungen in Abhängigkeit des Ausgangsdurchmessers ein weniger überraschender Befund. Eine Ausnahme bilden deutliche, offenbar systematische Überschätzungen der Radialzuwächse für geringe BHD durch das alternative Grundflächenzuwachsmo­dell im Vergleich zur empirischen Zuwachsgeraden der Testdaten der jüngsten Altersklasse. Für die Zuwachsvergleiche werden die Grundflächenzuwächse der Modellschätzungen in Radialzuwächse transformiert. An dünnen Bäumen sind für den gleichen Grundflächenzuwachs deutlich größere Radialzuwächse erforderlich als an dickeren Bäumen. Im Umkehrschluss kommen deutliche Überschätzungen der Radialzuwächse dünnerer Bäume bereits bei leicht überschätzten Grundflächenzuwächsen zustande. Allerdings deuten die Residuen des Alternativmodells auch über kleinen Durchmessern nicht auf auffällige Überschätzungen der Grundflächenzuwächse hin. Bei der weiteren Suche nach den Ursachen dieses Modellverhaltens fällt die sehr geringe Anzahl negativer Zuwachsbeobachtungen im Parametrisierungsdatensatz auf. Jedenfalls wirkt die Verteilung der empirischen Radialzuwachsbeobachtungen (Kap. 4.6.5) links trun­kiert. Möglicherweise ist im Zusammenhang mit früheren Datenprüfungen eine Bereini­gung von auf Messfehler zurückgeführten negativen Zuwachswerten erfolgt, während, abgesehen von extremen Ausreißern, Messfehler mit positiven Abweichungen nicht identifiziert werden können und dadurch im Datensatz verblieben sind. Es findet sich jedoch in vorhandenen Unterlagen keine Dokumentation einer solchen Datenbereini­gung und so bleibt es bei der unbelegten Vermutung. Sollte sie zutreffen, könnten, je nach betroffenem Datenumfang, Modellparametrisierungen die Folge sein, die die Grundflächenzuwächse systematisch überschätzen. Bei der Rückrechnung in Radialzuwächse und dem Vergleich mit realen Zuwachsbeobachtungen würde ein solcher Fehler, wenn er aus einer wie vermutet gerichteten Datenbereini­gung resultiert, im unteren BHD-Bereich am stärksten hervor-

treten. Unklar bliebe dann trotzdem, warum die Überschätzung nur im alternativen Grundflächenzuwachsmodell auffällig wird, wo doch die Referenzmodellvarianten, abgesehen von dem unveränderten BWin-Modell, an dem gleichen Datensatz parametrisiert worden sind.

Grundsätzlich sind die Parametrisierungen der Grundflächenzuwachsmodelle nur an Beobachtungen von als Oberstand klassifizierten Bäumen erfolgt, da Bäume des Unterstandes mit ihrer dauerhaft sehr hohen Konkurrenz in den Wuchsbedingungen, ihrem Wachstumsgang und, wie an den Kronenbreiten und Schlankheitsgraden gezeigt, in ihrem Phänotyp deutlich von frei erwachsenen Roteichen abweichen. Allerdings werden damit, angesichts der hohen Unterstandsstammzahlen in Roteichenbeständen, ca. 60 % der Zuwachsbeobachtungen von vornherein ausgeschlossen. Möglicherweise wäre die testweise Einbeziehung des Unterstandes in weitere Varianten der Modellparametrisierung sinnvoll, um auch extremen Wuchskonstellationen besser gerecht zu werden, wie sie aufgrund der starken Vertikaldifferenzierung in Roteichenbeständen häufig auftreten, bzw. zumindest die Wirkung einer solchen Modellparametrisierung vergleichend zu studieren.

7.1.7.2 Validierung der Grundflächenzuwachsmodelle an unabhängigen Einzelbaumbesobachtungen

In den ersten Plausibilitäts- und Sensitivitätsvergleichen der Modellvorhersagen anhand von Testdatensätzen, die auf den Parametrisierungsdaten beruhen, erweisen sich das alternative Zuwachsmodell (AMod_AU) und das Simulatormodell in der unveränderten alten Parametrisierung (BWinPro_AU) am ehesten als biologisch plausibel hinsichtlich der geprüften Effekte des BHD, des Alters und der Konkurrenz (s. Kap. 5.1.8).

Ein weiterführender und notwendiger Schritt der Validierung ist die Modellanwendung auf von der Parametrisierungsgrundlage unabhängige Daten (Pretzsch et al. 2002b). In diese Validierung, welche die Prädiktionsleistung in Bezug auf empirischen Zuwachsdaten außerhalb der Modelldatenbasis bewertet, wird neben den beiden oben genannten Modellen die Neuparametrisierung des BWinPro-Referenzmodells mit den neuen Kronenfunktionen einbezogen. Als Validierungsdaten stehen die wiederholten Aufnahmen von zwei langfristig beobachteten nordostdeutschen Roteichenversuchsflächen des Landeskompetenzzentrums Forst Eberswalde (LFE) zur Verfügung (s. Kap. 4.3.1). In den Vergleich werden, wie bei der Parametrisierung der Modelle, ausschließlich die Durchmesserzuwachsbeobachtungen von Bäumen mit gemessenen Höhen einbezogen, für die Kronenlängen, Kronenmantelflächen und Konkurrenz unter Verwendung dieser empirischen Höhen berechnet werden. Die Kronenansätze mussten aufgrund fehlender Messungen modelliert werden. Für die Abbildungen des Vergleichs der beobachteten mit den durch die Modelle geschätzten Zuwächsen (Abb. 88) wird die Darstellungsform der Modellvalidierung an dem Durchforstungsversuch des Ergebnisteils (Kap. 5.1.8) beibehalten. Verglichen werden wiederum aus den Grundflächenzuwächsen rückgerechnete Radialzuwächse. Die Streuung um den Ausgleich der modellierten Radialzuwächse über dem BHD bleibt für das alternative

Grundflächenzuwachsmodell sehr gering, für die Referenzmodellvarianten mit der Kronenmantelfläche als Prädiktor ist sie v. a. aufgrund der Verwendung der gemessenen Baumhöhen größer.

Für die erste Versuchsfläche Eldena mit der längeren Zeitreihe zwischen Bestandesaltern 47 und 89 Jahren werden die Radialzuwachsbeobachtungen der Perioden 1 und 2 durch das alternative Zuwachsmodell AMod_AU am besten getroffen, jedoch spätestens ab der vierten bis zur siebten Periode deutlich überschätzt. Es handelt sich dabei um einen langen Zeitraum ohne Durchforstungen, in dem die zu Beginn stark abgesenkte Bestandesgrundfläche allmählich wieder anwächst, was mit der Abnahme der beobachteten Radialzuwächse einhergeht.

Erst eine stärkere Durchforstung vor dem letzten Beobachtungszyklus hebt die empirischen Einzelbaumzuwächse wieder auf ein höheres Niveau, das von AMod_AU zwar noch immer überschätzt, aber wieder etwas besser getroffen wird. Insgesamt plausibel und dem Trend der Beobachtungen entsprechend ist in der Zeitreihe der Prädiktionen das Abflachen der „Zuwachsgeraden“ über dem Ausgangs-BHD mit zunehmendem Alter, abgesehen vom Durchforstungseffekt der letzten Periode. Zugleich treffen die Steigungen der von AMod_AU modellierten „Zuwachsgeraden“ die tatsächliche Steigerung der Zuwächse mit dem Ausgangs-BHD für alle Perioden recht gut. In den meisten Fällen auffallend überschätzt werden durch AMod_AU die Radialzuwächse der schwachen Bäume, ein Befund, der mit den ersten Validierungen an Testdaten der Parametrisierungsgrundlage übereinstimmt.

Die Referenzmodellvarianten BWinPro_AU und Sim_neu_AU unterschätzen dagegen die Zuwächse des Versuches Eldena in den ersten beiden Perioden. Das abnehmende Niveau der empirischen Zuwächse in den anschließenden Zuwachsperioden treffen sie dagegen besser als AMod_AU. Dabei verlaufen die Prognosen beider Referenzmodellvarianten über den Ausgangs-BHD auffallend synchron, was zumindest tlw. auf die modellierten Kronenansätze zurückzuführen ist. Tendenziell kommt es auch durch diese Modelle zu einer, wenn auch etwas geringeren, Überschätzung der Radialzuwächse dünner Bäume. Die Steigung der „Zuwachsgeraden“ beider Modelle ist relativ flach, es gibt also eine geringere Durchmesserabhängigkeit der Vorhersagen, was fast generell mit einer Unterschätzung der Radialzuwächse der stärksten Bäume verbunden ist.

Der jüngere Versuch Schwenow mit dem Anfangsalter von 31 Jahren und Beobachtungen bis zum Alter 50 Jahre weist durchgängig ein höheres Niveau der empirischen Radialzuwächse auf als der Versuch Eldena. Diese werden für drei der vier Beobachtungsperioden durch die Prädiktionen von AMod_AU besser getroffen als durch beide Varianten des Referenzmodells. Letztere erscheinen wiederum vor allem nicht geeignet, die hohen Zuwächse stärkerer Bäume zutreffend vorherzusagen. Im Gegensatz dazu ist für AMod_AU auch hier die realitätsnahe deutliche Zunahme der Radialzuwächse mit steigenden Ausgangs-BHD hervorzuheben. Zu hoch sind die Zuwachsschätzungen von AMod_AU für die Mehrzahl der Bäume in der dritten Periode im Anschluss an eine zweite starke Durchforstung innerhalb von

vier Jahren. Bei den empirischen Durchmesserzuwächsen hatte die erneute starke Absenkung der Bestandesdichte in kurzer Folge nicht einheitlich zu einer weiteren Erhöhung der Radialzuwächse geführt. Mögliche externe Ursachen dafür, die durch das Modell nicht abbildbar sind, wie z. B. Insektenfraßschäden oder gehäuft ungünstige Witterung in dieser Zuwachsperiode, konnten nachträglich nicht aufgeklärt werden.

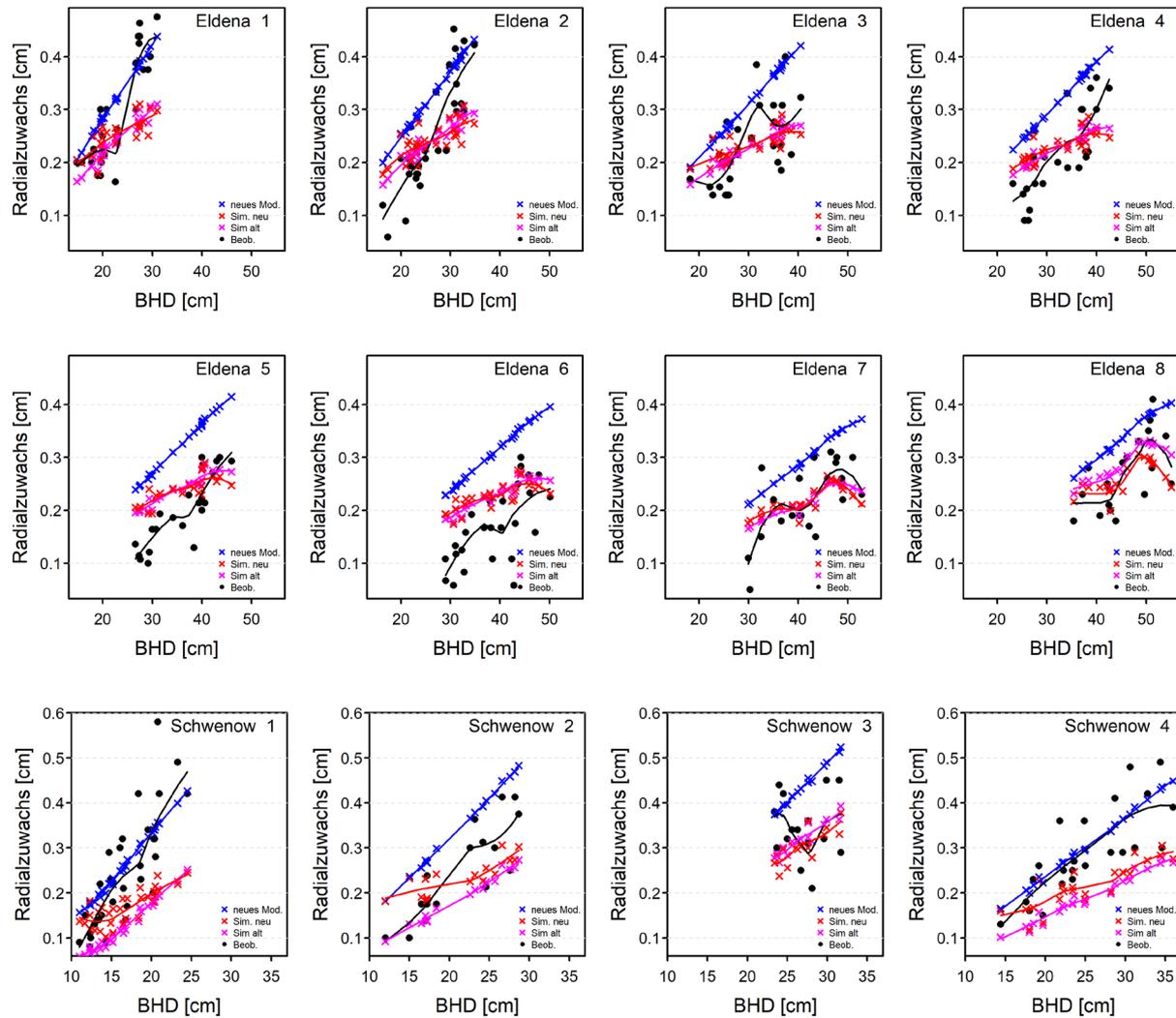


Abbildung 88: Vergleich von Radialzuwächsen (Jahringbreiten) der Höhenmessbäume unabhängiger Daten der Roteichen-Ertragsversuche Eldena 70 (obere zwei Zeilen) und Schwenow 192 (untere Zeile) mit Modellschätzungen des alternativen Zuwachsmodells AMod_AU („neues Mod.“) sowie Sim_neu_AU („Sim. neu“) und BWin-Pro_AU („Sim. alt“) als Varianten des Referenzmodells. Dargestellt sind gemessene und simulierte Zuwächse über dem Ausgangs-BHD, ausgeglichen durch Splines, erzeugt mit der R-Funktion ‚loess‘.

Zwischen den beiden Varianten des Referenzmodells Sim_neu_AU und BWinPro_AU, deren Vorhersagen für Schwenow nur für die eine Periode besser zutreffen, bleiben die Unterschiede auch an diesem Versuch relativ gering, jedoch sind sie etwas größer als am Versuch Eldena. Dabei liegt in drei Perioden das geringfügig höhere Prognoseniveau des neu parametrisierten Referenzmodells Sim_neu_AU etwas

näher an den Beobachtungen. Bei genauer Betrachtung resultiert dieses höhere Gesamtniveau allerdings fast ausschließlich aus höheren Schätzungen der Zuwächse dünner Bäume, wo das alte BWin-Modell eher unterschätzt.

Gemessen an empirischen Einzelbaumzuwächsen mehrerer Zuwachsperioden zweier Versuchsflächen liefert weder eines der drei verglichenen Modelle generell näher an der Realität liegende Vorhersagen, noch kann ein Modell von vornherein als offensichtlich unzutreffend oder unplausibel abgelehnt werden. Eine abschließende Bewertung, verbunden mit der eindeutigen Empfehlung des einen oder anderen Modells zur künftigen Verwendung im Einzelbaumsimulator BWinPro/TreeGrOSS, ist anhand des Vorhersagevergleichs an dieser eingeschränkten Datenbasis noch nicht möglich. Weitere Validierungsschritte, zunächst auf einer breiteren Basis unabhängiger Daten, sind für mehr Sicherheit bei der Auswahl des am besten geeigneten Prognosemodells notwendig.

Als inhaltliche Stärke des alternativen Zuwachsmodells AMod_AU erscheint die im Vergleich zu den Einzelbaumbeobachtungen der Versuchsflächen realitätsnähere Zuwachsverteilung in Abhängigkeit des Ausgangsdurchmessers. Andererseits kann aus der systematischen Überschätzung der Grundflächen- bzw. Radialzuwächse durch AMod_AU, wie sie in etlichen Beobachtungsperioden des Versuchs Eldena zu verzeichnen ist, aus mehreren aufeinanderfolgenden Simulationsperioden eine Fehlerverstärkung resultieren, da der Ausgangs-BHD in dem Modell die erklärende Variable mit dem größten Effekt auf den Zuwachs ist. Wenn die Überschätzung wie im vorliegenden Fall die starken Bäume einschließt, schlägt sich dies umso stärker auch in den Simulationsergebnissen der Bestandeswerte nieder und mehrere aufeinander folgende Simulationsschritte führen zur Potenzierung solcher Fehler. Diese Gefahr scheint bei den beiden Varianten des Referenzmodells weniger zu bestehen. Im Gegenteil, durch sie kommt es tendenziell zu einer Unterschätzung der Grundflächen- bzw. Radialzuwächse, gerade für starke Bäume. Darin drückt sich möglicherweise auch eine gewisse „Trägheit“ der Kronenmantelfläche als Prädiktor aus. Die dadurch bewirkte, zunächst weniger realistisch anmutende Zuwachsverteilung über den Ausgangsdurchmessern würde Überschätzungen der Bestandeswerte im Laufe längerer Simulationsperioden vermeiden. Im Vergleich der beiden Referenzmodellvarianten ist nach den bisherigen Validierungen die Version mit neuer Kronenbreiten- und Kronenansatzfunktion nicht eindeutig zutreffender und plausibler als das alte BWin-Modell ohne jegliche Neuanpassung.

In einem nächsten umfassenden Validierungsschritt sollten das alternative Grundflächenzuwachsmo-
dell AMod_AU und das neu parametrisierte Referenzmodell Sim_neu_AU zusammen mit den anderen neuen Teilmodellen in BWinPro/TreeGrOSS implementiert werden. Dies ermöglicht die Beurteilung des komplexen Modellverhaltens von den vorgeschalteten Teilmodellschätzungen bis hin zur Prognose der Einzelbaumgrundflächenzuwächse. Die Modellfortschreibung kompletter Versuchsbestände über mehrere Simulationsschritte ermöglicht bei Einstellung einer der Versuchssteuerung vergleichbaren

Bestandesbehandlung den effektiven Vergleich durch die neuen Modelle prognostizierter Einzelbaum- und Bestandeswerte mit denen des alten BWinPro/TreeGrOSS-Paketes und den Kennwerten der gemessenen Bestandesentwicklung von Validierungsbeständen. Insbesondere Auswirkungen einer gerichteten Fehlerfortpflanzung der Modelle könnten anhand der aggregierten Bestandeskennwerte gut erkannt, in ihren Auswirkungen quantifiziert und bewertet werden.

7.2 Bestandeswachstum

7.2.1 Wachstumsvergleich Roteiche – heimische Eichenarten auf gleichen Standorten

Der Vorsprung der Roteiche bei den Spitzenhöhen innerhalb standortgleicher, gleichalter Versuchsflächenpaare mit Stiel- bzw. Traubeneiche beträgt zum Alter 100 Jahre 4 bis 7 m, dabei stimmen die relativen Oberhöhenbonitäten in Bezug auf die Ertragstabeln der jeweiligen Baumarten ungefähr überein. Ein Durchmesser Vorteil der Roteiche bei den 100 stärksten Bäumen je ha beträgt zu diesem Alter 10 cm und mehr. Auf mittleren und besseren Standorten entspricht dies Spitzendurchmessern von 70 cm, was der angestrebten Zielstärke für Roteichenwertholz entspricht. Wie bei den heimischen Eichen führt eine höhere Stärkeklasse des Stammholzes selbst bei nur durchschnittlicher Qualität zu einer höheren Preisbewertung des Roteichen-Stammholzes (NLF 2019, Stammholzerlöse nach Güte- und Stärkeklassen, unveröffentlicht). Der relative Vorsprung der Roteichenbestände in der Gesamtwuchsleistung an Derbholzvolumen beträgt zum Alter 100 Jahre ca. 50 % gegenüber den heimischen Eichenarten einschließlich deren Unterstandes aus Buche oder Hainbuche. Diese Ergebnisse bestätigen zahlreiche frühere Befunde (z. B. Schwappach 1901, Zimmerle 1952, Wiedemann 1951, Bauer 1953a, Göhre und Wagenknecht 1955, Stratmann u. Warth 1987, Spellmann 1994, Lockow 2002, Seidel u. Kenk 2003). Auch Klemmt et al. (2013) gehen bei einem Vergleich von Roteiche und heimischen Eichen anhand von Inventurdaten für die meisten bayerischen Waldstandorte von einer Überlegenheit der Roteiche in der Volumen- und Durchmesserwuchsleistung aus. Die in Nordwestdeutschland gefundene Tendenz zu einer noch größeren relativen Wuchsüberlegenheit der Roteiche auf den schwächeren Standorten bestätigt bereits Wezel (1950) für Württemberg. Die Vorwüchsigkeit der Roteiche steht demzufolge auch Mischungen mit den heimischen Eichenarten entgegen, da letztere nach kurzer Zeit auch von geringeren Roteichenanteilen komplett überwachsen werden. Dies zeigen eigene Versuchs- und Probeflächen, u. a. Lampertheim 128 und Göhrde 80 (Mews 2012) wie auch die Mitteilungen weiterer Autoren (Zimmerle 1950, Göhre u. Wagenknecht 1955, Stratmann 1988).

7.2.2 Kritische Einordnung des neuen Bonitätsfächers

Die Grundlage eines neuen Bonitätsfächers für die Roteiche in Nordwestdeutschland bildet die neu parametrisierte Alters-Höhenbeziehung auf Basis der CR3. Die relativen Ertragsklassen des Bonitätsfächers werden aus Gründen der Vergleichbarkeit für Spitzenhöhen h_{100} im Alter von 100 Jahren festgelegt, die genau jenen der Ertragstafel von Bauer (1955) entsprechen. Eine wichtige Ergänzung stellt

die Einführung einer 0. Ertragsklasse mit dem gleichen Bonitätsabstand von 3,3 m zu diesem Bezugsalter dar, was zahlreichen sehr leistungsfähigen Beständen v. a. jüngerer und mittlerer Alter gerecht wird. Der dargestellte Altersbereich konnte durch eine ausreichende Anzahl älterer Bestände im Datenmaterial auf 120 Jahre ausgedehnt werden. Bei gleichen Spitzenhöhen der Bonitäten im Alter von 100 Jahren unterscheidet sich der altersabhängige Verlauf des Höhenwachstums des neuen Bonitätsfächers deutlich von dem des alten (Abb. 89, oben links). Der Verlauf des neuen, wiederum anamorphen Bonitätsfächers ist gekennzeichnet durch ein noch rasanteres Höhenwachstum sehr junger Bestände und einen in mittleren Altern gestreckten Wachstumsgang mit etwas geringeren Raten der Höhenzunahme. Die Höhenverläufe sind im Vergleich zu Bauer (1955) weniger streng asymptotisch zum Alter von 100 Jahren, so dass jetzt ein - wenn auch moderates - Höhenwachstum bis in hohe Alter anhält.

Eine Alternative zu dem schließlich verwendeten neuen Bonitätsfächers (Abb. 89, oben rechts) basiert auf der Sloboda-Funktion (s. auch Kap. 7.1.1). Dieser Alternativfächer scheint bis zu Altern von ca. 70 Jahren die beobachteten Wertepaare sehr gut abzudecken. Dies trifft sogar auf Beobachtungen der Oberhöhenentwicklung gepflanzter und gesäter Roteichen des Verjüngungsversuchs Lampertheim 126 in den ersten Jahren nach der Kulturbegründung zu, die gar nicht in die Modellanpassung eingegangen sind. Verworfen wird dieser Bonitätsfächer letztlich aufgrund anhaltend starker Höhenzunahmen in hohen Altern. Für diesen Bereich entspricht der Verlauf der CR3-Variante einem Großteil der empirischen Daten deutlich besser. Außerdem führt der Verwendungsausschluss nur einmalig aufgenommener Flächen für die Anpassung der Sloboda-Funktion dazu, dass einige Standorte z. B. in Sachsen-Anhalt und im niedersächsischen Bergland überhaupt nicht mehr repräsentiert sind.

Der Bonitätsfächer der bisher in Deutschland verwendeten Roteichen-Ertragstafel beruht in seiner ursprünglichen Version (Bauer 1953a) auf dem grafischen Ausgleich von Grundflächenmittelhöhen (hg) wiederholter Versuchsflächenaufnahmen aus Baden, den Niederlanden und Dänemark sowie zahlreicher einmaliger Probeflächenaufnahmen eines weiten geografischen Gradienten über Nord- und Westdeutschland. Die Altersentwicklung der Spitzenhöhe h_{100} , wie sie in dem bis heute gebräuchlichen Bonitätsfächer (Bauer 1955) verwendet wird, ist laut Schober ((Hrsg.) 1987, S. 6) erst nachträglich von Bergel durch eine Regression zwischen hg und h_{100} ergänzt worden. In einen Vergleich (Abb. 89, oben links) einbezogen wird außerdem der derzeit im Wachstumssimulator BWinPro/TreeGrOSS implementierte, von Nagel (1994) funktionalisierte Bonitätsfächer der Roteiche.

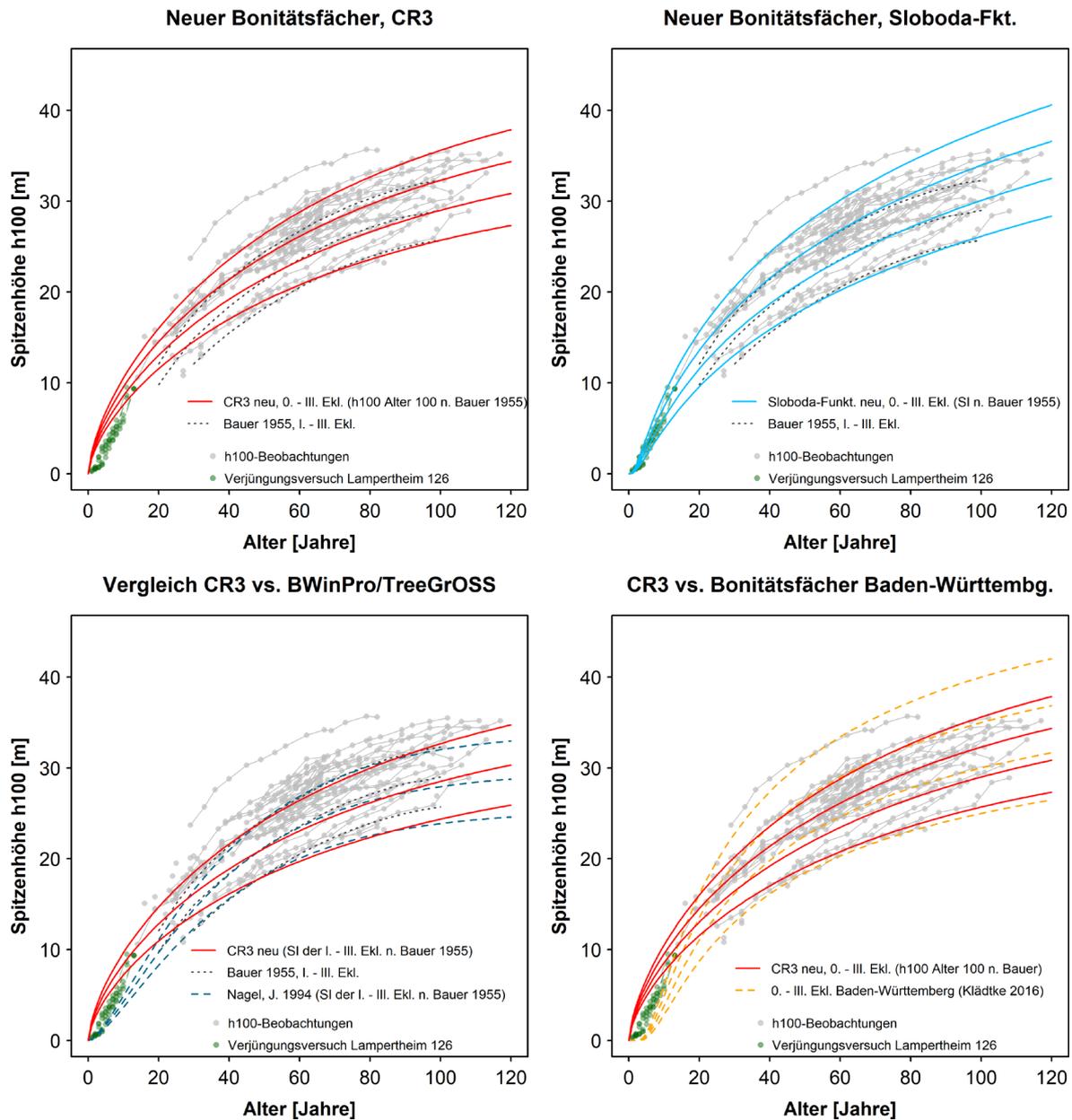


Abbildung 89: links – Vergleich des Verlaufsform der neuen Alters-Höhenbeziehung für Roteiche mit vorherigen Abbildungen des Zusammenhangs für Nordwestdeutschland; rechts – neuer Bonitätsfächer für Roteiche in Nordwestdeutschland im Vergleich zum Bonitätsfächer für Baden-Württemberg (Klädtkte 2016)

Zwischen dem neuen CR3-Bonitätsfächer, dem Bonitätsfächer der Bauer-Ertragstafel und jenem nach dem derzeitigen Alters-Höhenmodell aus BWinPro/TreeGrOSS (Nagel 1994, Hansen u. Nagel 2014) bestehen deutliche Unterschiede im Verlauf der Höhenentwicklung. Der Bonitätsfächer von Nagel (1994) basiert methodisch ebenfalls auf der CR3 unter Berücksichtigung des SI im a-Parameter. Die damals verwendete Datengrundlage sind die h100-Beobachtungen von 19 Versuchsflächen in Nord- und Westdeutschland bis Anfang der 1990er Jahre, die als Teilmenge auch in der Datengrundlage der aktuellen CR3-Parametrisierung enthalten sind. Die relativen Ertragsklassen (relativen Höhenbonitäten) dieses Fächers orientieren sich nicht an den h100 im Alter 100 Jahre der Ertragsklassen nach Bauer, sondern

an deren absoluten Höhenbonitäten im Alter von 50 Jahren (SI). Für den Vergleich, in dessen Mittelpunkt die Verlaufsformen stehen, sind, abweichend von ihrer eigentlichen Festlegung, die Ertragsklassen der neuen CR3-Anpassung ebenfalls bei den SI der Ertragsklassen der Bauer-Tafel eingehängt. Die Verläufe beider funktionalisierter Bonitätsfächer sind bis zum Alter 120 Jahre dargestellt. Für Bauer (1955) werden die originalen Tabellenangaben mit späteren Startzeitpunkte und einem Höchstalter von 100 Jahren verwendet.

An dem neuen CR3-Fächer fällt zunächst wiederum der sehr steile Höhenanstieg in den ersten Jahren auf, besonders im Vergleich zu Nagel (1994), wo das Höhenwachstum in diesem Abschnitt eher verhalten bleibt und dadurch auch in der I. Ertragsklasse klar unter dem Höhenverlauf der mit dargestellten unabhängigen Daten des Verjüngungsversuchs Lampertheim 126 liegt. Anschließend steht ein deutlich stärkeres Höhenwachstum nach der Funktion von Nagel (1994) dem eher gestreckten Verlauf der neuen CR3 gegenüber. Die mit 100 Jahren erreichten Höhen unterscheiden sich schließlich für die I. und II. Ertragsklasse nach allen drei Grundlagen nur wenig. Die untere Leistungsgrenze der ertragskundlichen Beobachtungen erscheint durch Nagel (1994) gut wiedergegeben. Insgesamt bleibt der Verlauf der Spitzhöhe nach Nagel (1994), trotz nicht unbedeutender Abweichungen v. a. in der III. Ertragsklasse, näher am ursprünglichen Bonitätsfächer von Bauer (1955) als die neue CR3. Den Bonitätsfächern nach Nagel (1994) und Bauer (1955) ist auch der streng asymptotische Verlauf zum Alter von 100 Jahren gemeinsam, während der neue Bonitätsfächer bis zum Alter von 120 Jahren noch ein nennenswertes Höhenwachstum ausweist. Sehr streng asymptotische Verläufe des altersabhängigen Höhenwachstums stellt Smith (1984) infrage und ordnet sie sogar als Artefakte ungeeigneter Daten oder Methoden ein. Tatsächlich beobachtete, noch nennenswerte Höhenzunahmen von Roteichenbeständen jenseits von 100 Jahren werden denn auch besser durch den gestreckten Höhenverlauf der aktuellen Parametrisierung wiedergegeben. Unsicherheiten bestehen zu sehr geringen Altern, wo sich nach der CR3-Funktion kein klarer Wendepunkt des Höhenwachstums abzeichnet bzw. dieser extrem nah am Koordinatenursprung liegt und die Sloboda-Funktion reale Wachstumsverläufe besser wiedergeben scheint. Aufgrund der Plausibilität in höheren Altern und der Möglichkeit zur vollständigen Nutzung der Datenbasis einschließlich einmaliger Beobachtungen wird als Einordnungsbeziehung der neuen Ertragstafel trotzdem der Bonitätsfächer auf Grundlage der CR3 verwendet.

Als dessen unabhängige Referenz dient ein aktueller Bonitätsfächer der Roteiche für Baden-Württemberg (Klädtker 2016) (Abb. 89, unten rechts). Diesem liegt die an langfristiger Versuchsflächen der Forstlichen Versuchsanstalt Freiburg parametrisierte Funktion von Sloboda (1971) zugrunde. Der Bonitätsfächer, der ebenfalls eine 0. bis III. Ertragsklasse mit größeren h_{100} -Abständen von jeweils 5 m im Alter von 100 Jahren umfasst, deckt ein noch breiteres Leistungsspektrum ab. Hauptsächlich im oberen Bereich geht der südwestdeutsche Leistungsrahmen deutlich über den neuen Bonitätsfächer für Nordwestdeutschland hinaus. Unter den günstigeren südwestdeutschen Klimabedingungen erreicht die

Roteiche auf tiefgründigen Standorten ein ausgesprochen hohes Leistungsniveau (Seidel u. Kenk 2003), was sich in einem deutlich stärkeren Höhenwachstum v. a. in der ersten Hälfte der Bestandesentwicklung ausdrückt. Das Höhenwachstum des Verjüngungsversuchs Lampertheim in den ersten 10 Jahren läge dennoch oberhalb der 0. Ertragsklasse, was angesichts von dessen nicht besonders günstigen Standortverhältnissen wenig plausibel erscheint. Im weiteren Verlauf liegen von dem Datenmaterial der NW-FVA nur wenige, derzeit junge Bestände und der hervorragend wasserversorgte, im südlichen Rheinland-Pfalz gelegene Versuch Saarburg 133 auf dem Niveau des bei Klädtke (2016) abgebildeten Höhenwachstumsgangs der 0. Ertragsklasse. Ähnlich in Niveau und Verlaufsform sind sich dagegen ab einem Alter von 40 Jahren die III. Ertragsklassen beider Fächer, die damit für beide Großregionen eine vergleichbare untere Leistungsgrenze der Roteiche beschreiben.

Ertragstafeln aus Nordamerika bilden für große Teile des natürlichen Verbreitungsgebietes der Roteiche ein ähnliches Leistungsspektrum ab wie der CR3-Bonitätsfächer der neuen Roteichen-Ertragstafel für Nordwestdeutschland bzw. gehen im oberen Bereich etwas darüber hinaus (z. B. Schnur 1937, Dale 1972, Carmean et al. 1989). Die unteren Leistungsgrenzen mehrerer Regionalertragstafeln aus den USA (Carmean et al. 1989) liegen mit SI von 12,2 m bis 13,7 m im Alter von 50 Jahren (entsprechend 40 bis 45 ft. in den Originalangaben) teilweise sogar deutlich unterhalb der Befunde für Nordwestdeutschland. In Europa stellen Rédei et al. (2007) für Ungarn das dortige Spektrum des Höhenwachstums der Roteiche feiner gestuft in sechs relativen Ertragsklassen dar, wobei deren leistungsfähigste I. Ertragsklasse ungefähr der 0. und deren IV. ungefähr der III. Ertragsklasse für Nordwestdeutschland entspricht. Die I. Ertragsklasse für Belgien (Laurent 1988) zeigt eine geringe Überlegenheit gegenüber der 0. in Nordwestdeutschland, die dortige II. entspricht ungefähr der hiesigen I. Ertragsklasse. Die sechs Ertragsklassen des Bonitätsfächers der überarbeiteten Roteichen-Ertragstafel für die Niederlande (Bastide u. Faber 1972) haben kleinere SI-Abstände und geringere Endalter. Das Höhenwachstum der I. Ertragsklasse liegt etwas unterhalb dessen in Nordwestdeutschland, jenes der IV. in etwa auf dem Niveau der hiesigen III. Ertragsklasse. Ein Bonitätsfächer von Gelpé et al. (1986) für Südost-Frankreich deutet auf ein enormes Leistungsvermögen der Roteiche unter den dortigen klimatischen und standörtlichen Bedingungen hin, das nordwestdeutsche Verhältnisse sehr weit übertrifft und sich in potenziellen Oberhöhen von bis zu 35 m im Alter von 50 Jahren ausdrückt.

Eine korrekte Alters-Höhenbeziehung ist bei der Aufstellung einer klassischen Ertragstafel für die Umrechnung anderer, originär über der Spitzenhöhe funktionalisierter Ertragskennwerte auf den Altersverlauf von zentraler Bedeutung (Assmann 1955). Möglicherweise problematisch in ihren Auswirkungen auf die weitere Ertragstafelaufstellung ist dabei die Zuordnung statischer Durchschnittsbonitäten zu Versuchsbeständen mit längeren Zeitreihen, die infolge der zwischenzeitlichen Dynamik von Umwelt- und Standortbedingungen Veränderungen im Verlauf des Höhenwachstums erfahren haben. Zwei Verbesserungsansätze wären in diesem Zusammenhang denkbar. Ein erster naheliegender wäre

die Bonitierung jeder einzelnen Versuchsaufnahme und die unabhängige Verwendung und Einordnung der zugehörigen Kennwerte. Damit bliebe jedoch der Zusammenhang zwischen den Wiederholungsaufnahmen eines Versuchsbestandes vollkommen unberücksichtigt. Ein zweiter Ansatz wäre, ggf. nach einer gezielten Erweiterung der Datengrundlage um sehr junge Bestände sowie solche sehr hoher und sehr geringer Leistungsfähigkeit, die Verwendung von höher parametrisierten Wachstumsfunktionen, die deutlich polymorphe Bonitätsfächer zulassen (Carmean u. Hahn 1983, Cieszewski u. Bailey 2000, Kindermann 2016). Unterschiede in der Verlaufsform des Höhenwachstums unterschiedlicher Standortstraten einschließlich einer deutlichen Altersstaffelung der Lage der Wendepunkte könnten dadurch zutreffender funktional beschrieben werden. Gleichzeitig hätte das den Effekt einer verbesserten Altersumrechnung in Abhängigkeit der Spitzenhöhe hergeleiteter Ertragstafelkennwerte.

7.2.3 Standort-Leistungsbezug der Roteiche in Nordwestdeutschland

Das für die Roteiche in Nordwestdeutschland aufgestellte Standort-Leistungsmodell ist der angewendeten Methodik nach ein einfaches Modell, auf einer begrenzten Datengrundlage beruhend. Die Datenbasis wird gebildet aus Beobachtungen von 76 verschiedenen Roteichenversuchsflächen mit 95 Versuchspartzellen, wobei Bodenparameter auch zwischen den Partzellen eines Versuches mitunter variieren. Der als Zielvariable verwendete SI ist als Ausdruck standortgebunden Höhenwachstums in seiner Abhängigkeit von Kombinationen aus Boden- und Klimabedingungen grundsätzlich geeignet, für das Leistungsspektrum der neuen Roteichen-Ertragstafel für Nordwestdeutschland einen unmittelbaren Standortsbezug herzustellen.

Auf einige Genauigkeitseinschränkungen, die sich aus der Art bzw. der Aufbereitung der verwendeten Daten ergeben, ist hinzuweisen. So wird für die Zielvariable SI mit Bezug auf die neue CR3-Alters-Höhenbeziehung bei Mehrfachbeobachtungen einer Versuchspartzelle der arithmetische Mittelwert genutzt. Dies unterstellt für alle Bestände eine zumindest annähernd der allgemeinen Alters-Höhenbeziehung entsprechende Entwicklung. Wie einige Beispiele langfristig beobachteter Versuchsflächen zeigen (Kap. 7.1.1), ist dies nicht in jedem Fall gegeben. Die Vereinheitlichung teilweise differenzierter Standortkartierungen verschiedener Bundesländer nach einem einheitlichen Schlüssel (Wolff et al. 1998) bedeutet Zusammenfassungen in den Nährstoff- und Wasserhaushaltsstufen, die jedoch aufgrund des geringen Datenumfanges ohnehin erforderlich gewesen wären. Bei den verwendeten Klimavariablen handelt es sich um Mittelwerte der Wuchsbezirke (Gauer u. Aldinger (Hrsg.) 2005), in denen Besonderheiten der exakten geografischen Lage und Topografie der Versuchsflächen wie die Höhe ü. NN, die Exposition und andere lagebedingte Besonderheiten nicht berücksichtigt sind. Außerdem sind die genutzten Klimakennwerte der Normalperiode 1961 bis 1990 je nach Alter und Beobachtungszeitraum der Versuchsfläche zeitlich nur mehr oder weniger zutreffend. Bezüglich der Differenziertheit und seiner Eignung für Prognosen bleibt das resultierende Roteichen-Modell deshalb weit

entfernt von der methodisch sehr viel anspruchsvolleren Standort-Leistungsmodellierung von Schmidt (2020), die zudem auf einer wesentlich breiteren Grundlage deutschlandweiter Inventurdaten mit größeren klimatischen und standörtlichen Gradienten beruht. Dessen Modell eignet sich ausdrücklich für Leistungsprognosen der Hauptbaumarten bei einer hauptsächlich durch den projizierten Klimawandel getriebenen Dynamik der Umweltvektoren. Im Bewusstsein der Limitationen durch die begrenzte Datengrundlage und die einfache mathematische Form dient das vorliegende Modell vorrangig der Einordnung der Roteichenleistungen in den Rahmen der tatsächlich beobachteten Klima- und Umweltbedingungen. Von Extrapolationen wird auch aufgrund in den Daten nur gering vertretener extremer Kombinationen der erklärenden Variablen abgeraten.

Innerhalb der abgedeckten Spanne der Umweltvektoren weisen die Modellschätzungen eine deutliche und plausible Sensitivität gegenüber der Variabilität der erklärenden Variablen auf und können dadurch wichtige Anhaltspunkte für die Standortwahl der Roteiche in Nordwestdeutschland liefern. Die Signifikanz der Variable Keimjahr (Schmidt 2020) mit einer positiven Wirkung weniger weit zurückliegender Entstehungszeitpunkte der Bestände subsummiert offenbar bislang eher wachstumsfördernde Veränderungen der Umweltbedingungen u. a. durch eine natürliche Standortregeneration nach früherer Übernutzung (Evers et al. 2019) bzw. atmogene Stickstoffeinträge (Zezschwitz 1985) und eine bereits eingetretene moderate Temperaturerhöhung (Finzi et al. 2020). Die Variable stellt innerhalb des Modells das Element einer ansatzweisen Dynamisierung dar. Möglicherweise ist ein tatsächlicher Effekt des Keimjahres noch größer, seine Wirkung im Modell wird wahrscheinlich durch die Verwendung der mittleren SI mehrfach aufgenommener Versuche gemindert. Offenbar eine geringere Rolle für die Höhenwuchsleistung der Roteiche im Rahmen des abgebildeten Standortpektrums spielt die Nährstoffversorgung in Form der Nährstoffstufe der Standortkartierung. Jedenfalls zeigt diese Variable in der Modellierung keinen signifikanten Einfluss auf den SI. Eine mögliche Ursache dafür besteht in der deutlichen Korrelation zwischen der Nährstoffversorgung des Standortes und dem Bodenwasserhaushalt innerhalb des Datensatzes. So beruht die bessere Wasserhaltefähigkeit terrestrischer Standorte in der Regel auf höheren Schluff- und Lehmgehalten des Substrates, welche häufig auch eine bessere Nährstoffversorgung gewährleisten, hingegen sind wasserdurchlässige Sande in der Regel gleichzeitig nährstoffarm (Evers et al. 2019). Auf eine weitere mögliche Ursache für die kaum gegebene Modellwirksamkeit der Nährstoffstufen weisen bodenchemische Analysen eines Teils der Tieflandstandorte hin. Demnach unterscheiden sich von der Standortkartierung als ziemlich arm klassifizierte Böden in wichtigen bodenchemischen Kennwerten wie pH-Wert, effektiver Austauschkapazität sowie den Vorräten an Stickstoff, Phosphor, Kalium und Kohlenstoff kaum von jenen der mittleren Nährstoffstufe. In diesem Trophiebereich, der eine große Waldfläche repräsentiert, scheinen die Auswirkungen verschiedener, teils gegenläufiger bodenchemischer Prozesse, bedingt durch die Nutzungsgeschichte,

Säure- und Stickstoffeinträge sowie die Kompensationskalkung eine zutreffende Trennung der Nährstoffstufen durch die gutachterliche Einschätzung der Standortkartierung zu erschweren. Dieser Befund befindet sich in gewisser Übereinstimmung mit den Ergebnissen repräsentativer Bodeninventuren wie der BZE II (Evers et al. 2019) und der Bodendauerbeobachtung in den niedersächsischen Wäldern (Fortmann et al. 2012, Ahrends et al. 2021).

Die geringere Bedeutung der Nährstoffversorgung für das Wachstum der Roteiche kann als Bestätigung bisheriger Waldbauplanungen (NMLELV 2004, Böckmann et al. 2019, MULE Sachsen-Anhalt u. NW-FVA 2020) aufgefasst werden, welche die Baumart vorrangig Standorten mäßiger und ziemlich armer Nährstoffversorgung zuordnen, auf denen heimische Eichenarten und Rotbuche nicht mehr als Hauptbaumarten vorgesehen sind. Anbaugrenzen nach dem chemischen Bodenzustand scheinen für die Roteiche auf extrem versauerten Standorten mit starkem Nährstoffmangel und Aluminium-Toxizität gegeben, wo Demchick u. Sharpe (1999) an älteren Roteichen in Pennsylvania eine erhöhte Mortalität und ein reduziertes Wachstum finden. Dies spricht eher gegen die u. a. von Wenk et al. (1990) geäußerte Erwartung einer besonderen Eignung der Roteiche für Immissionschadgebiete.

Ein dem hier vorliegenden ähnliches Modell der Standortleistungsfähigkeit stellt Weller (2018) für einen Leistungsvergleich von Küstentanne (*Abies grandis* [Douglas ex D. Don] Lindl.) und Douglasie auf 20 verschiedenen Versuchsstandorten entlang eines Gradienten von Bodengüte und klimatischen Kennwerten vor. Zielvariable seines Modells ist ebenfalls die Spitzenhöhe, hier zu dem einheitlichen Alter seiner Untersuchungsbestände von 37 Jahren, wobei sich die Höhenwuchsleistung der Douglasie als weniger sensitiv gegenüber dem Bodenwasserhaushalt, v. a. aber gegenüber der Trophie erweist als die der Küstentanne. Was die Nährstoffansprüche angeht, wäre demnach die Roteiche der Douglasie ähnlicher als der Küstentanne. Im Gegensatz zur positiven Wirkung einer höheren klimatischen Wasserbilanz der Vegetationszeit auf das Wachstum der Roteiche wirkt bei Weller (2018) eine Zunahme der klimatischen Wasserbilanz als einziger klimatischer Variable seines Modells und bei ihm bezogen auf das Gesamtjahr, negativ auf das Höhenwachstum beider Nadelbaumarten. Bei den Berglandstandorten, die in dem Douglasien-Küstentannen-Vergleich dominieren, verbindet sich eine hohe KWB des Gesamtjahres in der Regel mit geringen Jahresmitteltemperaturen, eine Variable, die in dem Modell von Weller (2018) nicht enthalten ist. Nicht als „standortvag“ kann das Wachstum der Roteiche nach den Erkenntnissen der vorliegenden Arbeit hinsichtlich ihrer Ansprüche an die Wasserversorgung bezeichnet werden. Jedoch deutet das Standort-Leistungsmodell, zumindest unter gegenwärtigen Bedingungen, gewisse Kompensationsmöglichkeiten einer geringeren Wasserspeicherfähigkeit sandiger Böden des Tieflandes durch eine größere Klimafeuchte an. Bei einer günstigen klimatischen Wasserbilanz in der Vegetationszeit erbringt die Roteiche auch auf wasserdurchlässigeren Böden noch hohe Wuchsleistungen. Dies trifft vor allem auf Standorte in Schleswig-Holstein sowie im nord- und mittel-

westniedersächsischen Tiefland und in der Hohen Heide zu. Umgekehrt nimmt unter klimatisch trockeneren Bedingungen die Bedeutung einer besseren Wasserspeicherfähigkeit durch höhere Schluff- oder Lehmgehalte des Bodens zu. Auch Standorte der Berglandschwelle und der unteren Lagen der Mittelgebirge bringen bei Gewährleistung der genannten Faktorenkombinationen wuchskräftige Roteichenbestände hervor. Dieses Muster einer kompensatorischen Wirkung von Bodenwasserspeicherkapazität bzw. nutzbarer Feldkapazität und klimatischer Wasserbilanz in der Vegetationszeit spricht für die gute Anwendbarkeit der Standortwasserbilanz als Saldo beider Größen (Spellmann et al. 2011, Albert et al. 2017) für die standörtliche Zuordnung der Roteiche unter den Bedingungen des projizierten Klimawandels. Bereits Göhre u. Wagenknecht (1955) beschreiben differenziert das Leistungsvermögen der Roteiche in Abhängigkeit des Standortes für das nordostdeutsche Tiefland sowie das Hügelland in Sachsen-Anhalt, Thüringen und Sachsen. Übereinstimmend mit dem neuen Standort-Leistungsmodell erweisen sich nach ihren Erkenntnissen im Tiefland grundwasserferne sandüberlagerte Lehme bzw. tiefgründige, besser verlehmte Sande als sehr leistungsfähige Standorte. Im Bergland trifft das auf stärker lössbeeinflusste Standorte über basenarmen Silikatgesteinen zu, wobei Südhanglagen nicht nachteilig wirken sollen. Grundwasserbeeinflusste Standorte werden als günstig herausgestellt, wenn das Grundwasser nicht zu hoch ansteht, was ebenfalls durch das aktuelle Standort-Leistungsmodell für Nordwestdeutschland bestätigt wird. Dagegen führen nach dem Modell hoch anstehendes, stagnierendes Grundwasser oder deutliche Staunässe zu Leistungsabnahmen gegenüber dem Optimum, weshalb die ausdrückliche Empfehlung eines Roteichenanbaus auf wechselfeuchten und mineralischen Nassstandorten von Wenk et al. (1990) nicht uneingeschränkt geteilt werden kann. Von Niinemets u. Valladares (2006) wird die Toleranz der Roteiche gegenüber Staunässe ähnlich eingeschätzt wie die der Traubeneiche, aber geringer als die der Stieleiche. Die Toleranz gegenüber Trockenheit (Skala von 0 – „keine Toleranz“ bis 5 – „maximale Toleranz“) wird mit einem Wert von 2,88 für ein wenig geringer gehalten als die von Stieleiche (2,95) und von Traubeneiche (3,02), aber höher als die von Rotbuche (2,4). Im Gegensatz dazu hebt Polster (1953) nach transpirationsphysiologischen Versuchen ausdrücklich die gute Anpassungsfähigkeit der Roteiche an sehr geringe Bodenwassergehalte hervor, die auf der ausgeprägten Fähigkeit zur effektiven Einschränkung der Transpiration beruhen soll. Die Roteiche soll hierin die Stieleiche übertreffen.

Nach Kölling (2013) entsprechen die mittleren Temperaturkennwerte des deutschen Anbaubereiches der Roteiche fast den Mittelwerten des natürlichen Verbreitungsgebietes und sind von deren extremen Minima und Maxima (Tirmenstein 1991, Thompson et al. 1999) weit entfernt. In den Daten des Standort-Leistungsmodells sind Standorte einer Jahresmitteltemperatur ab 7,9°C in der Referenzperiode 1961 bis 1990 und einer Vegetationszeitlänge von mindestens 150 Tagen enthalten. Bezüglich der Wärmeansprüche wären damit alle kollinen Bereiche in Nordwestdeutschland abgedeckt (Gauer u. Aldinger (Hrsg.) 2005) und als klimatisch für die Roteiche geeignet und bei zusätzlich tiefgründigen

Böden zu hohen Wuchsleistungen befähigt anzusehen. Im submontanen Bereich ergäbe sich daraus für Norddeutschland eine Höhengrenze bei ca. 500 m ü. NN, die trotz sich vollziehender klimatischer Veränderungen derzeit noch nicht wesentlich überschritten werden sollte. Dies entspricht dem oberen Rahmenwert früherer Empfehlungen für Nord- und Nordostdeutschland, die einen Anbau bis in Höhenlagen von etwa 400 bis 500 m ü. NN empfehlen (Göhre u. Wagenknecht 1955, Stratmann 1988) und u. a. eine gewisse Empfindlichkeit der Roteiche gegen Eisbruch anführen. Dagegen werden in Südwestdeutschland Höhenlagen von bis zu 800 m ü. NN für möglich gehalten (Wezel 1950, Seidel u. Kenk 2003). Für die erfolgreiche Begründung von Roteichenbeständen im Grenzbereich ihrer Wärmeansprüche gewinnt die Auswahl geeigneter Kleinstandorte hinsichtlich Südexposition, Kaltluftabfluss und des Seitenschutzes benachbarter Beständen bzw. einer günstigen Ausgangssituation durch den Schirm bzw. einen Vorwald aus lichtdurchlässigen Baumarten zusätzliche Bedeutung.

Gemessen an der sehr weiten Spanne klimatischer Bedingungen des natürlichen Verbreitungsgebietes (Thompson et al. 1999) stellen die Verhältnisse des vorliegenden Bearbeitungsgebietes nur einen kleinen Ausschnitt dar. Ein großer Teil des Roteichenareals im Osten Nordamerikas liegt in kontinentaler geprägten Klimaverhältnissen, die sich durch tiefere Wintertemperaturen und höhere Vegetationszeittemperaturen auszeichnen als das Klima in Nordwestdeutschland. Auch die Jahresmitteltemperaturen des Roteichenvorkommens weisen dort daher eine viel größere Amplitude auf. Allerdings ist im natürlichen Verbreitungsgebiet mit steigenden Jahresdurchschnittstemperaturen ein deutlicher Anstieg der Niederschlagsmengen korreliert (Timbal 1990) und wie für kontinentalere Klimaausprägungen kennzeichnend, fällt ein bedeutender Teil dieser Niederschläge in der Vegetationsperiode. Obwohl die Niederschläge in einigen deutschen Anbaugebieten unter dem Optimum und teilweise sogar unter dem Minimum des natürlichen Verbreitungsgebietes liegen, werden hier bisher in Kombination mit den anderen Standortfaktoren sehr gute bis befriedigende Wuchsleistungen erreicht. Die durch das Standort-Leistungsmodell als bedeutend für ein gutes Wachstum herausgestellte Tiefgründigkeit und gute Wasserspeicherfähigkeit des Bodens wird für das amerikanische Ursprungsgebiet ebenfalls betont (Desmarais 1998). Graney (1977) findet für das Wachstum von Roteiche und Weißeiche (*Quercus alba* L.) in den Ozark Mountains in Arkansas ein Regressionsmodell mit hohen Erklärungsbeiträgen einer sehr differenziert abgestuften Topografie und Textur des Bodens mit Bezug zum Bodenwasserhaushalt. Das Modell enthält aufgrund der eng begrenzten Untersuchungsregion jedoch keine Klimavariablen. Eine relativ hohe Trockenheitstoleranz der Roteiche finden Fekedulegn et al. (2003). Sie untersuchen in Westvirginia die Zuwachsreaktion, allerdings des Durchmesser, von Roteiche, Kastanien-Eiche (*Quercus prinus* L.), Rotahorn (*Acer rubrum* L.) und Tulpenbaum (*Liriodendron tulipifera* L.) auf Trockenheit und Exposition. Das Durchmesserwachstum der Roteiche erweist sich dabei sowohl von Trockenjahren als auch von der Hangexposition als am wenigsten beeinflusst. Im gewissem Gegensatz dazu finden Pan et al. (1997) bei dendroklimatologischen Untersuchungen der Hauptbaumarten der

zentralen Appalachen einen bedeutenden Einfluss des Niederschlages v. a. auf den Grundflächenzuwachs von Roteichen.

Für die Roteiche begründen ihre weite Verbreitung im östlichen Nordamerika und die damit verbundene breite Standortsamplitude hinsichtlich Böden und Klima die Erwartung einer guten Anpassungsfähigkeit an für Deutschland zukünftig projizierte klimatische Bedingungen (Roloff u. Grundmann 2008, Lüpke 2009, Kölling 2013). Allerdings zeigt sich der Durchmesserzuwachs des im Heimatareal mit der Roteiche vergesellschafteten und dort konkurrenzstarken Rotahorns bei Untersuchungen von Hoffmann et al. (2020) zur Wirkung klimatischer Variablen an einigen in Deutschland eingeführten Baumarten als am sensitivsten gegenüber Sommertrockenheit. Matisons et al. (2015) finden an Roteichen in Lettland geringere Jahrringbreiten und weitere Frühholzgefäße als Reaktion auf zunehmend auftretende Spätsommertrockenheit und rechnen mit einer erhöhten Emboliegefährdung der Leitungsbahnen der Roteiche infolge klimatischer Veränderungen. Eine denroökologische Untersuchung, die fast das gesamte natürliche Vorkommensgebiet der Roteiche einschließt (LeBlanc u. Berland 2019), zeigt gegenwärtig für den Nordosten noch kaum Einschränkungen des Radialzuwachses und sieht dort einen gewissen „Puffer“ für eine Klimaerwärmung, während für die westlichen und südlichen Vorkommensbereiche deutliche negative Reaktionen auf hohe Vegetationszeittemperaturen und Trockenperioden künftige Wachstums- und Vitalitätseinschränkungen erwarten lassen. Geringere negative Veränderungssignale des Radialzuwachses infolge von Witterungsextremen, speziell von Trockenheit, findet Chhin (2018) für freigestellte Roteichen-Z-Bäume gegenüber nicht freigestellten Roteichen.

Auch nach dem Standort-Leistungsmodell der vorliegenden Arbeit, das sich allerdings auf die Höhenwuchsleistung bezieht, können von der Roteiche bei Standortkombinationen einer geringen nutzbaren Feldkapazität des Bodens mit einem trockenen Klima keine hohen Wuchsleistungen mehr erwartet werden. Auch amerikanische Bonitätsfächer weisen für die bereits heute trockensten westlichen Arealteile der natürlichen Verbreitung geringe Höhenwuchsleistungen der Roteiche deutlich unterhalb der III. Ertragsklasse der neuen Ertragstafel für Nordwestdeutschland aus (Carmean et al. 1989). Darin zeigt sich, dass der standörtlich-klimatische Bereich, der eine Existenz der Roteiche ermöglicht, offenbar viel weiter in trockene Verhältnisse reicht als der Bereich hoher Wuchsleistungen.

7.2.4 Gesamtwuchsleistung in Abhängigkeit der Spitzenhöhe als problematische Grundbeziehung der neuen Ertragstafel

Bei der Erstellung einer Ertragstafel nach der Top-down-Methode (Pretzsch 2002) kommt der Beziehung zwischen Gesamtwuchsleistung (GWL) und Oberhöhe eine große Bedeutung zu. Kramer (1988) bezeichnet diese Beziehung als Grundbeziehung in Unterscheidung zur Alters-Höhenbeziehung, die er Einordnungsbeziehung nennt. Assmann (1949) nennt die Abhängigkeit der GWL von der Oberhöhe

Grundbeziehung II und stellt die Hypothese auf, dass die GWL nicht ausschließlich von der Höhe abhängt, sondern zusätzlich vom Standort und deshalb für jede Höhenbonität die Parameter des Zusammenhangs zwischen Höhe und GWL gesondert zu bestimmen wären. In einer späteren Arbeit hält Assmann (1959) an dieser Hypothese fest, wägt hier jedoch zugunsten der Vorteile einer zunächst einheitlichen „mittleren“ Beziehung der GWL zur Höhenentwicklung für alle Höhenbonitäten im Sinne der Klarheit von Ertragstafeln ab. Ausgehend von dieser einheitlichen mittleren Beziehung sei es weiterführend möglich, die durch standörtliche Gegebenheiten oder die Bestandesbehandlung bedingten Abweichungen der GWL und der mittleren Grundflächenhaltung eindeutig zu quantifizieren. Konsequenterweise macht Assmann einen Vorschlag für die klare Abgrenzung der Begrifflichkeiten, wonach eine zu einem festgelegten Bezugsalter, z. B. 100 Jahre, erreichte Mittel- oder besser Oberhöhe als Höhenbonität und nicht als Ertragsklasse bezeichnet werden sollte, da der Volumenertrag bzw. die GWL durch die Höhenwuchsleistung allein nicht eindeutig gekennzeichnet sei. Daraus folgernd wäre unter dem Ertragsniveau eines Standortes die GWL zu verstehen, die bei einer gegebenen Bezugshöhe ohne Berücksichtigung des Alters erreicht wird. Unter Hinzuziehung eines festgelegten Bezugsalters, z. B. 100 Jahre, berechnet sich aus der GWL die dGz-Leistungsklasse, welche einen aussagekräftigen standortübergreifenden Vergleich der Volumenleistung von Beständen ermöglicht.

In der Parametrisierung der Grundbeziehung der neuen Roteichen-Ertragstafel wird ein signifikanter Einfluss der Höhenbonität in dem Modell gefunden, der bei gleicher Spitzenhöhe eine deutliche und auch ohne Vorannahmen fast äquidistante Abnahme der GWL bei geringer werdender Höhenbonität bewirkt. Jedoch führt dieses Gesamtmodell aufgrund einer in den Daten enthaltenen altersbedingten Verschiebung von Wachstumsgängen bzw. Allometrien zwischen heute jungen und älteren Beständen offensichtlich zu einer systematischen Unterschätzung der GWL junger Bestände besserer Höhenbonitäten. Die längerfristige Entwicklung sich darin äußernder veränderter Wachstumsbedingungen (Spiecker et al. 1996) und ihre Auswirkungen im weiteren Bestandesleben sind noch nicht absehbar. Damit bleibt unklar, ob die höhere Leistung der heute jungen Bestände nachhaltig und extrapolierbar ist oder möglicherweise eine modifizierte Ontogenese mit einer schnelleren physiologischen Alterung zu einem veränderten Wachstumsgang führt (Pretzsch 2006). Außerdem soll die Ertragstafel auch auf die heute älteren Bestände anwendbar sein, die weniger auf veränderte Wuchsbedingungen reagieren. Deshalb wird der Versuch einer „Vermittlung“ zwischen der altersabhängigen GWL-Entwicklung heute junger und älterer Bestände unternommen, die sich an den beobachteten Differenzen zwischen der GWL-Entwicklung der jungen Bestände und dem Gesamtmodell der höhenabhängigen GWL-Entwicklung orientiert. Die Differenzen sind mit besserer Höhenbonität zunehmend, während für die III. Ertragsklasse gar kein Unterschied auftritt. Die vorgenommenen Angleichung beruht auf einem einfachen Ansatz ertragsklassenbezogener GWL-Zugaben, die mit zunehmender Spitzenhöhe wieder dem durch das Gesamtmodell abgebildeten Leistungsvermögen angenähert werden. Leider führt dieses

Vorgehen zu formal und inhaltlich unerwünschten Begleiterscheinungen. Zunächst wird dadurch die deutlich erkennbare Staffelung des Ertragsniveaus der Höhenbonitäten des vorherigen Gesamtmodells, das von den Beobachtungsdaten der heute älteren Bestände dominiert ist, zu einer nahezu höhenbonitätsunabhängigen GWL-Entwicklung nivelliert. Eine weitere Folge ist die zeitliche Verschiebung der Kulmination der laufenden Volumenzuwächse der besseren Höhenbonitäten hin zu höheren Altern. Damit kulminieren relativ bessere Höhenbonitäten nunmehr später als schwächere. Dies widerspricht allgemeinen ertragskundlichen Erkenntnissen (Assmann 1961, Wenk et al. 1990). Angesichts der insgesamt geringen altersbedingten Veränderlichkeit der laufenden Zuwächse der Roteiche erscheint dies aber ggf. vorerst hinnehmbar.

In anderen verbreiteten Ertragstafeln stellt sich die Beziehung der GWL zur Höhe durchaus sehr unterschiedlich dar. Einigen Ertragstafeln ist eine einheitliche, von der Höhenbonität unabhängige Grundbeziehung hinterlegt, so den Ertragstafeln der Roterle (*Alnus glutinosa* [L.] Gaertn.) von Lockow (1995) und der Europäischen Lärche (*Larix decidua* Mill.) von Schober (Hrsg., 1987). In anderen nimmt mit abnehmender Höhenbonität die GWL bei gleicher Höhe und damit das Ertragsniveau ab, wie bei der Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco), mittleres Ertragsniveau (Bergel 1985), der Japanlärche (*Larix kaempferi* [Lamb.] Carrière) (Schober 1953), alle zitiert nach Schober (Hrsg. 1987), dem Bergahorn (*Acer pseudoplatanus* L.) (Lockow 2004) sowie in der Fichten-Ertragstafel von Krenn (1946, zit. nach Assmann 1959). Am häufigsten jedoch ist in gängigen Ertragstafeln ein mit schlechterer Höhenbonität steigendes Ertragsniveau zu finden, also eine höhere GWL zu gleicher Höhe, ähnlich wie in dem neuen GWL-Gesamtmodell der Roteiche vor der Modifikation. Unter diesen sind neben den dynamischen Ertragstafeln der vier Hauptbaumarten in Deutschland und der Douglasie von Albert et al. (2021), die Ertragstafeln für die mäßige Durchforstung der Fichte (*Picea abies* [L.] H. Karst.) von Wiedemann (1936/42) und der Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) (Wiedemann 1943), die Ertragstafeln Buche, mäßige Durchforstung, von Schober (1967), Eiche, mäßige Durchforstung, von Jüttner (1955) sowie die alte Roteichen-Ertragstafel von Bauer (1955), alle letzteren zitiert nach Schober (Hrsg., 1987). Daneben gibt es Ertragstafeln, die innerhalb gleicher Höhenbonitäten explizit verschiedene Ertragsniveaus berücksichtigen (Fichte: Assmann u. Franz 1965, Kiefer: Lembcke et al. 1975, Buche: Dittmar et al. 1985) bzw. nach Standortregionen unterschiedliche Höhenwachstumsgänge (Fichte: Wenk et al. 1984).

Hinsichtlich der Methodik der Ertragstafelerstellung wird bei den neuen, dynamischen Ertragstafeln der Hauptbaumarten für Nordwestdeutschland der alternative Bottom-up-Ansatz beschrieben (Albert et al. 2023). An die Stelle der Parametrisierung einer oberhöhenabhängigen GWL-Entwicklung als Grundbeziehung tritt hier als primärer Schritt die Parametrisierung von geeigneter Zuwachsfunktionen, z. B. der Zuwachsform der Sloboda-Funktion (Sloboda 1971), aus den Richtungsfeldern laufender Volumenzuwächse aus Wachstumssimulationen von Modellbeständen unterschiedlicher Höhenbonitäten (Albert et al. 2023). Durchschnittliche Gesamtzuwächse (dGz) und aus ihnen die GWL ergeben

sich im zweiten Schritt durch die Integration der Zuwachsfunktionen. Dieser direkte Modellierungsansatz laufender Zuwächse über dem Alter könnte die nachträgliche GWL-Korrektur, wie sie mit ihren unerwünschten Begleiterscheinungen durch den Top-down-Ansatz der Roteichen-Ertragstafel erforderlich wird, vermeiden. Allerdings stehen ohne einen Simulationsansatz für ein ähnliches Vorgehen bei der Roteiche derzeit gerade für junge Bestände zu wenige Zuwachsbeobachtungen und stattdessen viele einmalige Probeflächenaufnahmen zu Verfügung. Außerdem zeigen die empirischen Zuwächse der Roteichenversuchsflächen über dem Alter eine sehr große Streuung. Als Ursache stark streuender Zuwachsbeobachtungen konnten zu Teilen inkonsistente Höhenmessungen identifiziert werden, die das Niveau ganzer Aufnahmen betreffen können. Trotz des Ersatzes von in der Zeitreihe als eindeutig unplausibel identifizierter Höhenkurven ganzer ertragskundlicher Aufnahmen durch eine Interpolation der BHD-Höhenbeziehung der vorhergehenden und der nachfolgenden Aufnahme konnte hier kein befriedigender Gesamtstand erreicht werden. Neben Fehlern in der Höhenmessung wirken sich auch unzureichende Höhenkurvenanpassungen aus, die gerade bei Gesamtanpassungen von Höhenkurven für struktur- und unterstandsreiche Bestände auftreten. Hier sollten Höhenkurven künftig getrennt nach Bestandesschichten angepasst werden.

Als Methoden für eine gezielte, vergleichsweise zeitnahe Verbesserung der Datengrundlage der Ertragstafelerstellung wären grundsätzlich das Intervallflächenkonzept (Gadow 1999), Stammanalysen (Pretzsch 2002) oder die Nutzung von Daten aus wiederholten Großrauminventuren (Staupendahl u. Schmidt 2016) geeignet. Das Intervallflächenkonzept beruht auf der systematischen Anlage unechter Zeitreihen, d. h. mehrerer Versuchspartellen mit der normativen Bestandesbehandlung, die das gesamte Altersspektrum abdecken und für die bei mindestens zwei-, besser dreimaliger ertragskundlicher Aufnahme in Intervallen von ca. fünf Jahren im Unterschied zu einmal gemessenen Probeflächen Zuwachswerte aus vorliegen. Für die Erstellung einer Ertragstafel bedürfte es idealerweise mehrerer dieser Chronosequenzen von Intervallflächen auf Standorten unterschiedlicher Güte, um das gesamte Leistungsspektrum zu erfassen. Hochgenaue und verlässliche Höhenmessungen wären selbstverständlich vorauszusetzen. Aus den Richtungsfeldern der Veränderung der Kennwerte über dem Alter könnten wiederum geeignete Zuwachsfunktionen (z. B. Wenk et al. 1990, Cieszewski u. Bailey 2000) direkt angepasst und durch Integration in Wachstumsfunktionen überführt werden. Für eine seltenere Baumart wie die Roteiche bliebe die komplette Abdeckung eines breiten Standort- und Altersbereiches, zumal unter der Voraussetzung einer vergleichbaren vorherigen Bestandesbehandlung, aber mit Sicherheit schwierig. Stammanalysen, ergänzend zu den Intervallflächen oder als eigenständiges Verfahren, unterliegen prinzipiell den gleichen Schwierigkeiten bei der Auswahl geeigneter Bestände für die Probestammgewinnung. Hinzu kommt, dass sie sich für den vorliegenden Zweck auf den Mittelstamm - des Oberstandes (?) - konzentrieren müssten und die Hochrechnung auf Bestandeswerte valide

Stammzahlentwicklungen der beprobten Bestände voraussetzt. Inventurdaten, z. B. der Bundeswaldinventur, als weitere mögliche Datenquelle versprechen, trotz der angesichts kleiner Probekreise zu erwartenden großen Streuung flächenbezogener Kennwerte, erwartungstreue Schätzungen. Allerdings ist die Bonitierung der Inventurplots aufgrund nur weniger Höhenmessungen nicht unproblematisch. Unter Überwindung dieser Schwierigkeit haben Staupendahl u. Schmidt (2016) Daten der Bundeswaldinventur erfolgreich für die Kalibrierung wichtiger Kennwerte bestehender Ertragstafeln der Hauptbaumarten in Hessen an aktuelle Wuchsbedingungen angewendet. Grundsätzlich ausgeschlossen bleibt bei der Verwendung von Inventurdaten jedoch die Implementierung einer normativen Vorgabe der Bestandesbehandlung.

Gegenüber der alten Roteichenertragstafel von Bauer (1955) ergibt sich nach der neuen Ertragstafel für die gestaffelte Hochdurchforstung über einen großen Teil des Altersbereiches der I. Ertragsklasse ein ungefähr gleiches Ertragsniveau, d. h. zu gleichen Spitzhöhen werden gleiche GWL erreicht. Ausgenommen sind wie beschrieben junge Alter, wo nunmehr zu gleichen Höhen bereits höhere GWL auftreten. In der II. und besonders der III. Ertragsklasse nimmt nach der neuen Tafel die Volumenleistung gegenüber der alten Ertragstafel sogar ab. Diese Ergebnisse stehen in gewissem Widerspruch zu den neuen dynamischen Ertragstafeln von Albert et al. (2021) für Buche, Kiefer, Fichte und Douglasie, wo das Ertragsniveau gegenüber den für diese Baumarten vorher verwendeten Ertragstafeln erwartungsgemäß gestiegen ist und nur die heimischen Eichen von diesem Trend ausgenommen bleiben. Für den abweichenden Befund bei der Roteiche sind mehrere Ursachen anzuführen, die mit der Konstruktion der Ertragstafel, ihren Datengrundlagen und dem unterstellten Behandlungskonzept in Verbindung stehen. Auf letzteres wird später noch eingegangen. Zunächst spielt die veränderte Verlaufsförmigkeit der Alters-Höhenbeziehung eine Rolle: Innerhalb der gleichen nach der Oberhöhe im Alter 100 festgelegten relativen Höhenbonität werden nunmehr zu jüngeren Altern bereits größere Höhen erreicht. Außerdem sei auf die gegenüber der alten Bauer-Ertragstafel geringere Grundflächenhaltung sowie die Verwendung der Formzahlen von Bergel (1974) hingewiesen, durch die sich im Vergleich zu Bauer (1955) ca. 5 % geringere Derbholzvolumina ergeben. Während sich das Ertragsniveau für die I. Ertragsklasse also kaum verändert und sich für schlechtere Höhenbonitäten sogar verringert, zeigen andererseits viele heute jüngere und mittelalte Roteichenbestände eine bessere Höhenbonität, als sie die heute alten Bestände in der Vergangenheit auf vergleichbaren Standorten zu den gleichen Altern hatten. Möglicherweise schlagen sich Verbesserungen der Standortverhältnisse bei der Roteiche also stärker in einem Anstieg der Höhenbonität nieder als in einem höheren Ertragsniveau unter der gleichen Höhenbonität.

7.2.5 Grundflächenhaltung als Ausdruck des Behandlungsmodells der Ertragstafel

Ähnlich wie von Bauer (1955) mit seiner Ertragstafel angestrebt, soll mit der neuen Roteichen-Ertragstafel eine gestaffelte Hochdurchforstung abgebildet werden. Konkret sieht das Behandlungskonzept starke Eingriffe im frühen Entwicklungsstadium beginnend mit der Erstdurchforstung vor und später den Übergang zu nachlassenden Eingriffsstärken in der Vorrats- und Kronenpflege der weitgehend ausgeformten Bestände. Die Phase der Zielstärkennutzung und Überführung in die nächste Bestandsgeneration ist ausdrücklich nicht Gegenstand der Ertragstafel. Das Behandlungsmodell zielt auf das Erreichen starker Dimensionen der qualitativ besten Bäume in für Laubbäume kurzen Produktionszeiten ab. Gegenüber der Grundflächenhaltung klassischer Ertragstafeln mit mäßiger Niederdurchforstung (Schober (Hrsg.) 1987), die gegenwärtig in der Praxis eher als Referenz des standörtlichen Potentials aufgefasst werden und waldbauliche Maßnahmen und Forstplanungen demgegenüber Bestockungsgradabsenkungen vorsehen, bildet die Grundflächenhaltung des verbleibenden Bestandes der neuen Roteichenertragstafel die angestrebte und nicht weiter zu reduzierende Norm ab.

Dabei bezieht sich die Grundflächenhaltung der neuen Roteichen-Ertragstafel wie schon bei Bauer (1953a) auf den Oberstand. Die Zuordnung der Baumklassen 1 bis 3 des Baumklassensystems des VDFV (1902) zum Oberstand gemäß der Aufnahmeanweisung für ertragskundliche Versuchsflächen (NFV 2005, unveröffentlicht) dürfte in weitgehender Übereinstimmung zur alten Roteichen-Ertragstafel stehen, in der Bäume unberücksichtigt bleiben „... sofern ihre Gipfel nicht in den Kronenraum des Oberbestandes hineinragten“, (Bauer 1953a, S. 37). Auch die neuen dynamischen Ertragstafeln von Albert et al. (2021), die in der Bestandesbehandlung ebenfalls gestaffelte Hochdurchforstungen unterstellen, beziehen sich auf den Oberstand, wobei der Unterstand dort nach dem von Assmann (1961) ursprünglich für strukturreiche Mischbestände entwickelten Kriterium abgegrenzt wird. Danach werden Bäume mit einer Höhe $\leq 50\%$ der Oberhöhe dem Unterstand zugeordnet, wodurch deutlich weniger Bäume ausgeschlossen werden und bezüglich der Abgrenzung des Oberstandes keine volle Vergleichbarkeit der neuen Roteichentafel mit diesen Ertragstafeln gegeben ist.

Die Herleitung der Grundflächenhaltung der Roteiche, die das abzubildende Behandlungskonzept widerspiegelt, liegen empirische Beobachtungen aus Versuchsbeständen, die der konzeptionellen Normvorgabe möglichst nahe kommen, zugrunde. In gewissem Widerspruch zur in den Versuchskonzepten nahezu einheitlichen Vorgabe der starken Hochdurchforstung für fast alle Roteichenversuchsflächen der NW-FVA, existiert in der Realität eine große Streuung der Grundflächen des verbleibenden Bestandes über der Spitzenhöhe. Diese breite Streuung konnte durch eine sorgfältige Auswahl möglichst konzeptgemäß behandelte Flächen und Aufnahmen verringert, nicht aber behoben werden. Neben der Streuung ist auffällig, dass praktisch alle Grundflächenbeobachtungen durchforsteter Versuchspartellen geringer bis deutlich geringer sind als die Grundflächenvorgaben der Ertragstafel von Bauer (1955),

welche die Beobachtungen über dem Alter praktisch nach oben umhüllen. Über der Spitzhöhe ist in der alten Ertragstafel eine deutliche Staffelung der Grundflächen im Sinne eines zunehmenden Ertragsniveaus mit sich verschlechternder Höhenbonität enthalten. Beispielsweise beträgt die Grundflächendifferenz zur Spitzhöhe 25,7 m, die von der III. Ertragsklasse im Alter von 100 Jahren erreicht wird, zur II. Ertragsklasse mehr als 4 m² je ha. Über dem Bestandesalter führt das zu einem Zusammenrücken der Grundflächenhaltungen, so dass hier Grundflächenabstände der relativen Höhenbonitäten nur von maximal 1 m² je ha auftreten. In der Grundflächenhaltung der neuen Ertragstafel sind Ertragsniveauunterschiede der Höhenbonitäten nicht nachweisbar, also entweder nicht vorhanden oder durch große Behandlungsunterschiede überprägt. Jedenfalls zeigt sich die relative Höhenbonität im Modell der funktionalen Abhängigkeit der Grundfläche von der Spitzhöhe als nicht signifikant. Umgerechnet auf das Bestandesalter kommt es dadurch zu einer breiten Staffelung der Grundflächenhaltungen zwischen den Höhenbonitäten. Die geringen Grundflächenhaltungen der II. und vor allem der III. Ertragsklasse führen zu Einbußen in der Flächenproduktivität, ausgedrückt durch verhältnismäßig geringe dGz und IZ. Gerade die geringe Grundflächenhaltung des Oberstandes der III. Ertragsklasse entspricht tatsächlich eher einer dauerhaft lichtungsartigen Behandlung als einer gestaffelten Durchforstung. In den Versuchsflächen geringerer Höhenbonitäten ist jedoch genau diese Behandlung bisher überwiegend praktiziert worden. Sie hat dort zu deutlichen Durchmessererträgen gegenüber der alten Ertragstafel sowie zur Erhaltung hoher Stammzahlen und nicht unbeträchtlicher Grundflächenanteile des in der Ertragstafel nicht berücksichtigten Unterstandes geführt. Betrachtet man statt der Grundflächenhaltung als alternatives Dichtemaß den SDI des Oberstandes über dem Bestandesalter, so liegen dessen Werte für die Ertragsklassen der alten Ertragstafel sehr nah beieinander (Abb. 90) wie schon die Grundflächen. Unter der Annahme, dass der SDI Ausdruck einer ressourcen gebundenen Standortkapazität ist, fällt dabei außerdem auf, dass Stammzahlhaltung und dg der alten Ertragstafel (Bauer 1955) die höchste Dichte für die schwächste und die geringste für die beste Höhenbonität ergeben. Von den SDI des Oberstandes der neuen Ertragstafel liegt nur jener der 0. Ertragsklasse überhaupt annähernd im Bereich der alten Bauer-Ertragstafel, während die anderen Ertragsklassen deutlich geringere SDI aufweisen, innerhalb derer es in der II. Ertragsklasse fast und in der III. Ertragsklasse überhaupt keinen Altersanstieg gibt. Die geringeren und mit der Standortgüte abnehmenden SDI der neuen Ertragstafel sind das Resultat der starken Eingriffe in den Oberstand. Diese sollen eine Konzentration verfügbarer Ressourcen auf die Z-Bäume und dadurch deren schnellere Durchmesserentwicklung bewirken. Möglicherweise kann diese Behandlung der Bestände geringer Standorte als starke Unterstützung einer weniger dynamisch ablaufenden Differenzierung gedeutet werden, während auf besseren Standorten eine starke und schnelle Selbstdifferenzierung auch von Natur aus stattfindet (Pretzsch 2006). Der dadurch gerade in der III. Ertragsklasse erhaltene stammzahlreiche Unterstand dürfte aber auch im Hinblick auf die Inanspruchnahme limitierter Ressourcen eigentlich nicht vernachlässigt werden.

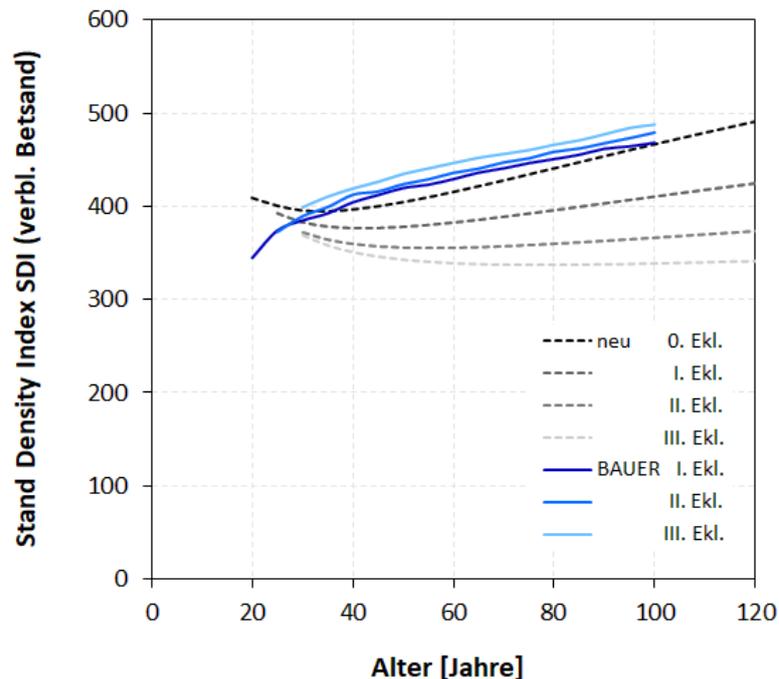


Abbildung 90: SDI des Oberstandes der alten (Bauer 1955) und der neuen Roteichen-Ertragstafel

Ähnliche Überlegungen werden bereits im Zusammenhang mit der Diskussion um die maximale Grundflächenhaltung (Kap. 7.1.6) und bei der Auswertung des Roteichen-Durchforstungsversuchs Arenberg-Meppen angestellt. Es ist bereits darauf hingewiesen worden, dass der SDI des Gesamtbestandes gegenüber der Grundfläche ggf. das aussagekräftigere und auf jeden Fall weniger vom Alter abhängige Maß der Bestandesdichte ist (Skovsgaard u. Vanclay 2008), wenngleich er in der deutschen forstlichen Praxis gegenüber der Grundflächenhaltung kaum verwendet wird.

Bezogen auf den natürlichen Bestockungsgrad (Assmann 1956) des Oberstandes der Nullfläche des Roteichen-Durchforstungsversuchs Arenberg 857 liegt die relative Grundflächenhaltung der neuen Roteichen-Ertragstafel in der ersten, von starken Eingriffen geprägten Durchforstungsphase für einen Bestand mittlerer bis guter Leistungsfähigkeit bei ca. 70 %. Gewisse Einbußen gegenüber dem Volumenzuwachs der unbehandelten Fläche treten trotz des jungen Bestandesalters auf, sie bleiben aber gegenüber der Grundflächenabsenkung unterproportional. Die Voraussetzung für die Realisierung der angestrebten hohen Durchmesserzuwächse der Z-Bäume innerhalb dieser Grundflächenvorgabe sind ausreichende Auswahlmöglichkeiten unter sehr vitalen, vorherrschenden Bäumen, die gleichzeitig eine gute Qualität aufweisen. Die Wahl geeigneter Herkünfte, ausreichende Pflanzanzahlen und ein hoher Kulturerfolg sowie eine gezielte Jungbestandspflege (Mews 2012) tragen zur Erfüllung dieser Voraussetzungen bei. Eine Z-Baumauswahl unter schwächeren, nur mitherrschenden Bäumen, entweder weil diese durch eine besonders gute Qualität bestechen oder weil qualitativ schlechte vorherrschende Bäume den Bestand dominieren, ist im ersten Fall nicht zielführend und erfordert im zweiten

Fall für akzeptable BHD-Zuwächse sehr starke Eingriffe. Diese würden den Bestockungsgrad deutlich unter 70 % des natürlichen Bestockungsgrades absenken und damit für längere Zeit zu vermeidbaren, deutlich stärkeren Verlusten der Flächenproduktivität in einer Größenordnung von 1,5 bis 2 m³ je ha und Jahr führen. Der weitere Altersverlauf der Ertragstafelgrundfläche ist nicht mehr von Durchforschungsversuchen abgedeckt, weshalb hierfür kein Vergleich unterschiedlicher Behandlungsvarianten und keine Referenz eines natürlichen B° gegeben ist. Es besteht nur die Möglichkeit, als vorbildlich gepflegt bewertete Bestände vergleichend heranzuziehen (Abb. 91). Hinsichtlich der Leistungsfähigkeit bezogen auf das Höhenwachstum bestehen unter diesen Referenzflächen leichte Unterschiede. Rotenburg 2315 und Ahlhorn 2150 sind sehr wüchsige Bestände mit durchschnittlichen relativen Höhenbonitäten von 0,3 (Rotenburg) bzw. 0,7 (Ahlhorn), während Arenberg-Meppen mit einer Höhenbonität von 1,1 etwas dahinter zurückbleibt. Die beiden jüngeren Bestände entsprechen weitestgehend der Behandlungsnorm der Ertragstafel. Wenn der älteste Bestand Ahlhorn 2150 aufgrund seiner Bestandesstruktur und seiner bei Beginn der Zielstärkennutzung erreichten Durchmesser- und Höhenverteilung eigentlich als ein Leitbild der Roteichenbewirtschaftung gelten kann, trifft dies auf seinen anfänglichen Grundflächenverlauf nicht zu. Eine erste, dann allerdings sehr starke Durchforstung des Bestandes im Herrschenden fand erst im Alter von 48 Jahren sieben Jahre vor der Versuchsanlage statt (Notiz in der Versuchsakte der NW-FVA des Ertragsversuchs Ahlhorn 2150). Diese verspätete Durchforstung erklärt die geringe Grundflächenhaltung in mittleren Altern.

Zu den gezeigten Grundflächenhaltungen werden für die Flächen Arenberg-Meppen und Rotenburg laufende jährliche Volumenzuwächse an Derbholz um 13 Vfm je ha ohne größere Schwankungen zwischen den Perioden beobachtet. Für Ahlhorn werden Zuwächse in einem Bereich zwischen 9 und 16 Vfm je ha und Jahr registriert. Die geringeren Zuwächse treten in Phasen deutlich unter der Ertragstafel liegender Grundflächenhaltungen auf und die höheren im Zusammenhang mit dem starken Grundflächenanstieg vor dem Beginn der Zielstärkennutzung.

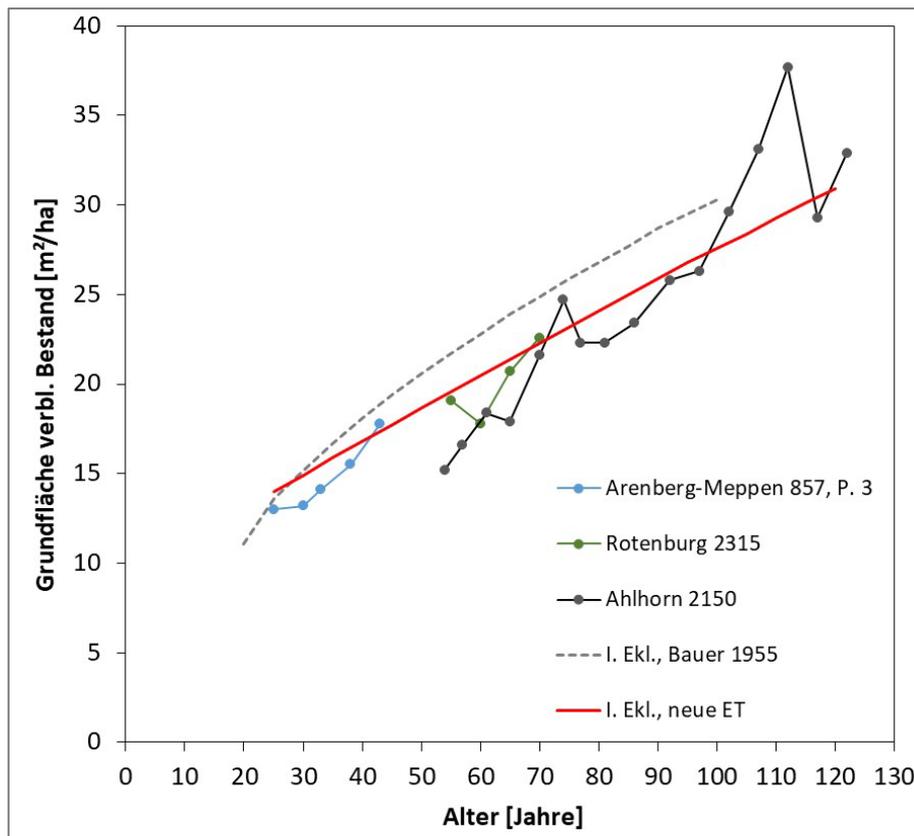


Abbildung 91: Grundflächenentwicklung des verbleibenden Bestandes für drei leistungsfähige Roteichenversuchsflächen mit starker Hochdurchforstung. Arenberg-Meppen 857 und Rotenburg 2315 mit frühem, Ahlhorn 2150 mit verspätetem Durchforstungsbeginn und anschließender konsequenter Hochdurchforstung; Vergleich mit Grundflächenhaltungen der bisherigen und der neuen Ertragstafel, I. Ekl.

Die Durchmesserentwicklung des Z-Baumkollektivs in Ahlhorn ist trotz der späten Erstdurchforstung beeindruckend, ein mittlerer Durchmesser von 65 cm wird im Alter von 110 Jahren (Abb. 92) erreicht und die Zielstärkennutzung setzt ein. Auffallend ist außerdem die Kontinuität des mittleren Durchmesserzuwachses, der bei 6,5 mm pro Jahr liegt und bisher nicht nachlässt. Die jüngeren Versuchsflächen Arenberg-Meppen auf dem etwas schwächeren Standort und Rotenburg zeigen, dass ein früherer Beginn starker Durchforstungen im Alter von 25 bzw. 30 Jahren die Durchmesserentwicklung der Z-Bäume weiter beschleunigen kann. Bei Fortsetzung des derzeitigen Durchmesserzuwachses von durchschnittlich jährlich 8,4 mm könnte die Nutzung erster zielstarker Wertholzstämmen in dem Rotenburger Bestand bereits im Alter von 85 Jahren einsetzen.

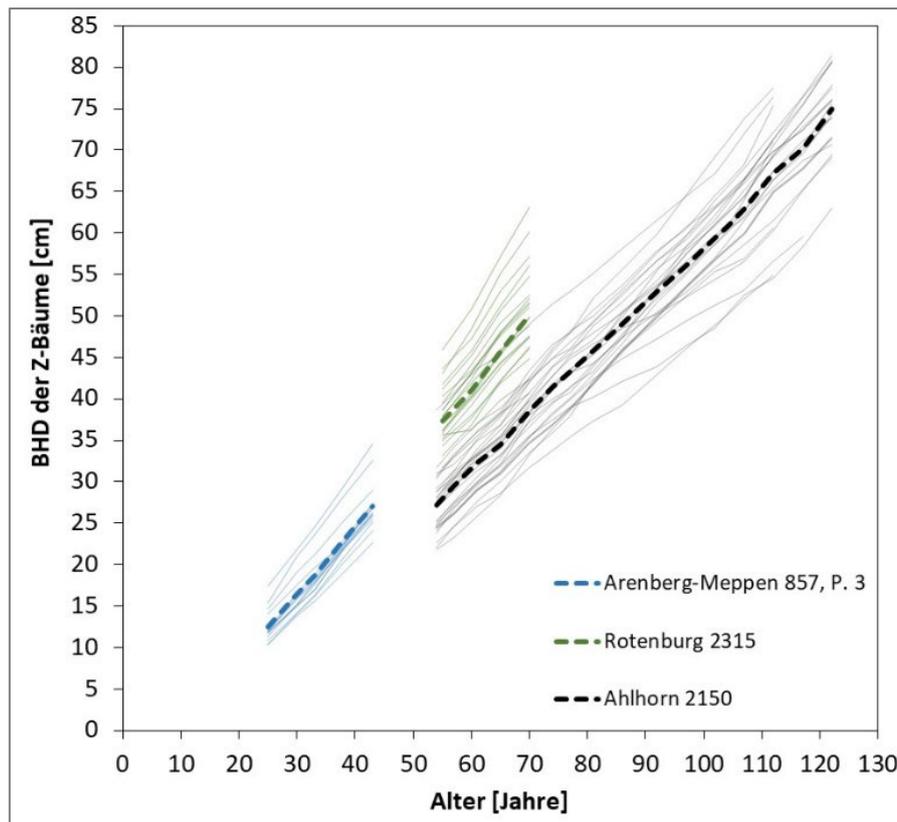


Abbildung 92: BHD-Entwicklung der Z-Bäume für drei leistungsfähige Roteichenversuchsflächen mit starker Hochdurchforstung; fette, gestrichelte Linien: mittlere Verläufe; Arenberg 857 und Rotenburg 2315 mit frühem, Ahlhorn 2150 mit späterem Durchforstungsbeginn und Zielstärkennutzung ab einem Alter von 112 Jahren

Ein Potenzial des starken Grundflächen- und Vorratsanstieges wie im Versuch Ahlhorn nach dem Übergang zu nur noch mäßigen Eingriffen und vor Beginn der Zielstärkennutzung aufgrund eines anhaltend hohen Zuwachspotenzials herausgepflegter Z-Bäume wird durch den Grundflächenverlauf der neuen Ertragstafel bisher nicht zutreffend abgebildet. Die Ursache dafür ist, dass sich weitere alte und entsprechend behandelte Bestände kaum in der Datengrundlage befinden. Ohne diese Einschränkung der Datenbasis grundsätzlich beheben zu können, würde die Verwendung eines gemischten additiven Modells (GAM) anstelle des starren linearen Modells möglicherweise einen etwas flexibleren Grundflächenverlauf in Richtung des konzeptionell angestrebten zulassen (Albert et al. 2023). Dagegen wären durchgängig höhere Grundflächenhaltungen von Beginn an, wie sie u.a. Wenk et al. (1990) für die Roteiche als optimal vorschlagen, im Rahmen des Starkholz-Produktionsziels keine Alternative, denn sie sind vorrangig auf hohe flächenbezogene Volumenleistungen ausgerichtet, unter Akzeptanz einer deutlich verringerten Durchmesserentwicklung.

7.2.6 Weitere Kennwerte der neuen Roteichen-Ertragstafel

Das Ziel einer gegenüber der Ertragstafel von Bauer (1955) stärkeren BHD-Entwicklung scheint nach dem neuen Produktionsmodell mit anfangs geringeren und nach der Standortleistungsfähigkeit deutlich stärker differenzierten Grundflächenhaltungen erreichbar. Die Mitteldurchmesser, die direkt über

der Oberhöhe modelliert werden, zeigen im Gegensatz zur Grundfläche des verbleibenden Bestandes einen Einfluss der Oberhöhenbonität. Zu gleicher Spitzenhöhe ist der Mitteldurchmesser wüchsiger Bestände geringer als der weniger wüchsiger Bestände, die bei Erreichen derselben Höhe selbstverständlich wesentlich älter sind. Dieser Zusammenhang findet sich in allen bisher gebräuchlichen Ertragstafeln (Schober (Hrsg.) 1987) und ebenfalls in den neuen Ertragstafeln für die Hauptbaumarten in Nordwestdeutschland (Albert et al. 2021). Die altersabhängige Entwicklung der Mitteldurchmesser bei Bauer (1955) bleibt gegenüber der neuen Ertragstafel für Nordwestdeutschland zurück, jedoch nicht so viel, dass sie nicht im Zusammenhang mit der deutlich höheren Grundflächenhaltung im Nachhinein als sehr optimistisch erscheinen muss, insbesondere für die III. Ertragsklasse.

Die Stammzahlen des verbleibenden Bestandes der neuen Ertragstafel berechnen sich indirekt als Quotient aus der Grundfläche des verbleibenden Bestandes und dem Mitteldurchmesser. Sie sind durchweg geringer und weisen über dem Alter auch geringere Unterschiede zwischen den Höhenbonitäten auf als bei Bauer (1955). Für andere aktuelle Ertragstafeln verschiedener Baumarten in Nordostdeutschland, z. B. für die Roterle (*Alnus glutinosa* [L.] Gaertn.) von Lockow (1995) werden diese wichtigen Innenbeziehungen, die eng mit der konzeptionellen Behandlungsnorm zusammenhängen, in einer anderen Reihenfolge berechnet. Hier erfolgt primär der Ausgleich der Stammzahlen über der Oberhöhe mittels nichtlinearer Regression, in der sich, wie für die Grundflächenhaltung der neuen Roteichen-ertragstafel, kein Einfluss der Oberhöhenbonität zeigt. Als zweiter Schritt wird dort der Mitteldurchmesser in Abhängigkeit der Stammzahl abgeleitet, und die Grundfläche ergibt sich schließlich erst indirekt multiplikativ als letzter Kennwert. Begründet wird dieses Vorgehen mit der großen Streuung der Grundflächenbeobachtungen über anderen Bestandesmerkmalen wie der Oberhöhe oder dem Alter (Lockow 1995). Im Gegensatz dazu besteht bei der Roteiche gerade bei den Stammzahlen eine so große Streuung über der Spitzenhöhe, dass sie nicht sinnvoll ausgeglichen werden konnten.

Eine wichtige Größe für ein Produktionsmodell, das die Durchmesserentwicklung der qualitativ besten Bäume in den Blick nimmt, ist der d_{100} als der Durchmesser des Grundflächenmittelstammes der 100 stärksten Bäume je ha. Funktional hergeleitet wird er für die neue Roteichen-Ertragstafel aus dem Mitteldurchmesser mit einem zusätzlichen Effekt der Oberhöhenbonität. Letzterer beschreibt eine bei besserer Oberhöhenbonität zunehmende Durchmesser differenzierung, was sich in einem steigenden d_{100} zu dem gleichen d_g äußert. Bei geringeren Oberhöhen ist dieser Unterschied noch sehr klein. Dies bedeutet nicht, dass in jungen Beständen keine dynamischen Differenzierungs- und Ausscheidungsprozesse wirken. Diese äußern sich jedoch in dieser frühen Bestandesentwicklungsphase zunächst vor allem in einer starken Vertikaldifferenzierung mit der Herausbildung eines Unterstandes, den die Ertragstafel nicht betrachtet. Eine direkte Vergleichsmöglichkeit des d_{100} mit der alten Bauer-Ertragstafel ist nicht gegeben, da dieser Kennwert dort nicht angegeben ist.

Allgemein zeigen wichtige Bestandeskennwerte der neuen Roteichen-Ertragstafel für Nordwestdeutschland eine viel breitere Spanne ihrer oberhöhenbonitätsabhängigen Verläufe über dem Alter als nach der alten Ertragstafel, was einer starken Leistungsdifferenzierung der Baumart auf dem von ihr potenziell zu besetzenden breiten Standortspektrum entspricht.

Methodisch sind die bei der primären Ableitung wichtiger Kennwerte breit angewendeten linearen Modelle mit einfachen Transformationen der erklärenden Variablen robust, besitzen aber gegenüber nichtlinearen Modellen eine geringere Flexibilität in der Anpassung an das Datenmaterial. Gerade veränderten Wachstumsbedingungen, die sich auf dem gewählten Weg der Ertragstafelaufstellung als problematisch herausgestellt haben, könnten nichtlineare Modelle, insbesondere bewährte Zuwachsfunktionen, möglicherweise besser gerecht werden. Letztere setzen bei einem nichtlinearen Ausgleich der Richtungsfelder von Differenzen der Kennwerte über der unabhängigen Variablen, i. d. R. dem Alter an, was nur die Verwendung von Daten wiederholter Aufnahmen zulässt.

Ganz im Gegensatz dazu beruhen einige andere aktuelle Ertragstafeln statt auf Zeitreihen langfristiger Versuchsflächen fast ausschließlich auf einmaligen Probeflächenaufnahmen eines möglichst breiten Alters- und Leistungsspektrums, höchstens ergänzt um wenige orientierende Stammanalysen (z.B. Lockow 1995, Röhe et al. 2020). Das Problem veränderten Wachstums aufgrund dynamischer Umweltbedingungen tritt bei diesem methodischen Vorgehen kaum explizit zutage. Trotzdem ist es dem Probeflächenmaterial immanent, indem heute jüngere Flächen anders wachsen als Bestände des gleichen Altersbereiches vor 50 oder 100 Jahren, während Zuwachsveränderungen der heute alten Flächen geringer ausfallen. Da das Problem dynamischer Wuchsbedingungen beim Ausgleich einmaliger Aufnahmen eines einheitlichen Stichtages methodisch keine Berücksichtigung findet, wird für diese Ertragstafeln ohne weitere Erwähnung vorausgesetzt, dass sie „gegenwärtige“ altersabhängige Wuchsverhältnisse der Baumart zutreffend abbilden.

Für die Roteiche wird das tatsächliche derzeitige Leistungspotenzial insbesondere zu höheren Altern von der neuen Ertragstafel möglicherweise unterschätzt. Die individuelle Entwicklung von Beständen leistungsfähiger Standorte, deren Behandlung dem Ideal nahekommt, zeigt beispielhaft ein größeres Potenzial an Grundflächenhaltung und Volumenleistung (s. Kap. 7.2.5), als es die Tafel in ihrer derzeitigen Form widerspiegelt. Eine Ursache der möglicherweise zu geringen Anstiege der Grundflächen- und Vorratshaltungen mit dem Alter ist wiederum, dass nur wenige Bestände durchgängig wirklich vorbildlich im Sinne einer gestaffelten Durchforstung behandelt worden sind. Unter Auslassung sehr stark abweichender Behandlungen mussten Beobachtungen von Versuchen mit noch recht starken, späten Durchforstungen aufgrund früherer Pflegeversäumnisse angesichts der Gesamtdatenlage teilweise noch mitverwendet werden. Für die III. Ertragsklasse entspricht die lichtungsartige Behandlung, die sich in der geringen Grundflächen- und Vorratshaltung der Ertragstafel abbildet, der tatsächlichen

Behandlung der meisten schwächer wüchsigen Bestände. Aufgrund der eingeschränkten Zuwachsplazität führt die prioritäre Ausrichtung an der Durchmesserentwicklung hier zu einer besonders deutlichen Verringerung der Volumenzuwächse. Innerhalb der Zeitreihen zeigt ein Teil der Versuchsflächen der III. Ertragsklasse, die für die Ertragstafelerstellung statisch nach der durchschnittlichen Höhenbonität ihrer wiederholten Aufnahmen bonitiert worden sind, mit zunehmendem Alter eine relative Verbesserung des Höhenwachstums gegenüber der Ertragstafel und dadurch auch höhere Zuwächse. Offenbar kann es auf vorher stark ressourcenlimitierten Standorten selbst in fortgeschrittenen Bestandesaltern noch zu einer nennenswerten Steigerung des Höhenwachstums als Reaktion auf verbesserte Wuchsbedingungen kommen. Bei dynamischer Bonitierung der Einzelaufnahmen und Verwendung der zu einem bestimmten Alter verbesserten Höhenbonität sind die tatsächlichen Bestandeswerte für diese Fälle mit den entsprechenden Ertragstafelkennwerten vergleichbar. Ebenso passen die Bestandesdaten des Oberstandes der beiden Versuchsflächen des LFE (Anhang, Anlage 1) die auch zur Validierung des Grundflächenzuwachsmodells der Einzelbäume verwendet werden, unter Berücksichtigung ihrer Behandlungsabweichungen plausibel in den Rahmen der Grundflächen-, Vorrats- und Zuwachskennwerte der neuen Ertragstafel. Dies spricht, trotz gewisser Probleme in der Datengrundlage und aufgezeigter methodischer Verbesserungsmöglichkeiten, für die praktische Anwendbarkeit der neuen Roteichen-Ertragstafel innerhalb des definierten Geltungsbereiches.

7.3 Künstliche und natürliche Verjüngung der Roteiche

7.3.1 Künstliche Verjüngung auf der Freifläche

Für die Begründung von Roteichenbeständen in Europa ist wie für die heimischen Stiel- und Traubeneichen (Mölder et al. 2019a) die Kultur auf der Freifläche nach wie vor der Regelfall (Nicolescu et al. 2020). Derzeit ist die Bestandesbegründung auf kalamitätsbedingten Freiflächen in Deutschland nach mehreren Jahren extremer Witterung mit dem großflächigen Ausfall vor allem von Fichtenbeständen hochaktuell (BMEL 2022).

Der Anbauversuch auf einer Freifläche in der trocken-warmen Rhein-Main-Ebene vergleicht den Kulturserfolg und das Wachstum der Roteiche mit dem der mediterranen Arten Steineiche, Ungarische Eiche und Flaumeiche, von denen letztere Refugien in Südwestdeutschland und Thüringen hat (Kätzler et al. 2014, Koller et al. 2020), der heimischen Trauben- und Stieleiche sowie der Nadelbaumarten Douglasie und Waldkiefer.

Neben der Erwartung einer relativ guten Anpassungsfähigkeit der heimischen Eichenarten (Hickler et al. 2012) und der Roteiche (Kupka u. Vopálka-Melicharová 2020, LWF (Hrsg.) 2020) an die projizierten klimatischen Veränderungen, gelten vor allem mediterrane Eichenarten (Mette et al. 2021), insbesondere die Flaumeiche (Hickler et al. 2012, Thurm et al. 2018, LWF (Hrsg.) 2020), als Baumartenalternativen im Klimawandel. Bereits die gegenwärtigen klimatischen Bedingungen in Südhessen sind durch

einen frühen Vegetationszeitbeginn sowie Sommerhitze und -trockenheit geprägt, jedoch gibt es nicht selten auch noch Spätfrostereignisse und teilweise tiefe Wintertemperaturen. Für eine der Lampertheimer Versuchsfläche nahe gelegene, zeitgleiche Pflanzung von Roteiche, Steineiche, Ungarischer Eiche, Stieleiche und Flaumeiche machen Koller et al. (2020) für die Jahre 2012 und 2013 detaillierte Angaben zu den Witterungsverläufen mit weitgehender Übertragbarkeit auf den hier behandelten Versuch. Beide Jahre sind gekennzeichnet durch das regelmäßige Auftreten von Frösten im April und vereinzelten Frostereignissen noch im Mai, während im Sommer Maximaltemperaturen bis zu 37 °C und anhaltende hochsommerliche Bodenwasserdefizite mit Saugspannungen jenseits von -200 cbar erreicht werden. Es werden bei den Eichenarten keine Unterschiede im Austriebszeitpunkt beobachtet, abgesehen von dem deutlich späteren Austrieb der immergrünen Steineiche. Ältere Erfahrungsberichte zum Austreiben der Roteiche in Deutschland sind widersprüchlich und reichen von einem früheren Blattaustrieb (Bauer 1953a, S. 68, Hesmer u. Günther 1966) bis hin zu einem späteren Austreiben als bei den heimischen Eichenarten (Zimmerle 1950), wobei zu den uneinheitlichen Befunden wahrscheinlich genetische Unterschiede beitragen (Kriebel et al. 1976, Liesebach u. Schneck 2011). Ein verzögertes Austreiben von Roteichen ohne sonstige Nachteile für die Pflanzenentwicklung soll durch das in Deutschland bisher nicht angewendete Einkürzen der Roteichensprosse vor der Pflanzung („Topclipping“) erreichbar sein (Zaczek u. Steiner 2011). In der weiteren jahreszeitlichen Entwicklung des Schwanheimer Versuches finden Koller et al. (2020) an der Roteiche im Vergleich zu den anderen Eichenarten die langsamste Zunahme der Chlorophyllgehalte der Sonnenblätter zu Vegetationszeitbeginn. Später wirkt sich anhaltender Wassermangel ab dem Hochsommer bei ihr in rascher Blattseneszenz und frühzeitigem Laubfall aus, was die kürzeste Vegetationszeit der hier untersuchten Eichenarten bedingt. Aufgrund einer in Trockenphasen noch hohen Photosyntheseeffizienz und der spätesten Blattseneszenz wird vor allem die Flaumeiche als deutlich dürreresistenter beurteilt als die Roteiche. Mit ihrer kritischen Einschätzung der Trockenheitstoleranz der Roteiche sehen sich die Autoren in Übereinstimmung mit Veröffentlichungen, welche die Baumart im östlichen Nordamerika von Natur aus eher den frischen Standorten zuordnen (Abrams 1990, Dey 2002) bzw. ihre Trockenheitsanpassung verglichen mit der anderer Eichen-Spezies dieses Areals nur im mittleren Bereich sehen (Larsen u. Johnson 1998). Auch Niinemets u. Valladares (2006) modellieren für die Roteiche eine weit geringere Trockenheitstoleranz als für mediterrane und sogar eine etwas geringere als für die heimischen Eichenarten. Ein Trockenstressexperiment von Vivin et al. (1993), das die Reaktion der Roteiche und der heimischen Stiel- und Traubeneiche auf einen Gradienten eingeschränkter Wasserverfügbarkeit hinsichtlich Stomataregulierung, Nettoassimilationsraten, Sprosswachstum und Mortalität vergleicht, kommt zu einem differenzierteren Befund. Während die Reduktion von Transpiration und Gasaustausch als Reaktion auf anhaltende Trockenheit bei allen drei Eichen vergleichbar ausfällt, stellt sich

das Sprosswachstum der Roteiche als am sensitivsten gegenüber Trockenstress heraus, allerdings bei einer signifikant geringeren Mortalität als bei den heimischen Eichen.

Trotz ihres vergleichsweise schlechten Abschneidens bei Untersuchungen physiologischer Trockenstressindikatoren kommt die Roteiche nach den waldwachstumskundlichen Befunden einer 11-jährigen Beobachtungsdauer von den beteiligten Eichenarten am besten mit dem Komplex der Umweltbedingungen auf der Freifläche in Lampertheim zurecht. Das äußert sich zunächst in einem gegenüber den mediterranen und den heimischen Eichenarten signifikant höheren Überlebensanteil von 80 %. Dagegen bereitet v. a. die Etablierung der im Hinblick auf den projizierten Klimawandel als zukunftsfähig erachteten mediterranen Eichen (Mette et al. 2021, Thurm et al. 2018) große Schwierigkeiten. Dieser scheinbare Widerspruch löst sich bei der Betrachtung auf der Versuchsfläche registrierter und von Tote (2016) mitgeteilter Ursachen von Mortalität und Triebschäden der Etablierungsphase auf. Bereits nach vier Jahren zeichnet sich bei den Ausfällen und Schadursachen eine deutliche Differenzierung zwischen den Baumarten ab. Äußerst geringen Ausfällen von weniger als 10 % der Roteiche haben bereits damals Abgänge von 21 % bei der Stieleiche, 30 % der Traubeneiche, 36 % der Ungarischen Eiche und 37 % der Flaumeichen gegenüber gestanden. Der größte Anteil letaler Schäden an den mediterranen Eichenarten wird auf Frost zurückgeführt, besonders ausgeprägt bei der immergrünen Steineiche, von der schon damals nur noch ein Drittel der gepflanzten Exemplare am Leben ist. Neben Spätfrost als Hauptursache der Mortalität werden auch an überlebenden Pflanzen, vor allem der mediterranen Eichenarten, häufig Frost sowie Rücktrocknung und verdämmende Graskonkurrenz als Ursachen für Sprossschäden verzeichnet, wobei Trocknis in Abhängigkeit vom jahreszeitlichen Aufnahmezeitpunkt nicht zweifelsfrei von Spätfrostschäden unterschieden werden kann. Biotische Schäden spielen dagegen bei allen Versuchsbaumarten praktisch keine Rolle. Der Trend baumartenbedingter Unterschiede der Mortalität verfestigt sich in den folgenden Jahren, so dass aktuell 11 Jahre nach der Versuchsanlage gegenüber nur 20 % ausgefallener Roteichen die Ausfälle von Stiel-, Trauben- und Flaumeiche mit ca. 50 % und von Steineiche und Ungarischer Eiche mit sogar ca. 70 % sehr viel höher liegen.

Die hier festgestellte, auch gegenüber den heimischen Eichenarten geringere Spätfrostgefährdung der Roteiche, die mit zahlreichen früheren Befunden (stellvertretend: Amberg 1948, Wezel 1950, Zimmerle 1950) übereinstimmt, liegt weniger in einem abweichenden Austriebszeitpunkt oder einer generellen Unempfindlichkeit begründet (s. o.), als vielmehr in der deutlich besseren Regeneration erlittener Schäden durch kräftigen Wiederaustrieb (Wiedemann 1950, Göhre u. Wagenknecht 1955). Dieser entwickelt sich außerdem ohne Mehлтаubefall (Bauer 1953a, Göhre u. Wagenknecht 1955) und die Pflanzen können so schneller der besonders frostgefährdeten bodennahen Zone (Wezel 1950, Göhre u. Wagenknecht 1955) entwachsen. Auch gegenüber der Konkurrenz durch verdämmende Gräser wird Roteichensämlingen eine vergleichsweise hohe Toleranz bescheinigt, die auf der Fähigkeit beruhen

soll, auf Wurzelkonkurrenz mit einem verstärkten Wurzelwachstum zu reagieren (Kolb u. Steiner 1990). Um die prinzipiell auch für die Roteiche gegebenen Gefährdungen der Freifläche (Wagner 1994b) weiter zu mindern, gibt es verschiedene Empfehlungen, die vom Mitanbau der von Beginn an vorwüchsigen Japanlärche (Amberg 1948) bzw. Europäischen Lärche (Wezel 1950) bis hin zur Ausnutzung für das Überleben und Wachstum günstiger Außensaumsituationen (Meiners u. Matinkovic 2002) reichen.

Die guten Ergebnisse der Roteichenpflanzung der Versuchsfläche mit ihren geringen Pflanzenausfällen und einem hervorragenden Jugendwachstum sind mit zweijährigen, unverschulten Sämlingen (2+0) der Sprosslänge 30 bis 50 cm erzielt worden. Solche kleineren, unverschulten Sortimente werden für Pflanzungen der Roteiche sowohl nach Erfahrungen in Deutschland (Amberg 1948, Bauer 1953a, Göhre u. Wagenknecht 1955) als auch in Nordamerika (Kormanik et al. 2002, 2006, Zaczek u. Steiner 2011) überwiegend als vorteilhaft herausgestellt. Dagegen wird bei größeren Pflanzen v. a. auf eine erhöhte Anfälligkeit für Ausfälle in Dürreperioden verwiesen (Clark et al. 2015). Nur sehr vereinzelt wird deshalb für größere Sortimente plädiert (Dietrich 1987), speziell in Sondersituationen wie für einen Komplex aus Staunässe, Vergrasung und einem extrem spätfrostgefährdeten Standort (Hesmer u. Günther 1966) mit großen wurzelnackte Pflanzen oder bei nur extensiver Bepflanzung und Bestandespflege bei gleichzeitig starker Konkurrenzvegetation (Morrissey et al. 2010), wo große Containerpflanzen Vorteile aufweisen sollen. Neuerdings sind auch in Deutschland Containerpflanzen im Einsatz, von denen in Nordamerika ebenfalls v. a. kleinere Sortimente gute Kulturerfolge erzielen (Zaczek u. Steiner 2011). In einem Pflanzensortimentsvergleich unter den schwierigen Bedingungen einer Bergbaurekultivierung erweisen sich allerdings wiederum wurzelnackte einjährige Sämlinge als am erfolgreichsten (Davis u. Jacobs 2004). Die Stärke kleiner Pflanzen wird v. a. in der geringeren Beeinträchtigung der natürlichen Wurzelentwicklung gesehen (Bauer 1953a). Wurzelbeschädigungen, allein durch das Ausheben wurzelnackter Pflanzen aus dem Baumschulbeet, sind trotzdem nicht vollständig zu vermeiden (Desmarais 1998), da die Pfahlwurzel der Roteiche schon im ersten Jahr häufig eine Länge von über 40 cm und im Maximum sogar bis 80 cm (Wezel 1950, Göhre u. Wagenknecht 1955, Lemke 1956, Lyr u. Hoffmann 1967) erreicht. Als Standardtiefe der Unterschneidung beim Ausheben einjähriger Sämlinge aus dem Saatbeet werden 25 cm angegeben (Clark et al. 2015). Göhre u. Wagenknecht (1955) sehen bei kleinen Roteichensämlingen die Beeinträchtigungen durch das Ausheben und den Wurzelschnitt jedoch als weniger gravierend an als bei den heimischen Eichen.

Durch eine bei der Pflanzenübernahme gemessene Zufallsstichprobe von 40 Pflanzen des auf der Versuchsfläche verwendeten Pflanzenmaterials lassen sich dessen Merkmale über die Sortimentsangabe der Sprosslänge hinaus quantifizieren. Eine mittlere Sprosslänge von 44 cm ($\pm 8,3$ cm) entspricht der Sortimentsangabe und ist mit einem mittleren WHD von 8 mm ($\pm 1,4$ mm) verbunden. Bei im Mittel 8,5 ($\pm 1,8$) Seitenwurzeln erster Ordnung werden die Sämlinge im Pflanzenübernahmeprotokoll als

„etwas feinwurzelnarm“ bezeichnet (Versuchsakte des Versuchs Lampertheim 126, unveröffentlicht). Jedoch werden von Roteichensämlingen zunächst generell wenige Seitenwurzeln ausgebildet (Dey et al. 2008), und eine Anzahl von sechs Seitenwurzeln erster Ordnung mit über 1 mm Durchmesser gilt in Amerika bereits als Merkmal akzeptabler einjähriger Sämlingspflanzen (Kormanik et al. 2006). Während Baumschulsortimente in Deutschland neben den Anzuchtmerkmalen in der Regel nur nach der Sprosslänge spezifiziert werden, weisen amerikanischen Arbeiten eindeutig darauf hin, dass für die Roteiche statt der Sprosslänge das Wurzelvolumen bzw. die Wurzelmasse die effektivsten Weiser des kurz- wie längerfristigen Wuchspotenzials wurzelnackter Sämlinge sind (Dey u. Parker 1997a). Deren unmittelbare Bestimmung ist schwierig, jedoch sind sie eng korreliert mit dem leicht zu messenden Wurzelhalsdurchmesser (Dey u. Parker 1997a, Ward et al. 2000, Zaczek u. Steiner 2011). Der WHD der in Lampertheim verwendeten Roteichenpflanzen genügt demnach den Empfehlungen für eine hohe Überlebenswahrscheinlichkeit (Dey u. Parker 1997a, Dey et al. 2008) und ein gutes Wachstum (Zaczek u. Steiner 2011). Eine andere amerikanische Arbeit (Clark et al. 2015), die nach sieben Jahren das Überleben und Wachstum aus einer Baumschulpartie einjähriger Sämlinge nach Höhe und WHD visuell selektierter „Premiumpflanzen“ mit dem Durchschnitt der Partie vergleicht, findet keine entscheidenden Vorteile der Selektion. Tatsächlich bezieht sich der Vorteil des Premiumsortiments gegenüber dem Standard aber wiederum stärker auf eine größere Sprosslänge (Mittelwerte 121 zu 79 cm) der gedüngten, ohnehin sehr großen, schlanken Pflanzen als auf den WHD, außerdem besteht trotz der Sortierung innerhalb der Kollektive noch eine große Spanne in der Höhe, dem WHD und der Anzahl an Seitenwurzeln. Neben äußeren Qualitätsmerkmalen wie dem WHD weisen amerikanischen Arbeiten außerdem auf die Bedeutung bisher nur aufwändig zu messender physiologischer Pflanzenmerkmale wie z. B. den Dormanzzustand in Bezug auf die Stresstoleranz (Dey et al. 2008) und deren Interaktion mit Umweltbedingungen der Pflanzung wie der Bodentemperatur (Apostol et al. 2007) für den Kulturerfolg hin. Für eine stärkere praktische Berücksichtigung solcher physiologischer Merkmale in der Pflanzenanzucht und -behandlung sowie bei der Wahl optimaler Pflanzzeitpunkte verbleibt noch weiterer Forschungsbedarf.

Hinsichtlich der Durchführung von Freiflächenkulturen der Roteiche übertragen frühere deutsche Empfehlungen weitgehend die Erfahrungen zur Bestandesbegründung der heimischen Eichenarten bezüglich der Flächenvorbereitung, der Pflanzanzahlen und der Empfehlungen zur Kulturpflege (Amberg 1940, Wezel 1950, Göhre u. Wagenknecht 1955). Die 5.000 Pflanzen je ha auf der Versuchsfläche liegen am unteren Rand derzeit in Norddeutschland empfohlener Pflanzanzahlen für die Entwicklung qualitativ guter Roteichenbestände (Mews 2012, MULE Sachsen-Anhalt (Hrsg.) 2017). Deren Rahmen reicht bis zu 7.000 Pflanzen je ha Nettoanteilfläche, womit mittlerweile von etwas weiteren Pflanzverbänden ausgegangen wird, als bei den heimischen Eichenarten (MULE Sachsen-Anhalt (Hrsg.) 2017)

und vor allem als bei älteren Empfehlungen für die Roteiche (Göhre u. Wagenknecht 1955). In Lampertheim erweisen sich 5.000 Pflanzen je ha angesichts geringer Ausfälle als ausreichend dafür, dass ein Dichtschluss nach 11 Jahren längst eingetreten ist, die natürliche Astreinigung eingesetzt hat und eine ausreichende Anzahl guter Stammformen sich abzeichnet.

Abgesehen von Göhre u. Wagenknecht (1955), die sich für einen Vorrang der Pflanzung kleiner, wurzelnackter Sämlinge aussprechen, wird in älteren deutschen Arbeiten oft die Vorzüglichkeit der Roteichensaat gegenüber der Pflanzung betont (Wezel 1950, Bauer 1953a, Dietrich 1987). Im Heimatareal der Roteiche finden Laliberté et al. (2008) bei einer Herbst-Plätzesaat auf vorher unbewaldeten Freiflächen ein schnelleres und erfolgreicherer Auflaufen und einen etwas früheres Wachstum der Roteiche im ersten Jahr gegenüber der grundsätzlich ebenfalls wüchsigen, sehr großfrüchtigen Bur-Eiche (*Quercus macrocarpa* Michx.). Generell aber kommen Freisaaten in Amerika selten zum Einsatz, obwohl deren Wurzelentwicklung auch dort als Vorteil anerkannt wird (Dey et al. 2008). Als Gründe, die eher für die Pflanzung sprechen, werden die bessere Saatgutausnutzung (Dey et al. 2008) und die größere Ausfallwahrscheinlichkeit von Saaten v. a. durch Fressfeinde angeführt (Galford et al. 1992, Gribko 1995, Gribko et al. 2002, Dey et al. 2008). Während in Nordamerika Saaten wie auch Pflanzungen meist extensiver und mit geringem Saatguteinsatz (Buckley et al. 1998, Dey et al. 2008) erfolgen, liegen in Deutschland für die Freifläche empfohlene Nettoaufwandmengen zwischen 150 kg (Göhre u. Wagenknecht 1955) und 400 kg je ha (Wezel 1950, Dietrich 1987). Angaben zur geforderten Keimfähigkeit werden dabei nicht gemacht.

Auf der Versuchsfläche Lampertheim erweist sich die Frühjahrs-Rillensaatsaat nach unkomplizierter Überwinterung der unbehandelten Eicheln im Erdbunker bei 74 % Keimfähigkeit und mit einer näher am unteren Rahmenwert der Empfehlungen liegenden Aufwandmenge von 200 kg je ha als sehr erfolgreiches Kulturverfahren. Erzielte Pflanzenzahlen von 23.000 aufgelaufenen Keimlingen und nach sechs Jahren verbliebenen 19.000 Roteichensämlingen je ha entsprechen mehr als dem Vierfachen der Pflanzung. Neben der guten Keimfähigkeit hat möglicherweise auch das hohe Durchschnittsgewicht der Eicheln aus einer Vollmast zu dem Erfolg beigetragen. Mit mehr als 5 g entspricht es dem von Bauer (1953a) für Roteicheln genannten Maximalgewicht, was bedeutend ist, da eine enge Korrelation zwischen der Samengröße und dem Wachstum der Sämlinge als statistisch gesichert gilt (Johnson et al. 2002, Dey et al. 2008, Popović et al. 2015). Nach 11 Jahren steht die zwei Jahre jüngere Roteichensaat der Pflanzung im Höhenwachstum nicht mehr nach. Die gepflanzten Roteichen erzielten nach Überwindung des Pflanzschocks ab dem dritten Jahr mittlere jährliche Höhenzuwächse von 50 cm und mehr unter vergleichsweise geringen jährlichen Mittelwertschwankungen, jedoch mit einer markanten individuellen Zuwachsdifferenzierung. Von der zwei Jahre jüngeren Saat werden gleiche Höhenzuwächse ohne den anfänglichen Pflanzschock ebenfalls erreicht. An den wüchsigsten Roteichen regelmäßig be-

obachtete maximale jährliche Höhenzuwächse von 1,5 m kommen im Versuch sonst nur noch bei Kiefer und vereinzelt bei Douglasie vor und entsprechen fast maximalen jährlichen Höhenzuwächsen junger Roteichen im Schweizer Aargau von bis zu 2 m, die mit drei jährlichen Höhenwachstumsschüben erzielt werden (Brun 1987).

Zusammen mit der heimischen Pionierbaumart Waldkiefer ist die Roteiche aus Pflanzung wie aus Saat mit Mittelhöhen von 6,5 bis knapp 7 m nach 11 Jahren die wüchsigste Baumart des Versuchs. Mit ca. 9 m weisen die Roteichen auch die größten Oberhöhen auf, worin wiederum zwischen der Pflanzung 2-jähriger Sämlinge und der gleichzeitigen Saat wiederum kaum noch ein Unterschied besteht. Dieses Höhenwachstum übertrifft Angaben von Amberg (1948) für das gleiche Alter und spricht für eine rasante Jugendentwicklung der Roteiche, die darin alle europäischen Eichenarten übertreffen soll (Nicolescu et al. 2020). Etwas zurück bleibt die Douglasie, deren Höhenzuwächse zuletzt nachlassen. Stiel- und Traubeneiche sowie die mit ihnen vergleichbare Flaumeiche schneiden wie schon im Überleben auch im Wachstum ungünstiger ab. Ihre Mittelhöhen erreichen letztlich nur ein Drittel bis 40 % jener der Roteichen und diese Baumarten verfehlen auch aufgrund ihrer höheren Ausfälle den Dickungschluss bisher deutlich. Am schlechtesten wachsen in dem Lampertheimer Versuch bislang Ungarische Eiche und Steineiche, insbesondere da sie noch immer regelmäßig von Spätfrostschäden betroffen sind. Neben den extrem hohen Ausfällen bleiben ihre Mittelhöhen nach 10 bzw. 11 Jahren noch unter 2 m und ihre Wuchsformen sind fast ausschließlich mehrtriebzig bzw. buschig.

In dem gegenüber den meisten anderen Versuchsbaumarten höheren Überlebensanteil und einem überlegenen Wachstum auf der gegebenen Freifläche mit ihren schwierigen Kulturbedingungen dokumentiert sich eine hohe Robustheit der Roteiche. Möglicherweise ist eben jene Robustheit ein Grund für die vielfache erfolgreiche Verwendung der Roteiche unter den oft sehr problematischen Kulturbedingungen von Bergbaurekultivierungen (Dilla 1983, Heinsdorf 1983, Davis u. Jacobs 2004, Trauboth 2004, Balkenhol 2006).

Während in der Praxis Mischbestände der Roteiche vorrangig mit heimischen Laubbaumarten angestrebt werden, sind die Lampertheimer Parzellen der Versuchsfrage entsprechend jeweils nur mit einer Baumart begründet worden. Deshalb kann die Höhenwuchsrelation der Roteiche zur Hainbuche als potenzieller heimischer Mischbaumart nur indirekt anhand einer gleichhalten Umfassung aus dieser Baumart beobachtet werden. Demnach ist die Hainbuche der Roteiche ungefähr gleichwüchsig, wie auch auf dem nährstoffkräftigen Standort einer 19-jährigen Ackeraufforstung in Nordwestniedersachsen, wo Exemplare reihenweise beigemischter Hainbuchen bereits in den Oberhöhenbereich der Roteichen vordringen, im Gegensatz zu im selben Bestand bei gleicher Mischungsform weit zurückbleibenden Rotbuchen (Mauerhof 2011). Bei Mitbegründung der wuchskräftigen Schattbaumarten Hainbuche und Winterlinde (*Tilia cordata* Mill.) in Roteichenkulturen sollten diese Wuchsrelationen in den

Mischungsanteilen, der Mischungsform und ggf. durch eine drei bis vier Jahre spätere Einbringung (Dietrich 1987) berücksichtigt werden.

7.3.2 Voranbau unter Kieferschirm

Die Waldumbauversuche Wiese und Hüneberg haben einen gemeinsamen Anlagezeitpunkt und gehen von den sehr vergleichbaren standörtlichen und waldbaulichen Ausgangsbedingungen eines armen, trockenen Sandstandortes und schwachwüchsiger jüngerer Kiefernvorbestände aus. Beide beziehen die Roteiche ein, im Versuch Wiese im Vergleich zu heimischen Laubbaumarten, im Versuch Hüneberg im Vergleich zur Douglasie. Aufgrund dieser Gemeinsamkeiten und im Hinblick auf die verbindende Frage nach erfolgversprechenden Baumarten und Verfahren des Waldumbaus angesichts schwieriger Ausgangslagen werden die Ergebnisse beider Versuche gemeinsam diskutiert.

Unterschiede zwischen den Versuchen bestehen in den begleitenden initialen Maßnahmen zur Kompensation gegebener Nährstoffarmut und Versauerung des Standortes. Während im Versuch Hüneberg vor der Pflanzung einheitlich eine hohe Dosis kohlen-sauren Dolomitkalkes ausgebracht worden ist, stellt im Versuch Wiese eine Pflanzplatzkalkung unter zusätzlicher Phosphorgabe bzw. deren Unterlassung einen in seiner Wirkung zu prüfenden Faktor dar. Weiterhin enthält der Versuch Wiese in der Überschirmung einen über die Zeit gleichbleibenden Gradienten von einem dichteren Kieferschirm bis hin zu einer kleinen Freifläche (Wagner 1994b). Dieses Versuchsdesign kann in Anlehnung an eine ähnliche Versuchsanlage von Buckley et al. (1998) als ökologischer Gradient der Umweltbedingungen interpretiert werden, der von einer Prägung durch Stress und Ressourcenknappheit unter dem dichteren Schirm ausgeht und bis zum ausgeprägten Störungsregime der Freifläche mit Frost und hoher Einstrahlung reicht. Zwar bleibt die Minderung des Strahlungszutritts durch den Kieferschirm um maximal 40 % vergleichsweise gering, jedoch ist sie im Zusammenhang mit den derart armen Standortverhältnissen und der von den Kiefernwurzeln ausgehenden unterirdischen Konkurrenz zu sehen (Wagner 1994b). Im Versuch Hüneberg dagegen wird im Anschluss an eine längere Etablierungsphase von Roteichen und Douglasien unter einheitlicher Schirmstellung ein Kontrast zwischen einer dichteren und einer lichterem Schirmvariante eingestellt und nachgesteuert. Somit ist hier anfangs einheitlich die stressverursachende Ressourcenlimitierung einer dichteren Überschirmung bestimmend, während anschließend durch verschiedene Auflichtungsgrade ein Störungsregime unterschiedlicher Intensität imitiert wird.

Die Roteiche überzeugt im Versuch Wiese wie bereits im Freiflächenversuch Lampertheim durch eine geringe Mortalität. Mit Überlebensanteilen von knapp 80 % nach 25 Jahren zeigt sie zusammen mit Stieleiche und Sandbirke die geringsten Ausfälle. Auf das Überleben der Roteiche gibt es keinen signifikanten Einfluss des Schirms und der Pflanzplatzkalkung, im Gegensatz zu der insgesamt von deutlich stärkerem Absterben betroffenen Buche, deren Überlebenschancen durch den Kieferschirm, von

dem offenbar eine deutliche Schutzwirkung für sie ausgeht, stark verbessert werden, und der Stieleiche, die auf der Freifläche die höchsten Überlebensanteile hat.

Die aktuellen Ergebnisse erzielen die Baumarten im Anschluss an eine Nachbesserung substanzieller Ausfälle nach der ersten Vegetationsperiode (Wagner 1994b). Dabei waren bei der Roteiche bereits die damaligen Ausfälle mit maximal 33 % unter Schirm und 15 % auf der Freifläche noch die geringsten aller vertretenen Baumarten, abgesehen der Stieleiche auf der Freifläche mit nur 10 % Ausfall. Dagegen werden für die Buche bereits in dieser ersten Vegetationsperiode sehr hohe Ausfälle von über 70 % unter Schirm ohne Pflanzplatzkalkung und sonst von knapp 50 % verzeichnet. Zwei Jahre nach den anschließenden vollständigen Nachbesserungen der Erstpflanzung liegen die erneuten Ausfälle der Roteiche bei vertretbaren 18 % auf der Freifläche und kaum höher unter dem Kieferschirm (Wagner 1994b). Wiederum die höchsten Ausfälle von 46 % werden für die Buche unter Schirm ohne Kalk registriert. Als Mortalitätsursache dieses frühen Stadiums ist bei allen Baumarten Rüsselkäferfraß bedeutend, abgesehen von der Buche, wo Spätfrost die größten Schäden verursacht und geschädigte Wipfeltriebe auch an den überlebenden Pflanzen eher die Regel als eine Ausnahme bilden. Dabei erzielt die Kombination aus Pflanzplatzkalkung und Freifläche zu diesem Zeitpunkt, außer bei der Buche, die höchsten Überlebensanteile. Aktuell ist eine positive Wirkung der Kalkung nur noch für das Überleben der Stieleiche signifikant. Über 20 Jahren nach der Erstausswertung des Versuchs haben Roteiche und Stieleiche zwischenzeitlich so gut wie keine, die Birke nur moderate weitere Ausfälle erlitten. Diese Aussage hat auch nach dem Dürrejahr 2018 weiter Bestand. Die bedeutendsten Veränderungen der Mortalität haben sich für die Buche ergeben. Auf der Freifläche hat, entgegen der anfangs überlebensfördernden Wirkung der Pflanzplatzkalkung (Wagner 1994b), nur ein Viertel der Buchen bis heute überlebt. Erneut liegt die Ursache dafür fast ausschließlich in der sehr hohen Spätfrostempfindlichkeit (Grajewski 1997). Im Parallelversuch Hüneberg sind für die Roteiche nach 15 Jahren unter der bis dahin einheitlichen Schirmstellung zwar geringere Überlebensanteile von 50 % zu verzeichnen. Diese werden hier jedoch ohne jegliche Nachbesserungen erreicht und unterscheiden sich nicht von denen der Douglasie.

Im Höhenwachstum des Versuchs Wiese gibt es bei der Roteiche wie schon in den Überlebensanteilen die geringsten Unterschiede zwischen den übershirmten Varianten und der Freifläche. Deutlich anders verhalten sich die Lichtbaumart Stieleiche und die Pionierbaumart Sandbirke, auf deren Höhenentwicklung sich eine Schirmfreiheit förderlich bzw. äußerst förderlich auswirkt und die Schattbaumart Buche, deren Höhenwachstum durch den Schutz des Kieferschirms deutlich begünstigt, durch die Freiflächenbedingungen dagegen massiv gehemmt wird. Teilweise haben sich diese Verhältnisse bereits in der Erstausswertung angedeutet (Wagner 1994b), wo die Höhenzuwächse der Baumarten auf unterschiedlichem, absolut gesehen allerdings sehr niedrigem Niveau überwiegend positiv auf höhere

Strahlung reagiert haben, außer jene der Buche, diese damals noch ohne klaren Trend. Bei den erreichten Höhen liegt zu diesem frühen Zeitpunkt die Sandbirke auf der Freifläche weit vorn, gefolgt von der Stieleiche, dahinter Roteiche, die anfangs ebenfalls unter Spätfrost leidet, und Buche. Die mittleren Höhen letzter beider Baumarten übertreffen kaum die Sprosslängen der Pflanzung bei nur geringen Unterschieden zwischen Schirm und Freifläche. In einer Zwischenauswertung des Versuchs nach 13 Jahren (Pampe u. Wagner 2005, unveröffentlicht) bleibt die Sandbirke auf der Freifläche nun mit einer mittleren Höhe von 6 m weiter allen anderen Baumarten und Behandlungen überlegen. Es folgt jetzt mit 3 m die Roteiche der Freifläche, welche hier nach sechs Jahren die Stieleiche überholt hat. Zum Vergleich: Die Roteichen des Anbauversuchs Lampertheim weisen bei einem um zwei Jahre geringeren Alter bereits eine Mittelhöhe von fast 7 m auf (s. Kap. 7.3.1). Die Buche auf der Freifläche, bis zu diesem Zeitpunkt noch immer ohne nennenswertes Höhenwachstum, steht bei 70 cm. Unter dem Schirm ist sie mit 1,8 m fast gleichauf mit den überschilderten Rot- und Stieleichen.

Aktuell nach mittlerweile 30 Jahren ist die Roteiche eindeutig die zweitwüchsigste Baumart des Versuchs hinter der Sandbirke, gegenüber der sie zuletzt in der Höhe aufholt. Ihre relativen Mittelhöhenunterschiede zwischen den 8 m unter Schirm ohne Pflanzplatzkalkung und den 10,7 m auf der Freifläche fallen geringer aus als bei den anderen Baumarten. Nach ihrer in diesem Versuch ebenfalls langen Etablierungsphase, geprägt durch nicht seltenes Rücksterben, zeigt die Roteiche zuletzt sowohl unter Schirm als auch auf der Freifläche die größten mittleren Höhenzuwächse aller Baumarten mit vergleichsweise geringen jährlichen Schwankungen. Diese Kontinuität der Höhenzuwächse auf einem hohen Niveau ähnelt dem Zuwachsverhalten der Baumart im Freiflächenversuch Lampertheim. In einer überstandörtlichen Bewertung wird das Zuwachsniveau der Roteiche im Versuch Wiese besonders anfangs weniger durch den Schirm als vielmehr durch die Gegebenheiten des trockenen, kontinentalen Klimas einschließlich der Spätfröste und des armen, durchlässigen Sandbodens limitiert. Eine gleichzeitig, mit dem gleichen Pflanzenmaterial begründete Roteichenparzelle auf der schleswig-holsteinischen Vorgeest (Versuchsfläche SHLF 3113) zeigt mit 30 Jahren eine um mehr als 6 m überlegene Oberhöhe.

Die Wurzelhalsdurchmesser der Roteiche profitieren wie die der anderen Baumarten, außer der Buche, ebenfalls von der Schirmfreiheit, jedoch ist dieser Trend bei ihr wiederum weniger stark ausgeprägt. Es resultieren von den Behandlungsvarianten wenig beeinflusste H/WHD-Verhältnisse der Roteiche, die bei ≥ 1 liegen, damit jenen der Freiflächenkultur in Lampertheim entsprechen und gleichzeitig die höchsten aller hier vertretenen Baumarten sind. Dies könnte als Ausdruck einer die Roteiche kennzeichnenden, zwischen Wurzel und Spross relativ ausgeglichenen Ressourcenallokation ohne starken Einfluss von unterschiedlichen Licht- bzw. Überschildungsverhältnissen gedeutet werden. Ähnliches beschreiben andere Autoren für Roteichen aus Naturverjüngung (Canham et al. 1999, Kuehne et

al. 2014) bzw. als Ergebnis von Abschattungsexperimenten für sehr junge Roteichen (Lyr u. Hoffmann 1967).

Auf der Freifläche und in den lichtesten Schirmbereichen des Versuchs Wiese konnte sich zahlreiche Naturverjüngung vornehmlich von Birke und Kiefer etablieren und teilweise Vorwüchsigkeit erlangt. Abgesehen von der raschwüchsigen gepflanzten Sandbirke kommt die Roteiche mit der von diesen Pionierbaumarten ausgehenden Konkurrenz bisher am besten zurecht. In Nordamerika wird die Roteiche auf vergleichbar schwachen Standorten wie jenen der vorliegenden Waldumbauversuche als relativ durchsetzungsstark gegen die Konkurrenz natürlich vorkommender Mischbaumarten angesehen (Dey et al. 2008) und die Aussichten für eine erfolgreiche Verjüngung werden deshalb unter solchen Verhältnissen günstiger eingeschätzt als auf besseren Standorten (Povak et al. 2008). Auch gegenüber schattentoleranteren Baumarten wie dem Rotahorn wird unter lichtem Schirm für die Roteiche auf trockeneren Standorten aufgrund ihrer relativ höheren Trockenheitstoleranz eine zunehmende Konkurrenzkraft beobachtet, während Freiflächen standortunabhängig eine größere Gefahr der Dominanz anderer wuchskräftiger Baumarten bergen sollen (Parker u. Dey 2008). In gewissem Maße kann dem Aufkommen starker Konkurrenz durch natürlich angesamte Baum- und Straucharten bereits durch eine Bestandesbegründung mit höheren Pflanzenzahlen und durch die Verwendung wuchskräftiger Pflanzen mit großen WHD (Johnson 1992) vorgebeugt werden. Grundsätzlich wird jedoch die Notwendigkeit von Pflegeeingriffen in die Verjüngungsschicht zugunsten der Roteichen sowohl auf der Freifläche wie auch bei lichter Überschirmung betont (Johnson 1992, Hix et al. 1994). Um dabei nicht unbeabsichtigt andere konkurrenzstarke Arten überproportional zu fördern, werden statt eines einzigen sehr starken Eingriffes mindestens zwei Pflegemaßnahmen empfohlen (Cogliastro u. Paquette 2012), die den Zuwachs von Roteichen als Anreicherungspflanzung in Pionierwäldern in der Folge stärker begünstigt haben als z. B. den von Spätblühenden Traubenkirschen gleichen Alters. Gegenüber vorab etablierter Spätblühender Traubenkirsche bedürfen unter Kiefernschirm vorangebaute Roteichen jedoch mindestens eines starken, sie begünstigenden Pflegeeingriffes (Kruse 2020).

Eine anfangs einheitlich dichtere Schirmstellung des Versuchs Hüneberg hat die Ansamung von Begleitbaumarten komplett verhindert. Hinsichtlich des Wachstums der Roteiche werden in diesem Parallelversuch nach 30 Jahren vergleichbare Höhen und Brusthöhendurchmesser erzielt wie im Versuch Wiese. Besonderes Interesse gilt hier dem Wachstumsverlauf in Reaktion auf die aktive Schirmsteuerung und dem Vergleich mit der Douglasie. Bei noch einheitlicher Überschirmung bleibt die Höhen- und BHD-Entwicklung der Roteiche in den ersten 15 Jahren der Douglasie unterlegen. Im Anschluss an eine erste „Störung“ in Form der einsetzenden Nachlichtungen tritt bei der Roteiche innerhalb der folgenden fünf Jahre unabhängig von der Stärke der Auflichtung ein regelrechter Wachstumsschub auf, der bei der Douglasie zunächst ausbleibt. Nur in der Durchmesserentwicklung reagiert die Douglasie der helleren Variante ebenfalls unmittelbar. Vorübergehend können die Höhen der Roteiche

dadurch vollständig zu jenen der Douglasie aufschließen. Diese Beobachtung steht in gewissem Widerspruch zu Kuehne et al. (2014), die eine solche Reaktion der Roteiche, allerdings aus Naturverjüngung und unter Laubholzschirm, im Gegensatz zum Bergahorn nicht finden. Eine derart starke Zuwachsreaktion der Roteiche ist nach den späteren Nachrichten nicht erneut zu beobachten und die beiden unterschiedlichen Schirmdichten der Kiefer verursachen bei ihr bis zum Alter von 30 Jahren keine signifikanten Unterschiede der Mittelwerte von Höhen und Durchmessern. Etwas größer sind an wenigen Bäumen auftretende Maximalhöhen und -durchmesser bei stärkerer Auflichtung, was die Mittelwerte nicht stark beeinflusst, aber der Auswahl vitaler Z-Baumanwärter zugutekommt. Im Gegensatz dazu profitiert die Douglasie von einer stärkeren Lichtstellung im Höhen- und Durchmesserwachstum im weiteren Verlauf kontinuierlich und signifikant, während sie sich unter dem dichteren Schirm nicht von der Roteiche absetzen kann.

Nach diesen Versuchsergebnissen kann der pauschal und ohne standörtliche Differenzierung gegebene Empfehlung, dass ein Kieferschirm spätestens bei einer Höhe des Roteichenvoranbaus von 2 m bis auf einen Überhalt des maximalen Bestockungsgrades von 0,2 zu lichten sei (Bauer 1953a) widersprochen werden. Bereits Göhre u. Wagenknecht (1955) verweisen auf Beispiele, wo die Roteiche dichtere Kieferschirme längere Zeit ohne offensichtliche Einbußen der Höhenwuchsleistung erträgt. Diese damalige Beobachtung bezieht sich allerdings nur auf bessere, grundwassernahe Standorte und wird eindrucksvoll durch den Roteichen-Buchen-Voranbau in Sellhorn auf eben einem solchen Standort (s. Kap. 5.2.1 und Jantzen 2016) bestätigt. Jüngere Berichte aus Ost- bzw. Süddeutschland (Trillmich u. Uebel 1982, Bachmann et al. 1994, Heinsdorf et al. 2011) beschreiben Roteichenvoranbauten auch auf schwächeren Standorten, die durch eine fast 20- bzw. sogar 30-jährige Überschirmung anfangs lichter, später nahezu geschlossener Kiefer im Wachstum etwas gebremst werden, auf eine anschließende Freistellung jedoch gut reagieren und nach Dichte, Vitalität und Qualität übernahmewürdig bleiben. Dies bestätigt die Ergebnisse der vorliegenden Versuche und gleichzeitig die Gültigkeit der Feststellung von Wagner (1994b), wonach sich die Roteiche grundsätzlich und auch unter schwächeren Standortbedingungen für den Voranbau von Kiefernbeständen eignet. In der Schattentoleranz und Konkurrenzstärke ist die Roteiche dabei den heimischen Eichen wie hier der Stieleiche in allen Entwicklungsstadien deutlich überlegen (Zimmerle 1950, Vor u. Lüpke 2004, Kuehne et al. 2014, Stratmann u. Warth 1987). Weitergehend zuzustimmen ist auch Heinsdorf et al. (2011) darin, dass die sehr rasche, starke Auflichtung des Kieferschirms für einen Roteichenvoranbau nicht nötig ist und mit etwas höherer Überschirmung gleichzeitig noch wertvolles Kiefernholz produziert werden kann. Eine amerikanische Untersuchung von Buckley et al. (1998) finden an Roteichen unter dichtem Schirm ein hohes Überleben und ein geringeres Wachstum und auf dem Kahlschlag eine höhere Mortalität und ein besseres Wachstum und folgern, dass es für sie ein gewisses „Optimum“ an belassener Konkurrenz gibt. Kolb et al. (1990) betonen die Stresstoleranz der Roteiche gegenüber moderat-suboptimaler Ressourcenverfügbarkeit

im Gegensatz zum Tulpenbaum, auf Freiflächen in ihrem Heimatareal ein starker Konkurrent. Dessen dortige Überlegenheit gründet sich bei hoher Ressourcenverfügbarkeit auf deren effektive Aneignung und Umsetzung in ein überlegenes Sprosswachstum („Wachstumsstrategie“), gegenüber einem niedrigen Lichtkompensationspunkt (Dey 2002) und vorrangiger Investitionen von Assimilaten in Reservehaltung und Wurzelwachstum (Brose 2008) als Merkmalen der Stresstoleranz der Roteiche. Gleichzeitig wird für die Roteiche auch die Anpassung zumindest an ein mittleres Störungsregime (Lüpke 2004) beschrieben. Die im Rahmen dieser Arbeit dokumentierte gute Anpassungsfähigkeit der Roteiche sowohl an den Kiefersschirm als auch an die Freifläche verdankt sie offenbar einer Kombination von Stresstoleranz und Störungsanpassung, was zu ihrer sukzessionalen Einordnung (z. B. Crow 1988, Ashton u. Larsen 1996) passen würde. Ausgehend von einer daraus resultierenden Eignung der Roteiche sowohl für den Voranbau unter Kiefer als auch für die Freifläche, können die anderen Baumarten der vorliegenden Versuche hinsichtlich ihres Einsatzbereiches im Waldumbau von Tieflandstandorten eingeordnet werden. Die Sandbirke und die Stieleiche eignen sich ganz eindeutig eher für die Freifläche (Wagner 1994b). Die Douglasie im Voranbau profitiert offensichtlich mehr als die Roteiche von stärkeren bzw. früheren Nachlichtungen der Kiefer und für die Rotbuche, eindeutig eine Voranbaubaumart, sind über einen langen Zeitraum Auflichtungen der ohnehin relativ lichtdurchlässigen Kieferschirme nicht erforderlich bzw. sogar kontraproduktiv.

Der Vergleich der Baumarten im Versuch Wiese lässt auf eine zunächst hohe Konkurrenzstärke der Roteiche gegenüber der Rotbuche schließen, sowohl unter Freiflächenbedingungen, aber auch unter dem Kiefersschirm (Vor u. Lüpke 2004, Mews 2012). Bezogen auf längere Zeiträume soll die Rotbuche mit der Zeit aber aufholen, mit der Möglichkeit ohne Konkurrenzsteuerung die Höhe der Roteiche vor dem Alter von 100 Jahren zu erreichen (Stratmann u. Warth 1987). Unter einem dichten Laubholzschirm ist das Höhenwachstum von Roteichenverjüngung dem der Rotbuche dagegen von Beginn an unterlegen (Vor u. Lüpke 2004). Die Wuchsrelation der Roteiche zur Buche bei der interspezifischen Konkurrenz einer einzelstammweisen Mischung zeigt der Voranbau- und Mischbestandsversuch Sellhorn (Jantzen 2016). Unter einem dichteren Kiefersschirm auf dem grundwasserbeeinflussten Tieflandstandort führen zudem unterschiedliche Mischungsanteile zu großen Unterschieden im Wachstum und der Qualitätsentwicklung beider Baumarten sowie in der Bestandesstruktur. Aufgrund ihrer intermediären Schattentoleranz (Lüpke u. Vor 2004, Major et al. 2013) kommt die Roteiche selbst mit dem hier vergleichsweise dichten Kiefersschirm, der selbstverständlich trotzdem weniger lichtmindernd wirkt als Laubholzschirme (Vor u. Lüpke 2004, Kuehne et al. 2014), gut zurecht und hat auch nach 30 Jahren noch einen deutlichen Höhenvorsprung vor der Buche. Dieser ist umso größer, je höher der Anteil der Roteiche in der Einzelmischung ist und je intensiver dadurch deren anfängliche Konkurrenzwirkung auf die Buche ausfällt. Jedoch entsteht selbst aus anfangs geringen Roteichenanteilen von

unter 20 % mittelfristig noch ein Bestand mit führender Roteiche, der aber ein schnelleres Durchwachsen der Buche in die herrschende Bestandesschicht ermöglicht. Außerdem führt der anfangs geringe Anteil an Roteiche bei ihr zu höheren BHD und geringeren Schlankheitsgraden aufgrund einer zunächst starken Vorwüchsigkeit gegenüber der Buche. Durch eine trotz des Kieferschilds deutlich verzögerte Astreinigung und stärkere Äste der Roteiche in der „Sparmischung“ leidet aber ihre Qualitätsentwicklung, was Auswahlmöglichkeiten für Zukunftsbäume einschränkt (Mews 2012, Jantzen 2016). Deshalb sollten Pflanzzahl, Pflanzverband und Mischungsanteil der Roteiche wie auf der Freifläche so auch unter lichtem Schirm die frühe intraspezifische Konkurrenz gewährleisten (Burkhardt et al. 2019).

Auf eine nachhaltige Standortmelioration degradierter, nährstoffarmer Standorte durch den Roteichenvoranbau in Kombination mit initialen Begleitmaßnahmen zur Behebung von Nährstoffungleichgewichten des Bodens gibt es in den Umbauversuchen Hüneberg und Wiese Hinweise. Jedoch sind die Datenerhebungen dieser Arbeit im Versuch Wiese nicht darauf ausgelegt, deren Wirkung auf den Boden und die Pflanzenernährung gezielt zu erfassen, und im Versuch Hüneberg ist der Ausgangszustand des Bodens nicht durch Voranalysen quantifiziert worden. Hier kann anhand heute relativ günstiger Humuszustände und bodenchemischer Kennwerte, v. a. der Basensättigung bis in mittlere Tiefen, nur indirekt gefolgert werden, dass sich Kalkung und Voranbau positiv auf den Bodenzustand auswirken (s. Kap. 7.4.3). Der unmittelbare Einfluss der Pflanzplatzkalkung im Versuch Wiese auf Wachstumsparameter des Voranbaus bleibt nach 21 Jahren gering. Es gibt die statistisch nicht gesicherte Tendenz eines günstigen Einflusses der Kalkung auf das Überleben unter Schirm, jedoch nicht bei der Roteiche. Auf das Höhenwachstum der Roteiche wird ein geringer, aber signifikanter positiver Einfluss erkennbar, dagegen ein signifikanter negativer auf die erreichten Höhen der Buche, wofür andere Ursachen nicht vollständig ausgeschlossen werden können. Eine Wachstumsverbesserung zeigen allerdings die Kiefernbestände beider Versuche. Unter den vergleichbaren Voraussetzungen eines degradierten Sandstandortes und eines schwachwüchsigen Kiefernbestandes der ersten Waldgeneration in Nordbrandenburg, in dem zusammen mit einem Roteichenvoranbau ein Nährstoffmangelversuch angelegt worden ist (Trillmich u. Uebel 1982, Heinsdorf et al. 2011), haben sich v. a. bei kombinierter Kalium- und Magnesiumgabe ein verbesserter Humuszustand, geringere Ausfälle und ein besseres Wachstum von Roteiche und Kieferschild eingestellt. Eine einseitige Stickstoffapplikation erwies sich dagegen als kontraproduktiv. Auch in Nordamerika wird zumindest kein positiver Einfluss ausschließlicher Stickstoffgaben auf die Schattentoleranz, das Überleben und das Wachstum überschirmter Roteichen gefunden (Phares 1971, Walters u. Reich 1996).

Neben der Beantwortung inhaltlicher Versuchsfragen kann die Befassung mit den ausgewerteten fallstudienhaften Waldumbauversuchen zu einer präziseren Hypothesenbildung für breiter angelegte Untersuchungen höherer wissenschaftlicher Allgemeingültigkeit und Belastbarkeit beitragen und methodische Anregungen für verbesserte Versuchsdesigns und Aufnahme Konzepte liefern. Zunächst auf die

Einzelversuche bezogen, ersetzt eine über die Zeit in zwei Varianten modifizierte Schirmsteuerung im Versuch Hüneberg den räumlich expliziten Gradienten der Schirmstellung des Versuchs Wiese. Das zweite Design ist weniger komplex und die Ergebnisse deshalb einfacher interpretierbar, das erstere ist praxisnäher, da hier gleichzeitig Effekte einer unterschiedlichen Hiebsführung auf den Volumen- und Wertertrag des Kiefernbestandes mit beobachtet werden können. An beiden Versuchsdesigns gibt es in den vorliegenden Fällen gewisse Mängel. Im Versuch Wiese bestehen sie in dem unvollständigen Durchkreuzen der Faktoren Schirm und Pflanzplatzkalkung, was eine Trennung von deren Effekten behindert. Im Versuch Hüneberg sind die Baumartenwiederholungen innerhalb der Schirmstellungen nur Pseudoreplikationen, da die Schirmsteuerungen selbst ohne echte Wiederholungen bleiben. Weitere Einschränkungen für die Auswertungsmöglichkeiten und die Aussagekraft resultieren aus der fehlenden Berücksichtigung bzw. Beseitigung der Konkurrenz durch die Naturverjüngung im Versuch Wiese und vor allem durch die in den Stichproben beider Versuche nicht durchgehend gewährleistete Verfolgung derselben Bäume. Dies verhindert die Parametrisierung einzelbaumbezogener Überlebenszeit- und Zuwachsmodelle zum Verjüngungserfolg in Abhängigkeit einzelbaum-, bestandes- und standortabhängiger Prädiktoren. Ein Beispiel für bestenfalls gegebene weiterführende Auswertungsmöglichkeiten liefern Spetich et al. (2002), die ebenfalls das Überleben und das Wachstum künstlich begründeter Roteichen untersuchen und dafür ein Modell für die Wahrscheinlichkeit der späteren Beteiligung einer Pflanze an der herrschenden Bestandesschicht („Dominanzwahrscheinlichkeit“) entwickeln. Die Modellprädiktionen für die Einzelbäume berücksichtigen die Wurzelentwicklung, ausgedrückt durch den WHD, den Standort, wobei die Eichenverjüngung auf wüchsigen Standorten schwieriger ist und ärmere Standorte sich durch eine höhere Erfolgswahrscheinlichkeit auszeichnen, eine Konkurrenzregulierung und die Dichte der Überschildung. Die bestandes-, behandlungs- und standortbezogenen Erfolgsfaktoren dieses Modells entsprechen übrigens größtenteils jenen, die Mölder et al. (2019b) in einer breit angelegten Untersuchung zur Etablierung von Stiel- und Traubeneiche in Nordwestdeutschland finden. Einen Vorschlag für das experimentelle Design einer ganzen Versuchsserie zur Identifizierung von Erfolgsfaktoren der Roteichenverjüngung machen Dey et al. (2009). Hier wird die Wiederholung eines einheitlichen Sets verschiedener waldbaulicher Behandlungen entlang eines ökologischen Gradienten von Standort- und Umweltbedingungen sowie natürlicher Waldgesellschaften vorgeschlagen. Dieses Versuchsdesign verbunden mit der Hypothese, dass bestimmte Verfahren nicht unter allen ökologischen Bedingungen gleichermaßen erfolgreich sind, eröffnet einen Schritt hinaus über Fallstudien mit ihren Mängeln der Vergleichbarkeit und Verallgemeinerungsfähigkeit (Kohler et al. 2020). Inhaltlich bestätigen Larsen u. Johnson (1998) große Unterschiede des Erfolges waldbaulicher Maßnahmen und Verfahren zur Verjüngung nordamerikanischer Eichenarten vor allem in Abhängigkeit einer unterschiedlichen Nährstoff- und Wasserversorgung, die Standorte verschiedener Eichen-Ökosysteme

kennzeichnet. Ihre Untersuchung weist außerdem auf deutliche Unterschiede der verschiedenen Eichenarten in der Anpassung an unterschiedliche standörtliche Gegebenheiten hin.

7.3.3 Natürliche Verjüngung der Roteiche

Aufgrund ihrer weiten Verbreitung im Oberstand ist die natürliche Verjüngung der Roteiche in den Mischbeständen des östlichen Nordamerikas trotz aller Schwierigkeiten in jüngerer Zeit (Abrams 2003, Nowacki u. Abrams 2008, Fei et al. 2011) das naheliegende und vorrangig angestrebte (Johnson et al. 2002), wenn auch nicht immer anwendbare (Dey et al. 2008) Regenerationsverfahren. Deshalb gibt es dort zu dem Thema eine fast unübersehbare Vielzahl an Veröffentlichungen. Da die Naturverjüngung in Deutschland von noch geringerer Bedeutung und gleichzeitig nicht Hauptgegenstand der vorliegenden Arbeit ist, kann nur ein Ausschnitt dieser Literatur zur Einordnung erzielter Versuchsergebnisse herangezogen werden. Besonders wichtig sind Bezüge auf vorherige Untersuchungen in Deutschland (Vor 2005, Major et al. 2013, Kuehne et al. 2014).

Die Untersuchungen zur natürlichen Verjüngung in den drei Roteichenaltbeständen gehen der Identifikation von Faktoren für den Etablierungserfolg als Kombination einer Dichte und eines Wachstums nach, die der Roteiche mit hoher Wahrscheinlichkeit größere Anteile im Folgebestand sichern. Anknüpfend an Erfahrungen mit den heimischen Eichenarten (Mölder et al. 2019b) und unter der Prämisse des Vorhandenseins fruktifizierender Alteichen werden hypothetische Erfolgsfaktoren zunächst in den Ansprüchen der Roteiche genügenden Lichtverhältnissen bzw. einer entsprechenden Überschildung und der Kontrolle der Konkurrenz schattentoleranterer Mischbaumarten gesucht. Neben wiederholten Erhebungen der Dichte, der Oberhöhen und zugehöriger WHD sowie der Strahlungsverhältnisse auf einem systematischen Stichprobenraster ermöglichen zusätzliche Altersbestimmungen an einer Unterstichprobe in einem der Untersuchungsbestände die beispielhafte Parametrisierung eines Modells zur simultanen Schätzung von Einzelbaumhöhen und -WHD in Abhängigkeit des Pflanzenalters sowie des Strahlungsgenusses, der Verjüngungsdichte und eines Terminaltriebschadens.

Ein von den Lichtverhältnissen relativ unabhängiges Auflaufen der Naturverjüngung in den drei untersuchten Roteichenaltbeständen ist ein Befund, der sich in Übereinstimmung zu anderen sowohl auf das Heimatareal (Johnson et al. 2002) als auch auf Deutschland bezogenen Untersuchungen befindet (Vor 2005, Major et al. 2013). Aufgrund der zunächst vorrangigen Reservestoffspeicherung junger Roteichen in den Wurzeln in Verbindung mit einem geringen Sprosswachstum gilt dies auch noch für das Überleben über das erste Jahr hinaus (Canham et al. 1999). Allerdings soll Lichtmangel zu einer etwas verzögerten Keimung führen (Ashton u. Larson 1996).

Zuvor bildet die Samenproduktion der Alteichen die elementare Voraussetzung der Naturverjüngung. Eicheldichten eines Samenjahres von 370.000 Eichel­n je ha mit einer Masse von ca. 1,8 t im Versuchs-

bestand Wolfenbüttel entsprechen einer guten Mast (Dey 1995). Für das natürliche Verbreitungsgebiet werden für Vollmasten ähnliche Massen des Saatgutes bei gleichzeitig noch höheren Eichelanzahlen angegeben (Auchmody et al. 1993). Daran gemessen wäre das durchschnittliche Eichelgewicht in Wolfenbüttel ähnlich wie das der in Lampertheim für die Saat gesammelten Eicheln vergleichsweise hoch, was insofern bedeutend ist, als dass es stark mit der Fitness daraus hervorgehender Pflanzen korreliert sein soll (Kolb u. Steiner 1990, Johnson et al. 2002).

Die reichlichen Samenressourcen einer Mast stehen nicht voll für die Regeneration zur Verfügung (Gribko et al. 2002). Im natürlichen Verbreitungsgebiet werden die Eicheln bis hin zur Keimung von vielen, z. T. auf die Roteiche spezialisierten Insekten wie Eichelwicklern (Schmetterlinge) und Eichelbohrern (Rüsselkäferarten), daneben einigen Pilz- und Bakterienarten geschädigt (Gribko 1995, Desmarais 1998, Johnson et al. 2002, Miller u. Schlarbaum 2005). Darüber hinaus sind dort zahlreiche Arten von Kleinsäugetern und Vögeln auf die fett- und eiweißreiche Nahrungsquelle angewiesen (Sork 1984, Gribko et al. 2002, Johnson et al. 2002). Auch in Europa ist die Prädation der Eicheln durch Kleinsäuger erheblich (Major et al. 2013, Bieberich et al. 2016), hingegen bevorzugt der Europäische Eichelhäher eindeutig die Früchte der heimischen Eichenarten (Myczko et al. 2014, Bieberich et al. 2016). Ein Einfluss der Schirmstellung des Altbestandes auf das Ausmaß der Schädigung und Prädation wird nicht gefunden (Bellocq et al. 2005). Im östlichen Nordamerika sollen jedenfalls in schwächeren Samenjahren mitunter weniger als ein Prozent der Eicheln tatsächlich für die Reproduktion zur Verfügung stehen und auch bei Vollmasten sollen es manchmal kaum 5 % sein (Kormanik et al. 2006). Für Europa wird demgegenüber die Beeinträchtigung des Saatgutes durch Insekten und Pilze bisher als erheblich geringer eingeschätzt (Daubree u. Kremer 1993), was die vorliegenden Versuchsauswertungen zu bestätigen scheinen.

Übereinstimmend mit den Beobachtungen in den drei Versuchen gibt es Vollmasten nicht regelmäßig. In Amerika treten gute Masten alle zwei bis fünf Jahre auf (Dey 1995, Gribko et al. 2002), in Deutschland sogar alle zwei bis drei Jahre, jedoch gibt es kaum Jahre ganz ohne Samenfall (Göhre u. Wagenknecht 1955). Stickstoffeinträge sollen die Samenproduktion der Roteiche fördern (Callahan et al. 2008). Starke Samenjahre treten über die Bestände hinweg nicht unbedingt synchron auf (Auchmody et al. 1993) und auch die Fruktifikation der Einzelbäume eines Bestandes variiert stark (Miller u. Schlarbaum 2005). Dabei soll eine gute Samenproduktion ein baumindividuell relativ konstantes, möglicherweise genetisch veranlagtes Merkmal sein (Healy et al. 1999). Bei der Variabilität der Fruktifikation auf Einzelbaum- und Bestandesebene spielen weitere Faktoren wie die Dimension bzw. soziale Stellung (Greenberg 2000) und das Alter (Dey 1995) des Samenbaums sowie die Witterung und Schädigungen der Blüte, beispielsweise durch Spätfrost oder Insekten (Gribko et al. 2002), eine Rolle.

Die anschließende Keimung und Frühentwicklung beschreiben Johnson et al. (2002). Demnach erfolgt die hypogäische Keimung der Eicheln im Frühjahr nach der Samenreife und dem Durchlaufen einer Dormanz, was ein Überliegen der großen, inhaltsstoffreichen Früchte so gut wie ausschließt. Aus der zuerst gebildeten Keimwurzel entwickelt sich, durch hohe Bodentemperaturen begünstigt, zügig eine kräftige Pfahlwurzel. Kompakte Humusaufgaben oder Grasfilz können die Keimwurzel am Erreichen des Mineralbodens hindern (Desmarais 1998). Bei einem anschließenden kurzen, starken Sprosswachstum werden in nur einer Woche 10 bis 15 cm Sprosslänge erreicht und bei Vollausbildung der ersten drei bis vier Blätter sind die Nährstoffreserven der Eichel erschöpft. Unter günstigen Bedingungen gibt es nach einigen Wochen mit dem Johannistrieb einen zweiten und ggf. sogar einen dritten Wachstumsschub (Johnson et al. 2002). Das Sprosswachstum der Roteiche vollzieht sich also in Schüben, nach diesem Jahresverlauf des Wachstums als sogenannter Quercus-Typ klassifiziert (Lyr und Hoffmann 1967). Das Wurzelwachstum hält dagegen über die gesamte Vegetationsperiode an (Lyr u. Hoffmann 1967, Johnson et al. 2002).

Naturverjüngungen mit wie in Wolfenbüttel und Lampertheim beobachteten hohen Pflanzendichten von durchschnittlich mehreren 100.000 je ha werden durch andere Untersuchungen sowohl für Nordamerika mit bis zu 600.000 Pflanzen je ha (Desmarais 1998, Gribko et al. 2002) als auch für Deutschland mit Durchschnittsdichten mehrjähriger Verjüngungen von 20 bzw. 24 Sämlingen je m² (Vor 2005, Major et al. 2013) bestätigt. Als essentielle Voraussetzung für die längerfristige Etablierung und das weitere Wachstum erweist sich in den drei beobachteten Versuchsbeständen die Ausschaltung des immensen Wildverbisses, dem die Roteiche sowohl in Deutschland (Vor 2005, Klarhölter 2015) wie auch in ihrem Heimatareal (Tripler et al. 2005, Yuska et al. 2008) unterliegt, wo sie die am stärksten verbissene Baumart sein soll (Wakeland u. Swihart 2009).

Die höchsten, innerhalb eines mehrere Jahre wildlichten Zaunes erreichten Keimlings- und Sämlingdichten sind insbesondere in Wolfenbüttel deutlich größer als die registrierten Samenzahlen einer einzigen Vollmast, was auf einer durch mehrere Samenjahre ergänzten Verjüngung beruht. Grundsätzlich ist eine bei Eichenarten des östlichen Nordamerikas unterschiedlich ausgeprägte Fähigkeit zum mehrjährigen Aufbau von „Verjüngungsvorräten“ (Major et al. 2013, Johnson et al. 2002) ein wichtiger Teil ihrer Verjüngungsstrategie in übershirmten Ausgangssituationen. Auf die Roteiche trifft das besonders zu, da sie unter den Eichenarten ihres Heimatareals eine Zwischenstellung zwischen Freiflächenanpassung und späteren Sukzessionsstadien einnimmt (Crow 1988) und deshalb die generative Vermehrung bei ihr eine größere Rolle spielt als die Ausschlagfähigkeit (Larson u. Johnson 1998). Die nachgewiesene Altersdifferenzierung der Naturverjüngung in Lampertheim spiegelt diese Strategie wider und auch Vor (2005) findet innerhalb einer neun Jahre bestehenden Verjüngung eine deutliche Altersspanne. Die erhebliche räumliche Varianz der Verjüngungsdichten innerhalb der drei Versuchsbe-

stände ähnelt jener bei Major et al. (2013) und wird neben der variablen Samenproduktion der Mutterbäume (Healy et al. 1999) möglicherweise auch durch die Saatgutverbringung durch Kleinsäuger beeinflusst (Garcia u. Houle 2005, Major et al. 2013, Bieberich et al. 2016) und durch den alters- und lichtabhängigen Differenzierungsfortschritt mit bedingt (Vor 2005).

Als eines der größten Hindernisse für die erfolgreiche Eichenverjüngung wird in den Mischbeständen des östlichen Nordamerika eine vorab als Jungwuchs bis Gertenholz unter dem Altbestandsschirm etablierte, konkurrenzstarke Vorverjüngung von Schattbaumarten identifiziert (Crow 1988, Dech et al. 2008, Dey et al. 2008). Aus diesem Grund wird die Sicherung konkurrenzfähiger Eichenanteile bereits vor starken Nachlichtungs- bzw. Räumungshieben als entscheidend angesehen (Swaim et al. 2016). Damit übereinstimmend wird auch für unsere heimischen Eichenarten die Konkurrenz schattentoleranterer, unter Schirm wuchskräftigerer Baumarten als eines der Hauptprobleme für den Verjüngungserfolg identifiziert (Mölder et al. 2019b). Da in unbewirtschafteten Wäldern die Dominanzübernahme durch andere Baumarten offenbar nur auf Standorten mit multiplen, höher frequenten Störungen verhindert wird (Oliver 1978, Abrams et al. 1998, Rentch et al. 2003), erfordert die sichere Erreichung des waldbaulichen Ziels höherer Eichenanteile aktive Maßnahmen der Konkurrenzregulierung (Desmarais 1998, Dey et al. 2008). Darunter gewinnt in Nordamerika der Einsatz bisher in Deutschland nicht erprobter gezielter Bodenfeuer gegenüber mechanischen Verfahren und der Verwendung von Herbiziden zuletzt an Bedeutung (Brose et al. 2006, Brose et al. 2013). Der Erfolg dieses Vorgehens setzt allerdings die Existenz bereits feuerunempfindlicherer Eichenverjüngung mit größeren WHD voraus (Brose 2008), und für eine sichere Zielerreichung scheint außerdem eine weitere Differenzierung und Verfeinerung der Methoden (Alexander et al. 2008, Iverson et al. 2008, Arthur et al. 2012, Fan et al. 2012, Alexander et al. 2021) erforderlich zu sein.

Anders als in Nordamerika, wo die Roteiche typischer Bestandteil von Mischbeständen ist, stellen sich die Bestandesstrukturen der vorliegenden Versuchsbestände zur Roteichennaturverjüngung dar, insbesondere in Ahlhorn und Wolfenbüttel. Sie sind zum Verjüngungszeitpunkt bestimmt durch einen ausschließlich aus Roteiche bestehenden, geschlossenen Oberstand und eine zweite Baumschicht in Form eines zusätzlich effektiv beschattenden Unterstandes vornehmlich aus Rot- bzw. Hainbuche. Eine vorab etablierte Naturverjüngung von Schattbaumarten gibt es in allen drei Versuchsbeständen nicht, wofür neben geschlossenen Bestandesstrukturen ein kontinuierlicher Wildverbiss möglicherweise mit ursächlich ist. Auch mit der Roteichennaturverjüngung bleibt ein nennenswertes gleichzeitiges Auflaufen von Schattbaumarten aus, trotz des Vorhandenseins potenzieller Samenbäume. Von Einzelexemplaren an Buche und Hainbuche in den Verjüngungen geht in der beobachteten Etablierungs- und frühen Differenzierungsphase keine Konkurrenz für die Roteiche aus. Ähnliche Beobachtungen bezüglich der Mischungsanteile werden für andere Roteichennaturverjüngungen in Deutschland gemacht (Vor 2005, Major et al. 2013), eine Verschiebung von Mischungsanteilen zuungunsten der Roteiche deutet

sich lediglich durch die selektive, die Roteiche benachteiligende Wirkung des Wildverbisses an (Tripler et al. 2005, Vor 2005).

Bei Kontrolle dieses Wildverbisses, der anderenfalls wichtige Einflussfaktoren der Verjüngungsentwicklung extrem überlagert (Vor 2005, Kern et al. 2012), ist die Lichtsteuerung von großer Bedeutung für die erfolgreiche Entwicklung der Naturverjüngung bis in ein als gesichert und konkurrenzfähig geltendes Stadium von ca. 2 m Höhe (Desmarais 1998, Finzi u. Canham 2000, Major et al. 2013). Schattentoleranz als Fähigkeit, geringen Lichtgenuss zu tolerieren, ist ein komplexes, morphologisch und physiologisch basiertes Pflanzenmerkmal mit großen Auswirkungen auf die Populationsökologie (Niinemets u. Valladares 2006). Ihm hinterliegen zwei unterschiedliche Strategien, deren artspezifisches Verhältnis sich im Lichtkompensationspunkt ausdrückt: Maximale Photosynthese bei einem gegebenem Lichtgenuss versus minimale Respirationsverluste. Die relative Schattentoleranz der Roteiche sehen die Autoren auf einer Skala von 1 bis 5 bei 2,75 und damit etwas höher als die der Stieleiche (2,45), fast gleichauf mit der Traubeneiche (2,73) und weit hinter jener heimischer Schattbaumarten wie Rotbuche (4,56), Winterlinde (4,18) und Hainbuche (3,96). Schattentoleranz und Trockenheitstoleranz einer Baumart sind übrigens aufgrund des Trade-offs der jeweils erforderlichen Anpassungen oft antagonistisch ausgeprägt (Valladares u. Niinemets 2008, s. Kap. 7.3.1). Nach Verbissausschluss zeigen sich in den drei beobachteten Verjüngungen der mäßig schattentoleranten Roteiche (auch Crow 1988, Dey 2002, Vor u. Lüpke 2004) mit zunehmendem Lichtgenuss steigende Höhen und Höhenzuwächse und auch die WHD-Entwicklung profitiert von höherer Strahlung (Finzi u. Canham 2000). Der Bereich relativer Beleuchtung, ab dem lebende, jedoch sehr kleine Sämlinge noch ohne nennenswerte Höhenzunahme beobachtet werden, entspricht dem für Roteiche angegebenen Lichtkompensationspunkt (Dey 2002) von 2 bis 5 % des Freilandlichtes. Dieser Lichtkompensationspunkt wiederum liegt in etwa bei der Transmissivität eines geschlossenen Roteichenschirms, die Canham u. Burbank (1994) mit ab 5 % angeben und davon ausgehen, dass Baumarten anfänglich unter ihrem eigenen Schirm überlebensfähig sind. Die gegenüber Schattbaumarten höhere Lichtdurchlässigkeit der Roteiche soll aus einer Kronenarchitektur resultieren, die eine gewisse Durchstrahlung und dadurch „Sonnenflecken“ auf dem Waldboden ermöglicht. Der Ausgleich der bei Verbissausschluss beobachteten lichtabhängigen Höhenzunahmen der drei Naturverjüngungsversuche durch Splines ähnelt einer S-förmigen Wachstumskurve, allerdings mit großer Reststreuung. Ein unterer Grenzwert indirekter Strahlung, ab dem eine deutliche Höhendifferenzierung der Verjüngung mit größeren Höhen und markanten Höhenzunahmen einsetzt, liegt nach der vorliegenden Arbeit bei ungefähr 15 %. Von Brose (2008) wird eine relative Strahlung genau dieser Größenordnung als wichtige Marke für eine gute WHD- und Wurzelentwicklung gesäter Roteichen identifiziert, nach Gottschalk (1994) führen relative Strahlungsanteile ab 20 % zum Sprosswachstum und einer größeren Blattfläche von Roteichensämlingen. Ein Wendepunkt des Über-

gangs zu geringeren Raten der relativen Höhenzunahme deutet sich bei ungefähr 25 % relativem Lichtgenuss und mittleren jährlichen Höhenzunahmen von ca. 30 cm an. Eine ausgeprägte Asymptote wird im Beobachtungsbereich bis ca. 50 % relativer Beleuchtung mit ca. 60 cm Höhenzunahme noch nicht erreicht, auch gibt es nur wenige Beobachtungen unter derart hohem Strahlungsgenuss. Die 25 % entsprechen dem von Kuehne et al. (2014) für Roteiche angegebenen Lichtsättigungspunkt, als dem Lichtangebot, ab dem die Photosyntheseleistung bezogen auf die vorhandenen Organe nicht mehr gesteigert wird. Anderen Autoren zufolge (Phares 1971, Gottschalk 1994, Dey 2002) läge dieser etwas höher zwischen 30 und 40 % der Freilandstrahlung. Maximales Sprosswachstum wird ersteren Autoren zufolge jedoch erst bei 50 bis 70 % erreicht. Die nach einem neunjährigen Verjüngungszeitraum bei einer mittleren relativen Strahlung des Freilandes um 20 % erreichten Oberhöhen der Roteichenverjüngung in Lampertheim und Wolfenbüttel von 2,6 m entsprechen ziemlich genau jenen, die in gleicher Zeit und bei vergleichbarem Lichtgenuss von Vor (2005) in einer Roteichenverjüngung in Darmstadt gemessen werden. Der Höhenzuwachs der Roteichen ist mit ihrem Ausgangs-WHD stark interkorreliert, Pflanzen mit größerem WHD haben in der kommenden Vegetationsperiode das Potenzial zu größeren Höhenzunahmen. Ein flächenbezogener Unterschied in der Steigung dieser Beziehung zwischen Wolfenbüttel und Lampertheim deutet auf den zusätzlichen Einfluss von Flächenspezifika wie dem allgemeinen Strahlungsniveau hin. Das ein wenig geringere durchschnittliche Strahlungsniveau in Wolfenbüttel würde demnach gleiche Höhenzunahmen bei etwas geringeren WHD bedeuten und damit zu höheren H/WHD-Verhältnissen führen. Bei dem allgemein etwas höheren Strahlungsniveau in Lampertheim deutet sich dagegen über sehr großen WHD eine Degression der Höhenzunahmen an, was mit abnehmenden Schlankheitsgraden der Pflanzen einhergeht.

Gesteuert wird das Lichtangebot durch die Überschildungsdichte des Altbestandes einschließlich seines Unterstandes. Bereits die unmittelbar nach dem Einstieg in eine Zielstärkennutzung gemessenen Grundflächenhaltungen gewährleisten auf einem Viertel der Bestandesfläche Lichtverhältnisse von mindestens 15 % des Freilandes, die ein Höhenwachstum der Verjüngung ermöglichen. Ein kontinuierlicher Nutzungsfortschritt mit trupp- bis gruppenweiser Entnahme zielstarker Roteichen einschließlich partiell beschattenden Unterstandes (Dech et al. 2008) sorgt für die Erhaltung und weitere Verbesserung dieses Strahlungsangebotes. Die Schirmstellung von Roteichenaltbeständen gestaltet sich dadurch zunächst zunehmend inhomogen mit einem über die Fläche stark differenzierten Lichtangebot (Vor 2005) und Bestandeslücken, die das Wachstum der Naturverjüngung besonders begünstigen (Major et al. 2013). In den drei untersuchten Fallbeispielen erzielt ein solches Vorgehen mit der Zeit vertikal strukturierte Roteichennaturverjüngungen. Darin offenbaren sich größere waldbauliche Spielräume als bei den heimischen Eichenarten, deren Naturverjüngung durch anhaltende Überschildung entscheidende Konkurrenz Nachteile gegenüber mitverjüngten Schattbaumarten erleidet (Mölder et

al. 2019 b) und wo deshalb ein gleichmäßiger, kurzfristiger Schirmschlag die höchsten Erfolgsaussichten haben soll (Lüpke 2008). Die betrachteten Versuchsbestände repräsentieren allerdings noch nicht die Verhältnisse auch im Oberstand artendiverser Ausgangsbestände mit nennenswerten Anteilen von Schattbaumarten sowie von vornherein gemischten Verjüngungen, wie sie in Nordamerika verbreitet sind und auch hierzulande formulierten Leitbildern (NMLEV 2004) entsprechen. Kuehne et al. (2014) untersuchen unter eben jenen Bedingungen die Konkurrenz zwischen Roteiche, Bergahorn und Hainbuche in der Verjüngungsschicht und finden auch unter dem geschlossenen Schirm, v. a. aber in kleineren Bestandeslücken von Laubbaumischbeständen, allerdings ohne Rotbuche, eine vorab nicht unbedingt erwartete Konkurrenzfähigkeit der Roteiche gegenüber den an sich als schattentoleranter eingestuften heimischen Baumarten. Diese beruht bei der Roteiche auf einer den heimischen Arten vergleichbaren Dunkelrespiration, einem niedrigen Lichtkompensationspunkt und einem überlegenen Blattflächenindex mit einer hohen Photosynthesekapazität. Eine dem Bergahorn ebenbürtige Photosyntheseeffizienz in Bestandeslücken kennzeichnet beide Arten als Lückenspezialisten. Im Höhenzuwachs bleibt die Roteiche jedoch letztlich zurück, da sie ihre Assimilate zunächst vorrangig in das Wurzelwachstum investiert.

Die stichprobenartige Altersbestimmung der Naturverjüngung in Lampertheim und ein darauf basierendes Modell gewähren einen fallbezogenen Einblick in die treibenden Kräfte der Differenzierung einer Roteichennaturverjüngung. Der zunächst trivial erscheinende Befund der Altersdiversität des Jungwuchses mit einer Altersspanne von 11 Jahren bei einem mittleren Alter von 6 Jahren, angesichts dessen es sich eindeutig nicht um eine Verjüngung „aus einem Guss“ handelt, ist in seinen Auswirkungen bedeutend. Das pflanzenindividuelle Alter, in Naturverjüngungen in der Regel unbekannt und nur selten wie hier bestimmt, wäre demnach der stärkste Treiber für die frühe Vertikal- und Horizontaldifferenzierung des untersuchten Roteichenjungwuchses (Vor 2005). Im Zusammenwirken mit dem Strahlungsangebot trägt es entscheidend zur Erklärung des Höhen- und Durchmesserwachstums sowie der Formveränderungen der Verjüngungspflanzen bei. Aufgrund des Fallstudiencharakters und der geringen, nicht in jeder Beziehung, z. B. hinsichtlich der Verjüngungsdichte, konsistenten Datengrundlage bleibt bei einer Verallgemeinerung der Modellbefunde allerdings zunächst Vorsicht geboten. Ein signifikanter Zufallseffekt des Aufnahmeplots deutet darauf hin, dass die räumliche Variabilität der Wachstumsunterschiede durch die zur Verfügung stehenden Variablen nicht vollständig beschrieben wird. Im Hinblick darauf parametrisieren Hanson et al. (2011) ein Einwuchsmodell für Verjüngung verschiedener Baumarten der Mischbestände des östlichen Nordamerikas, in welchem sich z. B. die Lückengröße als weit besserer Prädiktor erweist, als plotbasierte Konkurrenzindizes.

In der Frage, welche Standorte die höchsten Erfolgsaussichten für eine Roteichennaturverjüngung aufweisen, widersprechen die vorliegenden Ergebnisse teilweise anderen Autoren, die in erster Linie schwächere, v. a. trockenere Standorte für hohe Verjüngungsdichten prädestiniert sehen (Collins u.

Carson 2004, Vor 2005, Frey et al. 2007, Dech et al. 2008), obwohl die Roteiche an sich eher frische Standorte bevorzugt (Crow 1988). In diesem scheinbaren Widerspruch liegt Collins u. Carson (2004) zufolge möglicherweise ein demografischer Konflikt, indem verschiedene Entwicklungsstadien der Roteiche unterschiedliche Standortpräferenzen haben. In den eigenen Beobachtungen ist nicht der Standort, sondern der Wildverbiss der Haupteinflussfaktor auf die Verjüngungsdichte und durch den Ausschluss des Wildverbisses werden auch auf gut versorgten, frischen Standorten sehr hohe Verjüngungsdichten erzielt. Deren dauerhafte Etablierung soll allerdings auf Standorten geringer Leistungsfähigkeit z. B. unter lichtem Kieferschirm, aussichtreicher sein, als unter dem Schirm von Eichenmischbeständen mit Schattbaumarten, wo die Konkurrenz viel stärker ist (Hartman et al. 2005). Ashton u. Larson (1996) wiederum finden die Roteichenverjüngung im Unterschied zu anderen trockenheitstoleranteren Eichenarten auch darin auf frischen Talstandorten am erfolgreichsten.

Das Versuchskonzept und -design der ausgewerteten Naturverjüngungsaufnahmen entspricht eher einem Monitoring als planmäßigen Experimenten und weist einige Schwächen auf, die weitergehende Auswertungen und eine Modellbildung erschweren bzw. verhindern. Grundsätzlich erweisen sich Untersuchungen in Naturverjüngungen zur Erfassung aller relevanten Einflüsse und Faktoren als aufwändig, da vergleichsweise viele schwer kontrollierbare Variablen zu erfassen sind. Im konkreten Fall der drei beobachteten Bestände stehen einer klareren Aussage zur Wirkung an den Standort gebundener ökologischer Rahmenbedingungen bereits die unterschiedlichen Zeitpunkte der Verjüngungseinleitung und des Beobachtungsbeginns entgegen, wobei in Lampertheim die Aufnahmen zudem erst mehrere Jahre nach Entstehung der Verjüngung einsetzten. Eine weitere zu erfüllende Grundanforderung wäre die kontinuierliche Beibehaltung des zu Beginn festgelegten Stichprobendesigns und eines einheitlichen Messprogramms in jedem Einzelversuch sowie über die gesamte Versuchsserie und den zeitlichen Beobachtungsverlauf hinweg. Eine konsistente Versuchsführung sollte außerdem den Faktor Wildverbiss in Form einer standardisierten Steuerung von Verbissauschluss bzw. Verbissexposition, am besten vergleichend, mit einbeziehen. Innerhalb der Versuchsbestände ist ein möglichst großer Lichtgradient anzustreben. Zu einer präziseren Beschreibung der Dynamik von Wuchsbedingungen würden Lichtmessungen in kürzeren Zeitabständen beitragen, die jährliche Schwankungen der Belaubung und die gerichtete Veränderung der Strahlungsverhältnisse in der Zeit zwischen Nachlichtungen genauer erfassen. Ebenso wichtig wäre eine mindestens stichprobenartige Altersbestimmungen in den Naturverjüngungen nach einer einheitlichen Vorgabe. Noch besser wären die individuelle Altersbestimmung einer Stichprobe dauerhaft markierter Pflanzen ab ihrer Keimung und die anschließende kontinuierliche Weiterverfolgung dieses ungleichaltrigen Kollektivs hinsichtlich des Wachstums in Abhängigkeit der Umwelt- und Konkurrenzbedingungen. Anhand daraus resultierender echter Zeitreihen wären Effekte der Einflussgrößen wesentlich leichter zu beschreiben und zu interpretieren als im Modell einer unechten Zeitreihe wie hier für den Versuch Lampertheim.

7.4 Ökologische Aspekte des Roteichenanbaus

Zu den Fragen abiotischer und biotischer Gefährdungen, des möglicherweise von der Roteiche ausgehenden forstpathogenen Gefahrenpotenzials und der ökologischer Integration wird auf eine umfangreiche Literaturstudie verwiesen (Nagel 2015). Auf diese wird in drei der Abschnitte dieses Kapitels in Verbindung mit Beobachtungen auf Versuchsflächen Bezug genommen. Zur Standortinteraktion der Roteiche (7.4.3) werden neue eigene Untersuchungsergebnisse diskutiert.

7.4.1 Gefährdungen durch Pathogene und abiotische Risiken

Auf den im Rahmen dieser Arbeit behandelten Versuchs- und Probeflächen zeigt die Roteiche bisher im Vergleich zu vielen anderen Baumarten grundsätzlich eine geringe Anfälligkeit gegenüber biotischen Risiken. Regional aufgetretene Pilzkrankungen sind verbunden mit ungünstigen, weil trockenen oder durch Immissionen vorbelasteten Standorten. Krankheitsbilder mit komplexen Ursachen wie bei den heimischen Eichenarten („Eichensterben“) treten bisher auf den nordwestdeutschen Versuchsflächen nirgends in Erscheinung, obwohl sie für das Heimatareal als Zusammenwirken von Vorschädigungen durch Witterungsextreme, Luftverschmutzung, Entlaubung (Schwammspinner) sowie den Befall durch Prachtkäfer der Gattung *Agrilus* und Hallimasch (*Amillaria mellea*) durchaus beschrieben werden (Wargo et al. 1983, McClenahan et al. 1997). Außerdem gibt es im natürlichen Verbreitungsgebiet eine große Zahl von Tierarten und Pilzen in allen Entwicklungsstadien der Roteiche, die teilweise zu ernsthaften Schädigungen führen können.

Blattfressende und minierende Schmetterlingsarten, die Bestände der heimischen Eichenarten in starkem Maße schädigen und häufig unter der Bezeichnung „Eichenfraßgesellschaften“ zusammengefasst werden, haben auf den Versuchsflächen Arenberg-Meppen und Neuenburg in Nordwestniedersachsen und in Traben-Trarbach in Rheinland-Pfalz in jüngerer Zeit zeitgleich mit stärkeren Fraßereignissen an den heimischen Eichenarten auch die Roteichen befallen. Dies stimmt mit früheren Berichten (Heydeck u. Majunke 2002) überein. Demnach fressen die Frostspanner-Arten, Goldafter, Eichenprozessionsspinner und Schwammspinner bei Massenvermehrungen durchaus auch an Roteiche. Letzterer ist als in die USA eingeschleppte Art dort mittlerweile der größte Blattschädling an Roteiche (Johnson et al. 2002). Auf den Roteichenversuchsflächen in Nordwestdeutschland ist nach dem Blattfraß kurzfristig eine vollständige Erholung eingetreten. Vor allem durch kräftiges Wiederausschlagen und die geringe Mehltauanfälligkeit der Neuaustriebe bleiben Nachwirkungen geringer als an Stiel- und Traubeneiche. Einige pilzliche Schaderreger, die bereits früher im Zusammenhang mit der Roteiche beschrieben werden, treten vereinzelt auch auf den Versuchsflächen auf. Der sogenannte Pezicula-Krebs (auch „Zimtscheibe“), verursacht durch den Pilz *Pezicula cinnamomea*, ist bisher vor allem auf Grenzstandorten (arm und trocken oder wechselfeucht) im Zusammenhang mit Witterungsextremen stärker in Erschei-

nung getreten. Einzelne befallene Exemplare gibt es nach erster Diagnose auf der Waldumbauversuchsfläche Hüneberg. Der Pilz befällt Bestände ab einem Alter von 20 bis 40 Jahren und verursacht Stammnekrosen, was sich in Zuwachseinbußen sowie in späteren Stadien in einer Holzentwertung äußert, ohne dass befallene Bäume eine akute Infektionsquelle bilden (Kehr 1991). Auch für den an Laubbaumarten verbreiteten, meist saprophytischen Runzligen Schichtpilz (*Stereum rugosum*), der bevorzugt über Wunden in das Gewebe von der Roteiche eindringt, Nekrosen bzw. Stammverformungen (Stereum-Krebs) verursacht und zu Weißfäule führt, gibt es Beobachtungen an Einzelbäumen, speziell in den früher stärker immissionsbelasteten Versuchen in Düsseldorf und Hochstift. Es sind jedoch nie die gesamten Bestände betroffen und befallene Bäume konnten im Zuge der Vorratspflege weitgehend entnommen werden. Schwere Wurzelschäden durch den Spindeligen Rübling (*Gymnopus fusipes*), wie sie in Südwestdeutschland nach Vorschädigungen durch extreme Trockenperioden auftreten (Metzler et al. 2010), sind bisher in Nordwestdeutschland nicht zu beobachten. Flächige Verluste an Roteichenversuchen durch Orkansschäden gab es im hessischen Vogelsberg sowie in Darmstadt bei Sturmstärken, denen auch umliegende Bestände anderer Nadel- und Laubbaumarten nicht standgehalten haben. Gegenüber Waldbränden ist Roteiche weniger anfällig bzw. deutlich besser angepasst als viele andere Baumarten (Dey 2002, Arthur et al. 2012, Brose et al. 2013). Die älteren Bäume sind aufgrund der dünneren Rinde zunächst stärker gefährdet als heimische Eichen, aber Knospen am Wurzelhals ermöglichen den Neuausschlag, was für jüngere Exemplare ohnehin gilt. Für Deutschland ist die vollständige Regeneration einer abgebrannten Kulturfläche durch eintriebigen Wiederausschlag der Roteichen beschrieben (Wezel 1950). Diese Fähigkeit und die effektive Beschattung, die Vergrasung unterdrückt, begründen den vielfachen Einsatz der Roteiche für Waldbrandriegel (Göhre u. Wagenknecht 1955) auch in den nordwestdeutschen Kieferngebieten.

Roteichenkulturen auf Freiflächen sind spätfrostgefährdet wie die der heimischen Eichen, Frostschäden werden jedoch aufgrund des guten Wiederaustriebsvermögens besser überstanden. Außerdem entwachsen die Roteichen der bodennahen Spätfrostgefahr durch die starke Johannistriebbildung schneller. Frühfroste sollen besonders bei unangepassten Herkünften mit spätem Vegetationsabschluss zu einer verstärkten Zwieselbildung führen (Brun 1987, Danusevičius et al. 2002).

Die biotischen Gefahren in der Verjüngungs- und Jungwuchsphase bleiben bei *Quercus rubra* geringer als bei anderen Baumarten, speziell den heimischen Eichen. Für verschiedene Insekten ist zwar ein vereinzelt Auftreten in dieser Phase beschrieben worden, ohne dass bislang größere Schäden eingetreten wären (Göhre u. Wagenknecht 1955, Heydeck u. Majunke 2002). Eine Ausnahme bildet der Wurzelfraß durch Maikäferengerlinge, die Roteiche sogar bevorzugen sollen (Heydeck u. Majunke 2002). Gegen Eichenmehltau ist die Roteiche nahezu resistent. Trotz ausnahmsweisem Befall kann sich der Pilz auf ihren Blättern nicht entwickeln (Bauer 1953a). Die Fraßgefährdung durch Scher- und Erd-

mäuse ist der an heimischen Laubhölzern mindestens vergleichbar und insbesondere bei starker Vergrasung das größte Kulturrisiko. Hervorzuheben ist die sehr starke Verbissgefährdung der Roteiche, vorrangig durch Reh- und Rotwild (Göhre u. Wagenknecht 1955, Vor 2005, Klarhölter 2015), aber auch durch Kaninchen und Hase, was eine erfolgreiche Verjüngung ohne geeigneten Wildschutz trotz des guten Wiederausschlagvermögens oft erschwert oder gar verhindert. Eine amerikanische Untersuchung zeigt, dass v. a. Sommerverbiss schlecht regeneriert wird (Morrissey et al. 2008), was eigene Beobachtungen auf der Versuchsfläche Lampertheim bestätigen, wo nach dem Zaunabbau Naturverjüngungspflanzen bis ca. 1,3 m Höhe nach vollständiger Äsung ihrer Blätter durch Rehwild abgestorben sind.

Starke Winterfrostergebnisse werden bis in deutlich kontinentale Klimabereiche gut ertragen, ausnahmsweise können Frostrisse entstehen, aber seltener als an Trauben- und Stieleiche. Gegen Hitze und Dürreperioden gilt die Roteiche im Baumholzalter als widerstandsfähig und weniger im Zuwachs beeinträchtigt (Schober 1951). So haben alle hier beobachteten Roteichenversuchsflächen die jüngsten Dürrejahre ohne auffällig erhöhte Mortalität im Oberstand oder größere Zuwachsverluste überstanden. Nur sehr vereinzelt traten Feinreisigverluste und Trockenäste auf. Gentili et al. (2019) beschreiben die Roteiche in der oberitalienische Po-Ebene bei etwas höheren Jahresniederschlägen, vor allem aber einer um fünf Grad höheren Jahresmitteltemperatur als in Nordwestdeutschland als trockenstresstolerant und bisher wenig schadanfällig. Schneedruck- oder Bruchschäden kommen kaum vor, da der Laubfall relativ früh erfolgt. Gegenüber Immissionsbelastungen, speziell gegenüber SO₂, galt die Roteiche lange Zeit als tolerant („rauchhart“) vor allem im Vergleich zu den meisten Nadelbaumarten, weshalb sie in der Vergangenheit gezielt in Immissionsschadgebieten eingesetzt worden ist (Göhre u. Wagenknecht 1955, Thomasius u. Hartig 1989, Wenk et al. 1990, Hesse 1998, Heydeck u. Majunke 2002). Jedoch erleidet auch sie hier Zuwachseinbußen und wird anfälliger gegenüber biotischen Schäden (McClenahan et al. 1997, 1999).

Für mit der Roteiche nach Europa gelangte schädliche Organismen oder Krankheiten gibt es bisher kaum Nachweise und in Deutschland keine bedeutenden Schadensmeldungen. Haltofová et al. (2005) haben den Erreger des in Europa ohnehin schon vorhandenen asiatischen Kastanienkrebses (*Cryphonectria parasitica*) zufällig auch an einzelnen Roteichenexemplaren im Windschutzstreifen einer Forstbaumschule in Südmähren (Tschechien) nachgewiesen. Das erste strikt auf die Roteiche spezialisierte nordamerikanische Insekt wurde mit dem Eichenblattskelettierer (*Bucculatrix ainliella* Murtfeld), einer blattfressenden Schmetterlingsart, erstmals 2006 in Europa nachgewiesen und scheint mittlerweile in den Niederlanden, Belgien und Nordrhein-Westfalen verbreitet zu sein, ohne dass bisher Schäden durch sein Auftreten registriert werden (Nieukerken et al. 2012). In Europa bisher nicht aufgetreten ist die im natürlichen Verbreitungsgebiet gefürchtete Eichenwelke, eine tödliche Pilzerkrankung an Eichen verschiedener Arten, verursacht durch den Pilz *Ceratocystis fagacearum* (O'Brien et al.

2011). Johnson et al. (2002) bezeichnen die Eichenwelke als „eine potenziell ernsthafte“ Erkrankung und bringen damit zum Ausdruck, dass das gegenwärtige Ausmaß auch in Amerika noch nicht so groß ist wie ein potenzielles. Otto (1993) hält das Risiko der Verbreitung der Eichenwelke noch für so schwerwiegend, dass er trotz ihrer ansonsten überwiegend guten Eigenschaften von einer uneingeschränkten Empfehlung der Roteiche absieht. Dieser grundsätzliche Vorbehalt wird später auf Deutschland bezogen deutlich relativiert (Lüpke 2001), so dass er ausdrücklich nicht länger einen Ausschlussgrund der waldbaulichen Verwendung der in Deutschland ohnehin lange vorhandenen Roteiche darstellt. Die Krankheit mit bisherigem Schadensschwerpunkt im mittleren Westen der USA, aber einer Verbreitung nahezu im gesamten Heimatareal von *Quercus rubra* L., kann sowohl Eichenarten der Sektion der Weißeichen, zu denen auch Stiel- und Traubeneiche gehören, als auch Roteichen befallen. Der Pilz dringt in die Gefäße ein, zerstört deren Funktionsfähigkeit und bringt so den Baum zum Absterben. Befallene Bäume der Roteichen-Sektion (*Lobatae*) sterben in der Regel noch im Jahr des Befalls ab, bei Weißeichen zieht sich der Erkrankungsprozess länger hin, da ihre Gefäße verthyllen, was den Pilz zumindest bei der Ausbreitung im Baum behindert. Typisch für den Schadfortschritt sind gruppenweise absterbende Eichen, da der Pilz sich über Wurzelverbindungen im näheren Umfeld von Baum zu Baum ausbreitet. Vektoren der Fernverbreitung sind verschiedene Pflanzensaft saugende Glanzkäferarten bzw. Borkenkäfer, welche die Sporen transportieren und neue Bäume infizieren können. Die Sporenbildung erfolgt in einem Gemisch aus holzigem Material und Myzel unter der Rinde befallender Bäume. Anschließend bricht die Rinde nekrotisch auf und austretender Pflanzensaft lockt die Glanz- bzw. Borkenkäfer als Sporenüberträger an. Johnson et al. (2002) schätzen diese Vektoren als nicht sehr leistungsfähig ein und sehen darin die Ursache für die bisherige Begrenzung des Schadausmaßes. Eine Sporenbildung des Pilzes wird fast ausschließlich an Arten der Roteichen-Sektion beobachtet, so dass hauptsächlich von ihnen die Gefahr der Fernverbreitung ausgeht. Angegebene Gegenmaßnahmen, neben dem Kappen von Wurzelverbindungen befallener Baumgruppen (z. B. durch tief eingreifende zahnartige Pflüge!) das Fällen und Verbrennen oder das Zerkleinern und Trocknen des Materials inkl. der gesamten Rinde bzw. alternativ eine lange Folienlagerung, scheinen aufwändig und für eine breite Anwendung nur schwer praktikabel (O'Brien et al. 2011). Nach Europa darf *Ceratocystis fagacearum* deshalb keinesfalls gelangen, so dass konsequenterweise jeglicher Import von Roteichen-Rohholz bzw. nicht gründlich getrockneten Halbprodukten aus Nordamerika ausgeschlossen werden muss.

7.4.2 Ökologische Integration

Fragen der Integration der Roteiche in die in Deutschland heimische Flora und Fauna waren nicht Gegenstand eigener Untersuchungen. Für dieses wichtige Kriterium der Anbauwürdigkeit und möglicher Risiken des Roteichenanbaus werden deshalb verfügbare Quellen zum Thema bewertet.

Innerhalb der Gattung der Eichen unterscheiden sich die einzelnen Sektionen in ihrer phylogenetischen Entwicklung, was zur Herausbildung deutlich abweichender Eigenschaften der Taxa geführt hat. Im östlichen Nordamerika bedingte dies im Zuge der koevolutionären Entwicklung eine Spezialisierung bestimmter Arten auf die Eigenschaften der einen oder anderen Eichen-Sektion. Infolge dessen können in Europa streng an die zu den Weißeichen zählenden Trauben- und Stieleichen angepasste Arten nicht ohne weiteres auf die Roteiche übergehen (Nieukerken et al. 2012). Das Spektrum herbivorer Insektenarten, das hierzulande an Roteiche vorkommt, ist deshalb deutlich kleiner als an den heimischen Eichenarten (Goßner u. Simon 2005). Heimische Insektenarten mit etwas geringerer Spezialisierung kommen dagegen an Roteiche vor, präferieren i. d. R. aber trotzdem Stiel- oder Traubeneiche (Goßner 2002).

Der Roteiche deshalb jegliche ökologische Integration abzusprechen, wäre verfehlt. An Roteiche können z. B. mehr Käfer- und Wanzenarten vorkommen als beispielsweise an der einheimischen Buche (Goßner 2004). Prominente Beispiele geschützter Arten, für die Vorkommen an Roteiche nachgewiesen ist, sind das im unteren Stammbereich auf der Rinde von Laubbäumen, vornehmlich der Rotbuche, lebende Grüne Besenmoos (*Dicranum viride*) (RP Stuttgart 2011) sowie der Heldbock (*Cerambyx cerdo*) (Volk 2004) und der Hirschkäfer (*Lucanus cervus*) (Schabel 2012) als Totholzbesiedler.

Wie verschiedene Untersuchungen zeigen, gibt es eine ganze Reihe von Arten, die vor allem die Strukturen der Baumart als Lebensraum nutzen und auch für ihre Einbindung in die Stoffkreisläufe sorgen. So ist das Totholz der Roteiche schneller abbaubar als das der heimischen Eichen (Möller 1998). Dessen Attraktivität für verschiedene Arten von Ambrosiapilze züchtenden, xylophagen Käfern der Gruppe Xyleborus, die maßgeblich an frühen Zersetzungsphasen beteiligt sind, zeigen Faccoli u. Rukalski (2004). Sammler et al. (2011) weisen in Brandenburg 120 lignikole Pilzarten an Roteiche nach, darunter zahlreiche in Brandenburg bzw. Deutschland seltene bzw. gefährdete Arten. Die entstehenden Strukturen können von typischen Totholzinsekten genutzt werden. Möller (1998) findet darin drei überregional stark gefährdete Schnellkäferarten. Außerdem ist die Roteiche ebenso wie die heimischen Eichenarten eine ausgesprochen mykotrophe Baumart. Sammler et al. (2011) finden 115 verschiedene Ectomykorrhizapilze an Roteiche. In einem Roteichenbestand auf einem Rekultivierungsstandort in der Lausitz sind bei Kronenschluss im Alter von 20 Jahren 100 % der Bäume mykorrhiziert, deutliche Unterschiede in den Ectomykorrhizagemeinschaften von Rot- und Traubeneiche werden nicht gefunden (Gebhardt et al. 2006).

Untersuchungen zur Diversität der Krautschicht von Roteichenbeständen in der Bergbaufolgelandschaft (Denkinger u. Wiegleb 2006) finden keine artenärmere Ausprägung als in vergleichbaren Traubeneichenbeständen. Vielmehr sind die Einbettung des Waldstandortes ins Landschaftsmosaik, die

Artausstattung der Umgebung und die Bestandesstruktur (Störungen) ausschlaggebend für das Vorkommen der Gefäßpflanzenarten. Balkenhol et al. (2006) untersuchen in einer unechten Zeitreihe von Roteichenbeständen auf Bergbaurekultivierungsböden die Staphiliniden- und Chilopodenfauna und verglichen sie mit Roteichen- und Traubeneichenbeständen auf gewachsenem Boden. Ein Einfluss der Eichenart auf die zoophage Bodenfauna kann nicht festgestellt werden, vielmehr erweist sich als bedeutend, ob es sich um einen gestörten oder ungestörten Boden handelt. Roteichenaufforstungen auf Kippenstandorten beherbergen thermophile Offenlandarten und sogar einige Rote Liste-Spinnenarten. Auch auf die Spinnen in der Krautschicht gibt es keinen Einfluss der Eichenart (Balkenhol 2006), wie er in anderen Untersuchungen für die höheren Strata des Bestandes, speziell den Kronenraum, nachgewiesen worden ist (Goßner 2002, 2004), so dass Wälder aus Roteiche positiv zur Gesamtdiversität von Bergbaufolgelandschaften beitragen.

7.4.3 Standortinteraktion und Kohlenstoffumsätze von Roteichenbeständen

Zentrale Kritikpunkte der ökologischen Zuträglichkeit der Roteiche sind die ihr häufig bescheinigte schlechte Streuzersetzung (Wittich 1943, 1961, Thomasius u. Hartig 1989, Gulder 1999, Dreßel u. Jäger 2002, Goßner 2004, , Nehring et al. 2013) und daraus abgeleitete negative Auswirkungen auf den Standort. Dabei gibt es anerkanntermaßen auch unter den heimischen Baumarten teilweise große Unterschiede in der Streuzersetzung (u. a. Wittich 1961). Andererseits hat die Streu bestimmter eingeführter Baumarten gute Zersetzungseigenschaften, so die der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) (Petersen et al. 2015) und besonders der Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) (Vor 2015, Gentili et al. 2019), wobei dies im letzteren Fall mit einer unerwünschten Stickstoffeutrophierung und Versauerung der besetzten Standorte einhergeht (Berthold et al. 2009, Gentili et al. 2019).

Die nach morphologischen Merkmalen angesprochene Humusform der Roteichenversuchs- und Probestflächen ist nach den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit nicht pauschal ungünstig, sondern zeigt eine deutliche Korrelation zur Nährstoffausstattung des Standortes, ein Zusammenhang, der sich auch in einer weniger umfangreichen Untersuchung von Heinsdorf (2002) andeutet. Dieser findet in der Humusaufgabe von vier über 100-jährigen Roteichenbeständen auf gut nährstoffversorgten, sandüberlagerten Geschiebelehmstandorten in Nordostdeutschland als Humusform durchweg mullartigen Moder mit reichem Regenwurmbesatz sowie auf mäßig nährstoffversorgten Standorten moderartige Humusformen wie unter heimischen Eichen. Eine „ökologische Anbaugrenze“ in Form der Ausbildung von Rohhumusschichten sieht der Autor auf ziemlich armen, mäßig frischen Standorten. In den Roteichenbeständen der vorliegenden Arbeit wird bei sehr guter Nährstoffversorgung durchaus F-Mull als Humusform registriert, das Vorkommen ungünstiger Rohhumusformen ist an nährstoffarme Standorte gebunden und die am häufigsten in den Beobachtungen enthaltenen ziemlich armen und mittleren Standorte weisen hauptsächlich Moderhumusformen auf. Eine gewisse Abhängigkeit der Humusform

von der Bodengüte bzw. vom geologischen Ausgangssubstrat beschreibt bereits Bauer (1953a, S. 63f.), wobei seine Angabe von Mull als überwiegender Humusform nach heutigen Begriffen höchst unplausibel erscheint.

Bodenchemische Zustandsdaten von 25 beprobten Roteichenparzellen des niedersächsischen Tieflandes ordnen sich hinsichtlich pH-Werten, effektiver Kationen-Austauschkapazität, Basensättigung sowie der Vorräte an Kohlenstoff und Makronährstoffen in mittlere Verhältnisse von Standorten gleicher Substratgruppen über alle unterschiedlichen Bestockungen der BZE II (Wellbrock et al. 2016, Evers et al. 2019) und der Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen (Fortmann et al. 2012, Ahrends et al. 2021) ein. Innerhalb der vorliegenden Beprobungsergebnisse der Tieflandstandorte erweist es sich außerdem als schwierig, die von der forstlichen Standortkartierung eingeschätzten Nährstoffstufen ziemlich arm und mittel anhand wichtiger bodenchemischer Kennwerte wie pH-Wert und Basensättigung eindeutig zu trennen. Dies ist insofern bedeutend, als dass dieses Standortstratum hinsichtlich der Nährstoffversorgung einen Großteil der Waldböden des niedersächsischen Tieflandes repräsentiert und innerhalb der mittleren Nährstoffversorgung die wichtige Planungsgrenze laubbaumführender Waldentwicklungstypen (WET) gezogen wird (NMLEV 2004, Böckmann et al. 2019). Klar abgrenzbar von diesem Bereich sind die kräftigen und die armen Standorte und zwar in erster Linie mithilfe der verfügbaren Vorräte an Makronährstoffen. Allein nach den pH-Werten sind ohnehin die meisten beprobten Standorte unabhängig von der Nährstoffstufe der Standortkartierung tiefgründig versauert und angesichts dominierender Basensättigungen unter 20 % bis in 90 cm Tiefe basenarm. Bessere bodenchemische Zustände der Auflage und der obersten Mineralbodenschichten auf einigen Flächen lassen sich auf eine Kompensationskalkung zurückführen, was ebenfalls mit den Ergebnissen der BZE II (Evers et al. 2019) übereinstimmt. Alles in allem bietet die beprobte Auswahl unterschiedlicher Tieflandstandorte mit einer Roteichenbestockung im Vergleich zu den Ergebnissen repräsentativer Bodeninventuren (Fortmann et al. 2012, Evers et al. 2019) keine Anhaltspunkte für eine auffällige Verschlechterung bodenchemischer Zustände durch den Einfluss dieser Baumart.

Die beprobten Roteichenbestockungen speichern in der Summe von Humusaufgabe und Mineralboden beachtliche Vorräte organischen Kohlenstoffs, die sich überwiegend in einem für Waldstandorte mittleren Bereich befinden (Arbeitskreis Standortkartierung der AG Forsteinrichtung 2016), außer auf den ärmsten, bis weit ins 20. Jahrhundert streugennutzten Standorten. Die Kohlenstoffspeicherung der Waldböden ist von hoher Bedeutung für den Gesamtklimaschutzbeitrag der Wälder (Köhl et al. 2009), sie allein wird weltweit auf ein Drittel des Speichers an organischem Kohlenstoff veranschlagt (Schlesinger 1997). Eine weitere Steigerung der Sequestrierung atmosphärischen Kohlenstoffs in Waldböden in Form stabiler, organischer Bodensubstanz wird deshalb als potenziell wichtiger Beitrag zur Minderung der atmosphärischen CO₂-Konzentrationen angesehen (Janzen 2004). Der langfristig in Böden festgelegte organische Kohlenstoff erfüllt darüber hinaus wichtige Funktionen der Wasserspeicherung,

als Sorbent für organische und anorganische Stoffe und somit für die Nährstoffverfügbarkeit (Grüneberg et al. 2016).

Hinausgehend über die allgemeine Statusfeststellung bodenchemischer Kennwerte unter Roteichenbeständen kann auf zwei Tieflandstandorten unterschiedlicher Güte ein unmittelbarer Vergleich des Standorteinflusses der Roteiche und benachbarter, gleichalter Traubeneiche als hinsichtlich der Standortpräferenz und der sukzessionalen Stellung adäquater heimischer Baumart gezogen werden. Nach Mindrup u. Höper (2012) wird der Zustand von Waldböden neben der Einwirkung der aufstockenden Baumart vor allem durch das geologische Ausgangssubstrat und darüber hinaus durch das Bestandesalter, das Klima, die Stoffeintragssituation, die Nutzungsgeschichte und den Bestandeschluss beeinflusst. In dem vorliegenden Vergleich zwischen Rot- und Traubeneiche sind von den letztgenannten Faktoren das Regionalklima aufgrund der Lage und die Depositionssituation aufgrund fehlender Nahemittenten und bisher nicht erfolgter Kompensationskalkung identisch. Innerhalb eines jeden Paares stimmen neben dem geologischen Ausgangssubstrat auch die Bestandesalter überein. Gewisse Unterschiede bestehen auf dem besseren Standort in der Bestandesbehandlung beider Baumarten, worauf noch einzugehen ist.

Markante Differenzen wichtiger Bodenindikatoren des Standort- und Baumartenvergleiches gehen auf die unterschiedliche geologische Ausstattung des nährstoffkräftigen Geschiebelehms und des ziemlich armen Geschiebedecksandes über unverlehmtem Sand zurück. Für eine weitergehende Differenzierung innerhalb des gleichen Standortstyps sollte angesichts vorliegender Übereinstimmung der anderen potenziellen Einflussgrößen die Baumart ursächlich sein.

Tatsächlich zeigt sich dieses Muster bereits in der Ausprägung der Humusformen. Bei der innerhalb des schlechteren Standortes einheitlichen Humusform rohhumusartiger Moder existiert kein baumartenspezifischer Unterschied. Die generell günstigeren Humuszustände auf dem besseren Standort unterscheiden sich dagegen graduell nach den Baumarten in mullartigen Moder unter der Roteiche und F-Mull unter der Traubeneiche. Ebenfalls in erster Linie standortbedingt besteht ein unterschiedliches Niveau der C/N-Verhältnisse der Auflage. In diesem Fall gibt es innerhalb dessen auf beiden Standorten die Tendenz zu ein wenig engeren Verhältnissen unter der Traubeneiche. Ausschließlich der Standort bewirkt dagegen den höheren pH-Wert der Auflage und die höhere effektive Kationen-Austauschkapazität des oberen Mineralbodens des besseren Bodentyps. Die Basensättigung des oberen Mineralbodens ist auf beiden Standorten und bei beiden Baumarten gering. Innerhalb dessen erreicht sie mit 14 % den relativ besten Wert unter der Traubeneiche des besseren Standortes. Der Mineralbodenvorrat an Stickstoff ist grundsätzlich auf dem besseren Standort höher und innerhalb der Standorte jeweils etwas höher unter der Traubeneiche. Kalium- und Phosphorvorräte sind erwartungsgemäß auf dem

kräftigen Standort größer und hier tritt nur innerhalb des schlechten Standortes ein Baumartenunterschied mit etwas höheren Vorräten unter der Traubeneiche auf.

Der gefundene Trend zu etwas ungünstigeren Zuständen einiger chemischer Bodenindikatoren durch eine Roteichenbestockung stimmt nicht vollständig mit Heinsdorf (2002) überein, der von vollkommen vergleichbaren Verhältnissen beider Baumarten ausgeht. Die Baumartenunterschiede bleiben jedoch alles in allem deutlich geringer als jene, die durch die geologische Grundausrüstung der Standorte begründet sind und verlassen nicht die Spanne zu gleichen Indikatoren gemessener Werte der repräsentativen Bodendauerbeobachtung in niedersächsischen Wäldern (Fortmann et al. 2012).

Die Einordnung spezieller Befunde des Rot- und Traubeneichenvergleichs zum Bodenkohlenstoffhaushalt kann sich auf eine methodengleiche Studie auf 16 Bodendauerbeobachtungsflächen der wichtigsten Waldböden Niedersachsens (Mindrup u. Höper 2012) stützen. Jeweils mehrere dieser Bodendauerbeobachtungsflächen sind mit Buche, Stiel- und Traubeneiche, Fichte oder Kiefer bestockt, Douglasie ist ein Mal vertreten, ein Roteichenbestand ist leider nicht darunter.

Ursächlich für einen signifikant höheren Gesamtvorrat an organischem Bodenkohlenstoff (C_{org}) in der Summe von Auflage und oberem Mineralboden auf dem schlechteren Standort ist eine baumartenunabhängig mächtigere Humusaufgabe. Innerhalb der geringeren Gesamtvorräte des besseren Standortes besteht der Trend zu einem höheren Kohlenstoffvorrat unter der Roteiche, ebenfalls aufgrund einer gegenüber der Traubeneiche relativ stärkeren Humusaufgabe. Die damit korrespondierende baumartenbedingt unterschiedliche Aufgabemächtigkeit auf dem besseren Standort ist mit dem geringen Stichprobenumfang angesichts höherer Variabilität infolge einer streifenweisen Bodenbearbeitung bei Bestandesbegründung statistisch nicht gesichert. Die C_{org} -Vorräte von Auflage und oberem Mineralboden des schlechten Standortes liegen, verglichen mit der Bodendauerbeobachtung, für Tieflandverhältnisse selbst in Relation zu Kiefernbestockungen sehr hoch. Mit ca. 120 t je ha erreichen sie den Bereich von Fichtenbeständen des Berglandes. Zu diesen hohen Vorräten trägt möglicherweise eine langfristige Konservierung des Kohlenstoffes einer üppigen Heidevegetation bei, die bei Bestandesbegründung tief in den Mineralboden eingepflügt worden ist. Der geringere Bodenkohlenstoffvorrat der Traubeneiche auf dem guten Standort liegt etwa im Bereich der Tieflandstandorte der Bodendauerbeobachtung Lüß in der Lüneburger Heide bzw. Herrenholz in Westniedersachsen, die mit alter Buche bzw. Stieleiche bestockt sind.

Die Basalatmung (Bodenrespiration), für die sich unter ungestörten Bedingungen ein Gleichgewicht einstellt, erfasst die CO_2 -Freisetzung beim Abbau organischer Substanz durch die aerobe Atmungsaktivität der Bodenorganismen mit Bezug auf eine bestimmte Flächeneinheit und Zeit. Ihr Messwert, unter Laborbedingungen etwas höher als in der Natur, ist mit einem Äquivalent von ca. 10 t je ha und Jahr für die Traubeneiche des schlechten Standorts mit Abstand am geringsten, während sich die drei

anderen Standorts-Baumartenkombinationen mit 20 bis 23 t CO₂ je ha und Jahr auf einem untereinander vergleichbar hohen Niveau befinden. Gemessen an der Bodendauerbeobachtung liegt auch die geringere Basalatmung der Traubeneiche des schlechten Standortes noch voll im Bereich unterschiedlicher Bestockungstypen sowohl des Tief- als auch des Berglandes. Die hohen Basalatumungen der anderen Baumarten-Standortskombinationen werden nur von Fichtenflächen des Berglandes und annähernd von der Douglasienfläche erreicht.

Ähnlich wie bei der Basalatmung liegen die Verhältnisse beim mikrobiellen Kohlenstoff (C_{mik}), der die Gesamtmasse des Kohlenstoffgehaltes im Boden lebender Mikroorganismen erfasst. Mit 0,5 t je ha erreicht C_{mik} bei der Traubeneiche des schlechten Standortes wiederum nur die Hälfte der drei anderen Baumarten-Standortskombinationen. Die signifikant niedrigeren Werte von C_{mik} und Basalatmung unter der heimischen Traubeneiche auf dem schlechten Standort können zusammen als Ausdruck einer deutlich geringeren biologischen Aktivität des Bodens gewertet werden. Im Vergleich zur Bodendauerbeobachtung liegt aber auch C_{mik} der Traubeneiche des schlechten Standortes immer noch im mittleren Bereich von Eichen- und Kiefernbestockungen des Tieflandes. Der doppelt so hohe C_{mik} beider Roteichenbestände und der Traubeneiche des guten Standortes entspricht den Mittelwerten der Buchenbestände sowie des Douglasienbestandes der Bodendauerbeobachtung. Nach einem unabhängigen Bewertungsrahmen für C_{mik} -Bodengehalte mit einer sechsstufigen Skala (Machulla et al. 2001) läge selbst der C_{mik} unter der Traubeneiche des schlechten Standortes noch im mäßigen Bereich, während der C_{mik} der drei anderen Kombinationen als „mittel“ zu bewerten ist. Gegenüber den C_{mik} der Gesamtheit der Bodendauerbeobachtungsflächen ist dies überdurchschnittlich. Zwei Drittel von ihnen liegen in den Stufen „gering“ bis „sehr gering“ (Mindrup u. Höper 2012).

Der metabolische Quotient (MQ) als Verhältnis des durch die Bodenrespiration in einer bestimmten Zeit freigesetzten CO₂ je t C_{mik} ist ein Indikator für die Effizienz der Destruentenfauna. Ein hoher MQ entspricht einem hohen Energiebedarf der Mikroorganismen für die Selbsterhaltung zulasten der Kohlenstofffestlegung in im Boden persistierenden Verbindungen (Ottow 2011) Innerhalb des beobachteten MQ-Bereichs zwischen 16 und 21 t CO₂ je t C_{mik} und Jahr deutet sich auf beiden Standorten eine Tendenz zu höheren und damit für die langfristige Kohlenstoffbindung ungünstigeren Verhältniszahlen unter der Roteiche an. Aufgrund einer recht großen Streuung und des kleinen Stichprobenumfangs ist diese Tendenz nicht statistisch gesichert. Auch auf den Bodendauerbeobachtungsflächen gibt es bei diesem Indikator Unterschiede zwischen den Baumarten. Der MQ der Traubeneiche des guten Standortes stimmt mit dem von Fichtenbeständen überein und der höhere MQ der Roteiche des schlechten Standortes ist mit dem ungünstigsten Mittelwert der Kiefernbestände vergleichbar, während die anderen Baumarten der Bodendauerbeobachtung einschließlich der Douglasie günstigere MQ zeigen.

Die Tendenz zu ungünstigeren MQ der Roteiche weist möglicherweise auf eine geringere Adaption der heimischen Zersetzerfauna an deren Streu hin, im Umkehrschluss zu der für das Heimatareal beschriebenen hohen Spezialisierung von Arthropoden (Hansen 1999), insbesondere endophager Hornmilbenarten (*Oribatida*), auf die Streu der Roteiche. Sogar eine bessere Streuzersetzung als die heimische Stieleiche zeigen in einem Laborexperiment mit dem Gesäumten Saftkugler (*Glomeris marginata*) als wichtigem Vertreter der in Deutschland heimischen streuzersetzenden Makrofauna die ebenfalls eingeführten, allerdings europaheimischen Spezies Flaumeiche, Steineiche und Ungarische Eiche (Gerlach et al. 2012). Die Zersetzung frischer Roteichenstreu vergleichen Straigyté et al. (2009) mit jener der Stieleiche, des Spitz- und Bergahorns sowie des Eschenblättrigen Ahorns auf gleichem Standort unter auch sonst gleichen Bedingungen. Sie finden deutliche Vorteile der Zersetzbarkeit der Streu der Ahornarten, aber letztlich keine gravierenden Nachteile der Roteiche gegenüber der Stieleiche. Zwar ist das C/N-Verhältnis der frischen Roteichenstreu mit 75 anfangs das höchste der untersuchten Baumarten (Stieleiche 37) und die produzierte Streumenge die größte, jedoch nähert sich das C/N-Verhältnis der Roteiche durch einen schnellen Kohlenstoffabbau nach 275 Tagen stark dem der Stieleiche an (31 zu 25).

Die Kohlenstoffverfügbarkeit als Verhältnis zwischen C_{mik} und C_{org} gilt als wichtiges Maß des längerfristigen Kohlenstoffabbaupotenzials und indirekt als Hinweis auf die Freisetzung pflanzenverfügbaren Stickstoffs (Ottow 2011). Innerhalb der Spannweite der Kohlenstoffverfügbarkeit der vier Baumarten-Standortskombinationen unseres Vergleichs zwischen 1,6 bis 0,4 % besteht eine klare Rangfolge. An der Spitze der Kohlenstoffverfügbarkeit steht die Traubeneiche auf dem guten Standort und ganz am Ende rangiert ebenfalls die Traubeneiche auf dem schlechten Standort, während sich die Werte der Roteiche des besseren und des schwächeren Standortes dazwischen einordnen.

In der weiten Spanne bodenbiologischer Verhältnisse der Dauerbeobachtungsflächen besitzt der mit Buche bestockte, carbonat-eutrophe Standort Göttinger Wald den besten Zustand und der mit Kiefern bestockte, nährstoffarme Geeststandort Augustendorf den ungünstigsten (Mindrup u. Höper 2012). Die Verhältnisse des Standortes Göttinger Wald, dessen Kohlenstoffverfügbarkeit bei 5 % liegt und auf dem ein Auflagehumus aufgrund sehr hoher Kohlenstoffumsätze praktisch fehlt, werden auch auf dem guten Standort unseres Vergleichsexperiments weder mit einer Rot- noch mit einer Traubeneichenbestockung auch nur annähernd erreicht. Die ungünstigste Kohlenstoffverfügbarkeit innerhalb der Bodendauerbeobachtung mit 0,4 % unter der Kiefer in Augustendorf entspricht genau jener der Traubeneiche des schlechten Standortes.

Bei wichtigen bodenbiologischen Merkmalen ist der Baumartentrend innerhalb des Rot- und Traubeneichenvergleichs demzufolge uneinheitlich. Für den Boden des schwachen Standortes zeigen sich in der biologischen Aktivität Vorteile bei einer Roteichenbestockung gegenüber der Traubeneiche. Auf

dem besseren Standort sind dagegen der Zustand der Humusaufgabe und die Kohlenstoffverfügbarkeit unter der Roteiche etwas im Nachteil. Unter den Ursachen für letzteres ist neben der Baumartenwirkung auch ein Beitrag von Unterschieden der Bestandesgeschichte und -behandlung nicht vollständig auszuschließen. Durch hohe Ausfälle der Traubeneichenpflanzung und den dadurch verzögerten Dichtschluss ist das Wärmeangebot am Waldboden dieses Bestandes höchstwahrscheinlich längere Zeit günstiger gewesen als in dem durch eine gelungene Saat begründeten und lange dicht gehaltenen Roteichenbestand. Außerdem konnte sich in dem lockeren Schluss der Traubeneiche die beigemischte Hainbuche stärker entwickeln und steuert hier bereits größere Mengen ihrer leicht zersetzbaren Streu (Wittich 1961) bei.

Für höhere Verallgemeinerbarkeit der wichtigen Untersuchungen zum Standorteinfluss von Roteichenbestockungen würde die Ausweitung auf einen größeren Standortgradienten auf den Flächenpool an der NW-FVA vorliegender, gut dokumentierter Vergleichspaare von Roteiche mit den heimischen Eichenarten bieten (s. Kap. 4.3.3). Insbesondere die speziellen Untersuchungen zu den Streuumsätzen und zum Kohlenstoffhaushalt sind jedoch vergleichsweise aufwändig und kostenintensiv. In jedem Fall sollten zwischen der Standardbeprobung zur allgemeinen Kennzeichnung bodenchemischer Parameter und der Probenahme spezieller Streuumsatzexperimenten anders als hier einheitliche Beprobungstiefen für beide Baumarten eingehalten werden. Ein höherer Flächen- und Stichprobenumfang lässt außerdem die grundsätzliche Trennung von Auflagehumus und oberem Mineralboden in den Auswertungen zu den Streuumsätzen als möglich und sinnvoll erscheinen.

Bestätigt werden deutliche Baumarteneffekte auf den Bodenzustand auch durch eine Studie im Ursprungsareal der Roteiche auf zwei Standorten in Connecticut (Finzi et al. 1998a, b), welche den Auflagehumus und den oberen Mineralboden im unmittelbaren Übershirmungsbereich von sechs dominierenden Baumarten der dortigen Mischbestände untersucht. Bei den Baumarten handelt es sich neben Roteiche um Zuckerahorn, Weißesche, Rotahorn und Amerikanische Buche sowie Kanadische Hemlocktanne. In der Lagerungsdichte des Oberbodens finden sich keine baumartenbedingten Unterschiede und unter den fünf Laubbaumarten auch keine signifikanten Unterschiede der Masse organischen Kohlenstoffs, während die mächtigere Auflage der Kanadischen Hemlocktanne signifikant mehr Kohlenstoff speichert. Die C/N-Verhältnisse der Streu und der obersten Bodenschicht weisen einen deutlichen Baumartengradienten auf, mit den günstigsten Verhältnissen unter den drei Edellaubbaumarten, voran dem Zuckerhorn, und ungünstigeren unter Amerikanischer Buche, Roteiche und Hemlocktanne. Die gleiche Rangfolge der Baumarten ergibt sich bei den pH-Werten und der Calcium- und Magnesiumverfügbarkeit in der Bodenlösung. Gleichzeitig sind die Raten der N-Mineralisation und Nitrifizierung als Prozesse der Stickstoffbereitstellung bei den drei letztgenannten Baumarten einschließlich der Roteiche signifikant geringer. Viel freies Aluminium und Eisen in der Bodenlösung werden für Rotahorn und Hemlocktanne, nicht aber für Roteiche registriert. Insgesamt folgern die Autoren, dass

insbesondere artspezifische Unterschiede der Streumenge und -qualität den Baumarteneinfluss auf die Bodeneigenschaften determinieren. Innerhalb der drei Baumarten des ungünstigeren Standorteinflusses nimmt die Roteiche eine Zwischenstellung zwischen Amerikanischer Buche und Kanadischer Hemlocktanne ein. Als Ursache des unterschiedlichen Streuabbaus deckt eine weiterführende Analyse (Talbot et al. 2008) baumartenspezifische Tannine in der Laub- bzw. Nadelstreu auf, mit einem besonders zersetzungsförderlichen Einfluss derer des Zuckerahorns und einem hemmenden jener der Roteiche und der Hemlocktanne. Die Studie verdeutlicht neben artspezifischen Unterschieden der Streueigenschaften, die nordamerikanische Baumarten in ihrem Heimatareal ebenso aufweisen wie unsere heimischen Baumarten, dass innerhalb von Mischbeständen die beteiligten Baumarten die Bodeneigenschaften ihres unmittelbaren Umfeldes prägen und dadurch ein Milieu schaffen, das mutmaßlich auch die eigene Reproduktion begünstigt. Diese Erkenntnis verspricht die Möglichkeit, den Bodenzustand auf Bestandesebene durch Mischungsanteile von Baumarten mit günstigen Streueigenschaften positiv zu beeinflussen.

Auf Europa bezogen widmen sich zwei aktuelle Untersuchungen den Auswirkungen der eingeführten Roteiche auf die physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften der Böden sowie die Zusammensetzung und Abundanz der Bodenfauna und -vegetation im Vergleich zu heimischen Baumarten. Die erste Studie in der oberitalienischen Po-Ebene (Gentile et al. 2019) vergleicht Bestände der eingeführten Roteiche, Robinie und Spätblühenden Traubenkirsche mit Beständen aus heimischer Stieleiche unter Beimischung von Hainbuche. Die sehr strikte negative ökologische Bewertung der Roteiche im Gesamtfazit dieser Studie scheint bei differenzierter Betrachtung nicht vollständig durch die Einzelbefunde gedeckt. Demzufolge besitzt die Roteiche gegenüber der Stieleiche zwar eine ungünstigere Humusform und ein etwas höheres C/N-Verhältnis der Auflage. Dagegen werden im oberen Mineralboden weder Unterschiede im C/N-Verhältnis, in der Kationenaustauschkapazität, der Basensättigung und dem pH-Wert noch im Calcium-, Kalium- und Magnesiumgehalt der Bodenlösung gefunden. Unterschiede existieren in der Artzusammensetzung der Destruentenfauna durch das Fehlen bestimmter Klassen der Tausendfüßer, nicht aber in deren Individuendichte, weiterhin im Deckungsgrad der Bodenvegetation, nicht aber im grundsätzlichen Vorkommen typischer perennierender Waldarten in der Krautschicht. Angaben zum Kronenschluss der Bestände, der das Wärme- und Lichtangebot am Boden und damit den Streuumsatz und die Ausprägung der Bodenvegetation entscheidend mit beeinflusst, werden nicht gemacht. Die andere Untersuchung (Stanek et al. 2020) unternimmt in einer Region in Südpolen einen ähnlichen Vergleich der Roteiche mit Bestockungen aus heimischen Baumarten anhand von 19 Bestandespaaren. Beide Bestände eines jeden Vergleichspaares befinden sich in unmittelbarer räumlicher Nähe und weisen das gleiche geologische Ausgangsmaterial auf. Auch die Autoren dieser Studie kommen zu einer deutlich negativeren Gesamtbewertung des Standorteinflusses der Roteiche als der Paarvergleich auf den beiden Standorten der Ostheide. Gegenüber den wichtigsten

Vergleichsbaumarten finden sie für frisch gefallene Roteichenstreu Nachteile in den Kalium- und Stickstoffgehalten und im C/N-Verhältnis, woraus ein negativer Einfluss auf die Lagerungsdichte und die Wasserspeicherkapazität des Bodens, die Menge austauschbarer Alkalien sowie die Vorräte an organischem Kohlenstoff sowie Magnesium, Stickstoff und Phosphor in der Auflage wie auch im oberen Mineralboden resultiert. In der Krautschicht wird ein geringerer Deckungsgrad an Gefäßpflanzen, v. a. Geophyten festgestellt, jedoch wie in der italienischen Studie keine grundsätzliche Verschiebung des Artenspektrums. Für eine bessere Einordnung der Befunde fehlen auch hier Angaben zu den Bestandesdichten bzw. Lichtverhältnissen an den Untersuchungsplots. Außerdem werden stets Reinbestände der Roteiche mit nicht immer gleichalten Beständen unterschiedlicher heimischer Hauptbaumarten, hauptsächlich Stieleiche, aber auch Rotbuche, Traubeneiche und Sandbirke verglichen. In sieben der 19 Vergleichsbestände der heimischen Arten sind zudem Mischbaumarten mit bekanntermaßen sehr guten Streueigenschaften wie Hainbuche, Bergahorn, Winterlinde, Roterle und Gemeine Esche (*Fraxinus excelsior* L.) vertreten (Wittich 1961).

Auf die Komplexität der Interaktionen zwischen Merkmalen des Standortes, der Artenzusammensetzung und der Produktivität von Wäldern weist eine regionale ökosystemare Fallstudie (Knoepp et al. 2000) in sechs Mischbeständen mit Roteichenanteilen in verschiedenen natürlichen Waldgesellschaften North Carolinas hin. Demnach bestimmen topografische und physikalische Standortfaktoren wie geologisches Ausgangsmaterial, geografische Lage, Exposition sowie die Höhenlage mit ihrem Temperatur- und Feuchteregime die Baum- und Strauchartenzusammensetzung, den Boden- und Humuszustand, die Bodenfauna und letztlich die Produktivität von Waldökosystemen und auftretende Rückwirkungen auf den Standort. Im komplexen Wirkgefüge dieser Faktoren und in der Ausprägung etlicher Indikatoren treten bereits innerhalb dieser räumlich begrenzten Fallstudie große Unterschiede auf, weshalb eine isolierte Bewertung nur weniger, vermeintlich aussagekräftiger chemischer, physikalischer und biologischer Parameter von den Autoren für problematisch gehalten wird. Als in jedem Fall bedeutende Indikatoren der Interaktion zwischen Standort und Bestockung werden die Produktivität und die Kohlenstoffspeicherung von Waldökosystemen hervorgehoben. Diesem Vorschlag folgt die überschlägige Gegenüberstellung der Gesamtspeicherung an Kohlenstoff unserer Roteichen-Traubeneichen-Vergleichspaare, die neben dem Boden auch die oberirdische Holzproduktion einbezieht. Für beide Standorte ergibt sich eine um 15 % höhere Kohlenstoffspeicherung der Roteiche gegenüber der Traubeneiche. Auf dem besseren Standort beruht die höhere C-Speicherung der Roteiche hauptsächlich auf einer etwas stärkeren Humusaufgabe, dagegen auf dem schwachen Standort auf einem deutlichen Vorteil in der Bestandesproduktivität, was anderen Beobachtungen entspricht (Gentili et al. 2019). Hervorzuheben ist, dass auf dem schwachen Standort die mächtige Auflage bei beiden Baumarten einen relativ hohen Anteil der Gesamtspeicherleistung ausmacht. Dieses Kohlenstoffdepot ist

z. B. im Falle einer kalamitätsbedingten Freilage deutlich vulnerabler gegenüber raschen Mineralisierungsverlusten als im Mineralboden gebundener Kohlenstoff (Nagel et al. 2014). Insgesamt bleibt der mit der vorliegenden Arbeit vorgenommene Vergleich, trotz eines wahrscheinlich validen Ergebnisses hinsichtlich der Rangfolge der C-Speicherung der Baumarten-Standortskombinationen, stark vereinfachend und insofern unvollständig, indem er wichtige kohlenstoffspeichernde Kompartimente wie Grobwurzeln und Reisig nicht berücksichtigt. Zudem bildet er durch den Bezug auf nur einen Zeitpunkt eine Dynamik der Kohlenstoffspeicherung nicht ab, wie sie durch sich verändernde Umweltbedingungen verursacht wird. Einblicke in die daraus resultierende Komplexität der Prozesse um die Kohlenstoffspeicherung von Wäldern vermittelt eine umfassende Studie im Harvard Forest (Massachusetts, USA), der das intensive, langjährige Monitoring einer Vielzahl von Boden-, Klima- und Umwelt- sowie Bestandesparametern zugrunde liegt (Finzi et al. 2020). Die untersuchten 80- bis 120-jährigen Mischbestände aus Wiederbewaldung nach früheren Orkanschäden bzw. aufgegebener landwirtschaftlicher Nutzung binden mit ihrer Nettoprimärproduktion ca. 6,8 bis 7,5 t Kohlenstoff je ha und Jahr. Die oberirdische Nettoproduktivität in einer Spanne von 3 bis 4,5 t C je ha und Jahr unterliegt einer räumlichen und zeitlichen Variabilität. Der untere Wert dieses Rahmens ist etwas höher als die C-Bindung durch den derzeitigen Derbholzzuwachs von Rot- bzw. Traubeneiche des besseren Standortes in Ostniedersachsen, der deutlich höhere obere Rahmenwert wird in der Studie von Dominanzbereichen der sehr produktiven Hemlocktanne erreicht. Die Anteilflächen der Hemlocktanne sind allerdings zuletzt durch kalamitätsbedingtes Absterben zu einer CO₂-Quelle geworden. Dieser partielle Bestockungsausfall und eine infolge veränderter Klima- und Umweltbedingungen steigende Bodenrespiration werden derzeit noch durch deutliche Zuwachsgewinne aufgrund positiver Effekte der bisherigen Temperaturzunahme, etwas erhöhter Niederschläge, verlängerter Vegetationszeiten und der CO₂-Düngung überkompensiert. Der Zuwachs der Roteiche profitiert von den genannten Umweltveränderungen bislang am stärksten. In einer Zukunftsprojektion wird von dem untersuchten Wald auch mittelfristig noch eine Wirkung als Kohlenstoffsенке erwartet, wobei weitere kalamitätsbedingte Bestockungsverluste diese Funktion gefährden können. Eine gesicherte Prognose nur bezogen auf die weitere Entwicklung der Vorräte an Bodenkohlenstoff sei, trotz des Vorliegens der intensiven Messzeitreihen, aufgrund der Komplexität der Prozesse nicht möglich.

Die Wirkung einer Baumart auf den Bodenzustand wird nicht allein durch die Streuzersetzung bestimmt (Wittich 1943), vielmehr sind neben weiteren multiplen Einflüssen auf das Boden- und Bestandesklima und die Bodenvegetation auch die Wurzel Ausbildung und Tiefenerschließung zu berücksichtigen. Die Durchwurzelung ist weder Gegenstand des vorliegenden noch der bisher zitierten Vergleiche des Baumarteneinflusses auf den Bodenzustand. Ältere wurzelmorphologische (Lemke 1956, Köstler et al. 1968, S. 152ff) und wurzelphysiologische (Lyr u. Hoffmann 1967) Untersuchungen bescheinigen

der Roteiche übereinstimmend eine den heimischen Eichen ähnliche Wurzelentwicklung mit anfänglicher Ausbildung einer ausgeprägten Pfahlwurzel, die bis zu einem mittleren Alter in ein Herzwurzelsystem umgebildet wird und die meisten Böden intensiv aufschließt. Auf Sandböden soll eine außerordentlich große Anzahl von Diagonal- und Vertikalwurzeln zu einer großen Wurzelintensität beitragen. Eine detaillierte Fallstudie von Lyford (1980) zur Wurzelmorphologie auf sandigen Böden aus basenarmem Silikatgestein im Harvard-Universitätsforst (USA) ergibt für 40- bis 70-jährige Exemplare der Roteiche ein deutlich intensiveres Wurzelsystem als bei Rotahorn, weit streichend und mit enormer Mykorrhizierung. Lemke (1956) stellt außerdem eine Abhängigkeit der Durchwurzelungstiefe und Wurzelentwicklung einzelner Roteichen von der soziologischen Stellung im Bestand fest, weshalb eine Hochdurchforstung von Roteichenbeständen der guten Durchwurzelung aller Bodenschichten entgegenkommt. In Zweischichtböden werden in 3,6 m Tiefe liegende Lehmschichten im Alter von 65 Jahren von den Wurzeln erreicht, gleyartige Böden mit nicht zu hoch anstehendem Grundwasser werden gut erschlossen und Pflugsohlen von Ackeraufforstungen durchwurzelt (Göhre u. Wagenknecht 1955, S. 105ff). Gewisse Nachteile in der Tiefendurchwurzelung gegenüber der Stieleiche sollen auf ausgeprägt staunassen Standorte bestehen (Ninemeets u. Valladeres 2006). Eine Standortverbesserung durch die Beimischung von Roteiche gegenüber reinen Kiefernbeständen hebt Wiedemann (1951) hervor, und Lincke (1946) schätzt den Standorteinfluss der Roteiche auf ärmeren, ehemals verheideten oder streugennutzten Standorten sogar günstiger ein als den der Rotbuche. Diese positiven Einschätzungen werden gestützt durch den in der vorliegenden Arbeit gemessenen, relativ günstigen Bodenzustand des Waldumbauversuchs Hüneberg 20 Jahre nach Roteichenvoranbau und Kalkung sowie die langfristige Wachstumsverbesserung des zugehörigen Kieferbestandes auf dem früher streugennutzten, sehr nährstoffarmen Tieflandstandort. Für hinsichtlich der Nutzungsgeschichte und der Boden- und Bestandesverhältnisse ähnliche Ausgangssituationen ist die meliorative Wirkung einer Roteichenbestockung im Zusammenwirken mit initialen Maßnahmen zur Behebung von Standortnachteilen als Folge früherer Übernutzung mehrfach wissenschaftlich belegt (Heinsdorf u. Krauß 1974a, b, Trillmich u. Uebel 1982, Heinsdorf et al. 2011, S. 102ff).

7.4.4 Ausbreitung der Roteiche in Beständen heimischer Baumarten

Die Roteiche ist in Deutschland weit verbreitet, wie u. a. ihr Nachweis auf über 50 % der Messtischblätter zeigt (Kowarik 2002, Schmiedel et al. 2013), dagegen beträgt ihr Anteil an der gesamten Holzbodenfläche im Jahr 2012 nur knapp 0,5 % (Bindewald et al. 2021), wobei es sich bei dem weit überwiegenden Anteil um künstlich begründete Bestände handelt. Spontane Naturverjüngung wird teilweise registriert und ist Gegenstand weitergehender Untersuchungen zu den Mechanismen der Samenverbreitung, der Verjüngungsetablierung sowie ihrer Schattentoleranz und Konkurrenzstärke (s. Kap. 6.2 sowie u. a. Dreßel u. Jäger 2002, Vor 2005, Major et al. 2013, Kuehne et al. 2014).

Die horizontale Ausbreitung von Roteichennaturverjüngung, ausgehend von einem isoliert liegenden Roteichenbestand, in benachbarte Bestände heimischer Laubbaumarten untersucht Klarhölter (2015) im Rahmen einer Fallstudie, die in konzeptioneller Abstimmung mit der vorliegenden Arbeit durchgeführt worden ist. Der gezäunte Anteil des Untersuchungsbestandes entspricht weitgehend der Versuchsfläche Wolfenbüttel 2461, einem Ertragsversuch, der bereits im Zusammenhang mit den Naturverjüngungsuntersuchungen dieser Arbeit näher beschrieben worden ist (s. Kap. 6.2.2). Für die Fallstudie ist, ausgehend vom Zentrum der gezäunten Fläche auf fünf bis zu 300 m langen Transekten in die angrenzenden Stieleichen-Hainbuchen-Altbestände hinein, in Plot-Abständen von 15 m die Dichte der Naturverjüngung von Roteiche und anderen Baumarten vollständig aufgenommen worden (Abb. 93, oben links). Roteichennaturverjüngung wird dabei ausschließlich innerhalb und im unmittelbaren Umfeld des Roteichenaltbestandes gefunden. In den umliegenden Stieleichenbeständen gibt es überwiegend geringe bis ausnahmsweise mittlere Dichten von Stieleichen- und Hainbuchenverjüngung mit geringen Anteilen von Esche, Spitzahorn und Weichlaubäbäumen, jedoch so gut wie keine Roteichensämlinge mehr (Abb. 93, oben rechts).

Die beobachtete starke Abnahme der Sämlingsdichte mit zunehmender Distanz zum Stammfuß des nächstgelegenen potenziellen Roteichensamenbaumes wird durch eine negativ exponentielle Grundfunktion zutreffend beschrieben. Der maximale Abstand zu einem Roteichenaltbaum, in dem noch Roteichensämlinge vorkommen, beträgt demnach nur wenig über 20 m, ähnlich der von Major et al. (2013) berichteten Distanz von 15 m. Als weitere signifikante Einflussgrößen werden in dem funktionalen Zusammenhang die Verbisseexposition des Plots durch seine Lage innerhalb oder außerhalb des Zaunes, die Beleuchtungsstärke und die Bodenvegetation berücksichtigt. Das Modell kann die an den Plots beobachteten Dichten der Roteichenverjüngung mit hoher statistischer Sicherheit reproduzieren (Abb. 93, unten).

Neben der Distanz zum Samenbaum übt der Faktor Zaun (ja/nein) einen bedeutenden Einfluss auf die Sämlingsdichte eines Plots aus, da Wildverbiss zu sehr viel geringeren Sämlingsdichten führt. Eine gesonderte Aufnahme zur Quantifizierung des Wildeinflusses findet außerhalb des Zauns an vorhandenen Roteichensämlingen einen Anteil von 65 % verbissener Pflanzen, während von den Stieleichensämlingen nur knapp 20 % verbissen sind. Dies stimmt mit amerikanischen Untersuchungen überein, die eine äußerst hohe Verbisspräferenz der Roteiche betonen (Collins u. Carson 2003, Rooney u. Waller 2003, Wakeland u. Swihart 2009). Einen vergleichsweise geringen Einfluss auf die Roteichendichte haben dagegen die Bodenvegetation und die Beleuchtungsstärke, wobei 70 der 100 Aufnahmeplots in dunklen Bedingungen der DIFFSF-Stufe < 10 % liegen. Damit bestätigt die Fallstudie die Ergebnisse anderer Untersuchungen, nach denen die Roteiche in Deutschland bisher nicht als besonders invasiv hervorgetreten ist (Vor 2005), was einerseits auf den dort wie hier aufgetretenen starken, selektiven Wildverbiss der Baumart zurückgeführt wird. Zudem weisen die geringen Entfernungen vorkommender

Verjüngung zum Samenbaum in Übereinstimmung mit Arbeiten anderer Autoren auf die geringere Effektivität von Fernvektoren in Mitteleuropa hin. Kleinsäuger verbreiten die Eicheln nicht über 150 m (Vor 2005, Major et al. 2013), sondern verstecken sie eher in unmittelbarer Nähe des Fundortes oder fressen sie sofort (Sork 1984, Gribko et al. 2002). Die geringen überwundenen Distanzen tragen eher zur Stabilisierung bestehender Roteichenpopulationen bei als zu einer Artverbreitung (Bieberich et al. 2016).

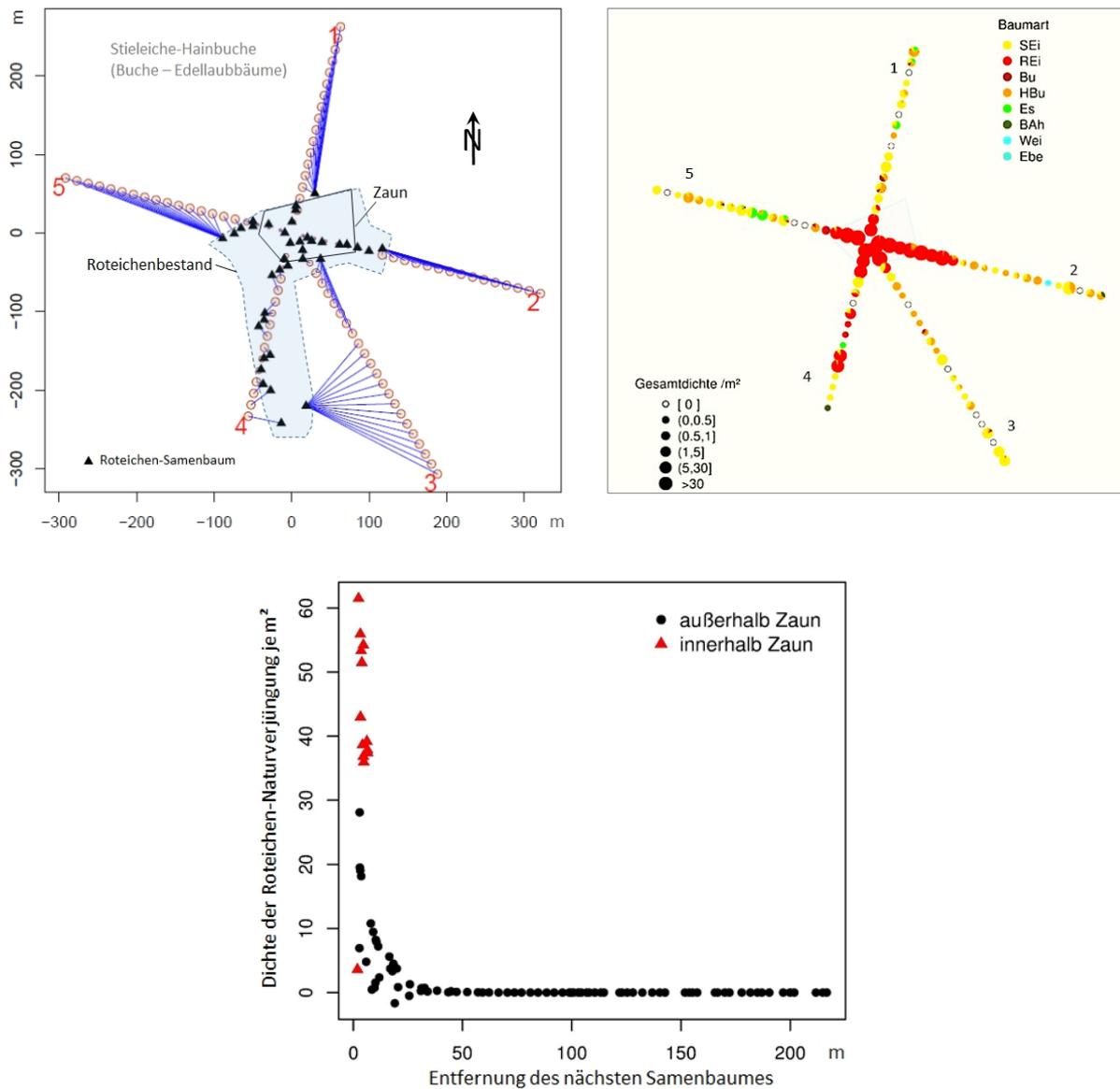


Abbildung 93: Horizontale Verbreitung von Roteichennaturverjüngung: Versuchsdesign (oben links), Artzusammensetzung und Dichte der Naturverjüngung auf den Transekten (oben rechts) und (unten) modellierte Dichten der Roteichennaturverjüngung an den Aufnahmeplots unter Berücksichtigung der Distanz zum Samenbaum, des Zauschutzes, der Beleuchtungsstärke und der Bodenvegetation (aus Klarhölter 2015, verändert)

Effektive Vektoren für größere Entfernungen sind in Amerika Hähler-Arten, hauptsächlich der Blauhäher (*Cyanocitta cristata*), die bereits in der nacheiszeitlichen Rückwanderung eine große Rolle gespielt haben sollen (Aizen u. Patterson 1990) und für die Transportentfernungen bis zu 4 km mitgeteilt werden (Johnson et al 2002). In Europa ist der Beitrag des Europäischen Eichelhäher (*Garrulus glandarius*)

zur Verbreitung der Roteiche weitaus geringer (Major et al. 2013), v. a. aufgrund fehlender koevolutionärer Adaption an die Roteicheln und einer deshalb sehr hohen Präferenz für die Eicheln der heimischen Eichenarten (Myczko et al. 2014, Bieberich et al. 2016).

Einzelberichte der trotzdem erfolgreichen spontanen Ausbreitung in Deutschland stammen hauptsächlich von ärmeren, trockeneren Standorten mit sehr geringer Verbisseexposition (Dreßel u. Jäger 2002, Vor 2005). Dadurch bisher punktuell aufgetretene und für die Zukunft vermutete Konflikte mit Biotopschutzziele führen nach naturschutzfachlichen Einschätzungen zur Einstufung der Roteiche in Deutschland als potenziell invasive bzw. invasive Art (Dreßel u. Jäger 2002, Kowarik 2002, Starfinger u. Kowarik 2003, Nehring et al. 2013). Da bei der Roteiche im Gegensatz zu einer Baumart wie der Spätblühenden Traubekirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) die Fähigkeit zur massenhaften natürlichen Fernausbreitung eingeschränkt ist und sie zudem nicht über Mechanismen der vegetativen Vermehrung durch Wurzelbrut verfügt, bleibt eine mechanische Entfernung in solchen Konfliktbereichen relativ leicht möglich. Starfinger und Kowarik (2003) empfehlen in Deutschland die Bekämpfung der Roteiche aus Naturschutzgründen überhaupt nur für Waldgrenzstandorte sowie Felsen und deren Umfeld. Für Felsbiotope in der Sächsischen Schweiz wird der Beseitigungsaufwand als überschaubar eingeschätzt (Dreßel u. Jäger 2002).

Berichte über die Invasivität der Roteiche aus anderen europäischen Ländern wie Belgien (Vansteenkiste et al. 2005, Branquart et al. 2007) und den Niederlanden (Oosterbaan u. Olsthoorn 2005) beschreiben im Gegensatz zur bisherigen Situation in Deutschland eine Zunahme der Naturverjüngung von Roteiche vor allem unter dem lichten Schirm von Kiefernbeständen auf armen Sandstandorten. Allerdings liegen die Anteile von fruktifizierender Roteichenbestände an der Gesamtbestockung dort viel höher (z. B. in Flandern ca. 5 %). Das Einwandern der Roteiche, die auch in ihrem amerikanischen Heimatareal als Baumart mittlerer Sukzessionsstadien gilt (Thompson et al. 2013), in die frühsukzessionalen Waldentwicklungsstadien lichter Kieferbestände ist bei Vorhandensein eines hohen Samenpotenzials nicht außergewöhnlich und ihre den heimischen Eichenarten überlegene Konkurrenzstärke unter diesen Bedingungen weitgehend unstrittig (Vor u. Lüpke 2004, Kuehne et al. 2014). Auch die Ergebnisse des Voranbau-Versuchs Wiese der vorliegenden Arbeit bestätigen diesen Befund, in diesem Fall für gleichalte Pflanzungen der Baumarten. Hier zeigt sich jedoch auch, dass die Roteiche unter den Bedingungen des lichten Schirms und in Lücken eines Kiefernbestandes innig mit der Naturverjüngung heimischer Pionierbaumarten Sandbirke und Kiefer gemischt ist und von diesen im Höhenwachstum übertroffen wird. Insgesamt wird auch in Flandern die Verjüngung der heimischen Eichenarten unter Kiefer immer noch erfolgreicher eingeschätzt als die der Roteiche. Die konkurrenzstärkste Baumart, die sich im weiteren Verlauf der Sukzession zumindest unter heutigen Klimabedingungen letztendlich durchsetzen würde, wäre ohnehin die Rotbuche (Jahn 1979, 1983, Heinken 1993). Sie ist auf lange Sicht auch der Roteiche in Schattentoleranz und Konkurrenzstärke überlegen. Auch in Ländern des

östlichen Zentraleuropas wie Tschechien wird die Roteiche als invasive Art eingestuft (Möllerová 2005, Pyšek 2012). In eine ähnliche Richtung gehen etliche, z. T. auch auf umfangreicheren Untersuchungen beruhende Berichte zum Einfluss der Roteiche auf natürliche und „halbnatürliche“ Waldgesellschaften in Polen (Adamowski 2002, Chmura 2004, 2013, Woziwoda et al. 2014) und Litauen (Riepšas u. Straigytė 2008, Marozas et al. 2009, Straigytė et al. 2012). Von ihnen als negativ hervorgehoben wird vor allem der Verdrängungseffekt einwandernder oder künstlich begründeter Roteiche unter dem lichten Schirm von Kiefern- oder Kiefern-Stieleichenwäldern auf die für diese Waldgesellschaften typische, lichtbedürftige Bodenvegetation. Die gleiche Verdrängungswirkung durch Beschattung beschreiben Marozas et al. (2014) allerdings auch für die in Litauen zunehmend natürlicherweise (Czajkowski et al. 2008) und durch waldbauliche Einbringung einwandernde Rotbuche. Da in Deutschland, wie erwähnt, ohnehin die Rotbuche auf den allermeisten und selbst den nährstoffärmeren Standorten des Tieflandes unbestritten die Schlusswaldbaumart darstellt (Jahn 1979, 1983, Heinken 1993), sind die Folgerungen mit geografischem Bezug auf den Osten Polens und Litauens nur bedingt auf hiesige Verhältnisse übertragbar.

Dem Vergleich und der Konsistenzprüfung sechs verschiedener europäischer Risikoklassifizierungssysteme zur Invasivität eingeführter, nichtheimischer Baumarten widmen sich Bindewald et al. (2019) anhand von vier „Modellbaumarten“ mit guter Informationsverfügbarkeit, darunter der Roteiche. Sie finden Inkonsistenzen der Bewertungssysteme und eine fehlende Standortsdifferenzierung, was neben lückenhaften Verbreitungsdaten an teilweisen Unklarheiten der Methodik liegt. Insbesondere subjektive Bewertungseinflüsse erschweren eine objektive Reproduzierbarkeit der Einstufung. Die pauschale Einordnung einer Baumart in eine bestimmte Risikoklasse wird als ungeeignet befunden, konkrete waldbauliche Entscheidungen zu unterstützen. Verbesserungsvorschläge zielen auf ein differenziertes, länderübergreifend anwendbares Kriterien-Set zur Invasivität, das Biodiversitätsrisiken, Verjüngungspotenziale und v. a. die Verbreitung und Etablierung standortspezifisch quantifiziert sowie forstwirtschaftliche Belange und Chancen mit berücksichtigt. Eine daran anknüpfende Analyse (Bindewald et al. 2021) zeigt die Eignung von BWI-Daten für das Monitoring der Ausbreitung der eingeführten, nicht heimischen Arten Douglasie und Roteiche in Deutschland und bezogen auf Südwestdeutschland bei Hinzuziehung einer Habitat-Modellierung die resultierende potenzielle Gefährdung geschützter Waldhabitate. In der BWI 3 ist der Flächenanteil der Roteiche in Deutschland demnach gegenüber der BWI 2 um knapp 20 % gestiegen. Der Anteil der BWI-Plots mit Roteichennaturverjüngung hat sich seit 2002 verdoppelt, bleibt aber immer noch deutlich unter 0,1 %. In 84 % der Plots mit Roteiche im Oberstand wird keine Naturverjüngung der Baumart gefunden, über die Hälfte ihrer Verjüngung befindet sich unter dem Schirm anderer Baumarten. Geringere Überschirmung fördert die Dichte und Höhe der Verjüngung, die sich überwiegend in der geringsten Höhenklasse bis 50 cm befindet, während in größeren Höhenklassen eine Stagnation bzw. Abnahme registriert wird. In Baden-Württemberg

wird Roteichenverjüngung auf 0,3 % der Fläche geschützter Waldhabitats verzeichnet, davon die größte Fläche in Eichen-Hainbuchenwäldern (FFH-LRT 9160) und der relativ größte Anteil in Traubeneichen-Buchenwäldern mäßig frischer, bodensaurer Standorte (FFH-LRT 9190). Gefährdet von Unterwanderung sind lichte Wälder mit Beteiligung der eingeführten Arten am Schirm und ansonsten weniger konkurrenzstarken Arten. Als geeignete Gegenmaßnahmen werden Pufferzonen des Anbaus (Starfinger u. Kowarik 2003) und die Entfernung unerwünschter Verjüngung empfohlen.

7.5 Synthese und Praxistransfer: Ein waldbauliches Konzept zur Begründung, Pflege und Nutzung von Roteichenbeständen

7.5.1 Ziele und angestrebter Waldaufbau

Das Leitbild eines Laubwaldentwicklungstyps, der die eingeführte Roteiche langfristig integriert, ist eine zwei-, langfristig mehrschichtige bzw. strukturreiche Mischung aus produktionsbestimmender Roteiche mit Rotbuche, ggf. anderen Schattbaumarten wie Winterlinde oder Hainbuche als Mischbaumarten im Herrschenden sowie im Zwischen- und Unterstand. Ein Roteichenunterstand und Anteile weiterer Begleitbaumarten tragen zusätzlich zur Erhöhung der Struktur- und Artenvielfalt bei (NMLELV 2004, Böckmann et al. 2019). Damit ist auch im Sinne der besseren ökologischen Integration die Begründung und Entwicklung von Mischbeständen vorgegeben, nachdem früher überwiegend Roteichen-Reinbestände etabliert worden waren. Ergebnisse der vorliegenden Arbeit belegen, dass die Begründung gleichalter Mischbestände aus Roteiche und Buche hinsichtlich der Wuchsdynamik beider Baumarten wenig problematisch sein sollte, im Gegensatz zu Stiel- und Traubeneiche, wo Rotbuche oft zur massiven Konkurrenz wird (Fricke 1982, Spellmann 2001). Die alternativen oder ergänzenden Mischbaumarten Hainbuche und Winterlinde kommen besonders im Hinblick auf die Klimaänderungen verstärkt in Frage, da von ihnen eine gegenüber der Rotbuche höhere Trockenheitstoleranz erwartet wird, genau wie von der Roteiche selbst (MULE Sachsen-Anhalt u. NW-FVA 2020).

Das durch die vorliegenden Untersuchungen bestätigte schnelle Wachstum und die gute Zuwachsreaktion vitaler Roteichen auf eine gezielte Förderung lassen ein Starkholzziel in kürzerer Produktionszeit realistisch erscheinen und das auf Standorten, die in ihrer Nährstoffversorgung unterhalb der Ansprüche der heimischen Eichen und Edellaubbäume für ein optimales Wachstum liegen (Seidel u. Kenk 2003). Das Produktionsziel für Roteichenbestände sieht für Stammholz normaler Qualität Brusthöhendurchmesser von 60 cm und für wertholzhaltige Stämme 70 cm in 80 bis 140 Jahren vor (NMLELV 2004, Böckmann et al. 2019). Das vorgeschlagene Behandlungskonzept zielt konsequent auf dieses anspruchsvolle Produktionsziel ab und ist gleichzeitig auf einen strukturreichen, langfristig ungleichaltrigen Waldaufbau und die natürliche Verjüngung der beteiligten Baumarten gerichtet. Die Mischung mit heimischen Schattbaumarten gewährleistet in der Verjüngungsphase die Möglichkeit einer differenzierten Lichtgabe zur Steuerung der Baumartenzusammensetzung in der Naturverjüngung.

Der Kern des vorgeschlagenen Behandlungskonzeptes während der Hauptpflegephase ist die gestaffelte Durchforstung mit anfangs starken Hochdurchforstungen zugunsten bei Durchforstungsbeginn ausgewählter, im Hinblick auf die weitere Förderungswürdigkeit vor jedem Eingriff kritisch zu überprüfender Z-Bäume. Dadurch wird die Grundflächenhaltung der bisherigen Ertragstafel von Bauer (1955) in der ersten Pflegephase unterschritten. Später erfolgt der Übergang zu mäßigen Durchforstungen, verbunden mit einem Grundflächen- und Vorratsanstieg, der hauptsächlich an den vorher herausgearbeiteten, qualitativ hochwertigen Z-Bäumen als Hauptzuwachsträger angelegt wird. Das Potenzial dieses Vorratsanstieges wird durch die neue Roteichen-Ertragstafel noch unterschätzt, da deren Datengrundlage nur wenige durchgehend vorbildlich gepflegte Altbestände enthält. Beispielhaft deutlich wird es anhand einzelner konsequent gepflegter Versuchsbestände.

Roteichenmischbestände können aus verschiedenen waldbaulichen Ausgangssituationen entwickelt werden. Neben der Begründung auf der Freifläche im Zuge von Erstaufforstungen oder der Wiederbewaldung von Kahlfleichen durch Pflanzung oder Saat bietet sich ein Voranbau unter dem Schirm lichtdurchlässiger Baumarten, vorrangig der Kiefer oder der Lärche, an. Eine weitere geeignete Ausgangslage ist die natürliche Verjüngung von Roteichenrein- oder Mischbeständen im Zuge von Zielstärkenutzungen. Mischungsanteile von Roteiche können außerdem in Beständen anderer führender Baumarten, z. B. in Buchenbeständen, durch eine Vorverjüngung, vornehmlich Pflanzung, von Roteichenanteilen auf ausreichend großen und lichten Femeln etabliert werden.

Ein Produktionsziel des Waldentwicklungstyps Roteiche-Buche für Buchenstammholz mit einer Zielstärke von ≥ 50 cm in Produktionszeiten von 80 bis 120 Jahren bezieht sich auf flächige Anteile, die nach den für Buchenbestände geltenden Empfehlungen behandelt werden. Gleiches gilt für Mischungsanteile anderer Schattbaumarten wie Winterlinde oder Hainbuche.

Umgekehrt ist das nachfolgende Behandlungskonzept auf flächige Roteichenanteile in Mischbeständen mit anderen führenden Baumarten weitgehend übertragbar. Für die zielgerichtete Verfolgung der Produktionsziele sollte die Roteiche mindestens in Einheiten von Horstgröße im Hauptbestand vertreten sein. Die räumliche Entzerrung der Mischungen verringert Randeffekte, ermöglicht eine effektive Astreinigung und gerade Wuchsformen. Einzelstammweiser Mitbau oder geringe Naturverjüngungsanteile von im Höhenwachstum zunächst deutlich zurückbleibenden dienenden Schattbaumarten innerhalb der Roteichenpartien sind davon unbenommen.

Die Pflegephasen des nachfolgend vorgestellten Konzeptes folgen zeitlich der Bestandesentwicklung und orientieren sich besonders anfangs am Erreichen praktisch leicht einzuschätzender Oberhöhen. Innerhalb der Pflegephasen wird gegliedert nach dem angestrebten Pflegeziel und geeigneten Maßnahmen zu dessen Erreichung. Die Angaben zu den Pflegezielen und Maßnahmen gründen sich vorrangig auf Ergebnisse und Beobachtungen dieser Arbeit, die bereits an anderer Stelle dargestellt und

in Befunde anderer Autoren eingeordnet worden sind. Erneute Quellenangaben werden in der folgenden Darstellung des Behandlungskonzeptes auch aus Gründen der Lesbarkeit auf den Beleg vorher weniger betonter Einzelaspekte beschränkt.

7.5.2 Bestandesbegründung

Pflegeziel

Das Ziel der Bestandesbegründung sind dichte Verjüngungen mit hoher Pflanzenzahl. Zusammen mit dem schnellen Jugendwachstum gewährleisten sie einen raschen Dickungsschluss als Voraussetzung für eine gute Qualitätsentwicklung. Ausreichende Mischungsanteile heimischer Schattbaumarten sind möglichst von Beginn an vorhanden, einzelstammweise dienend innerhalb der Roteichenpartien sowie in gruppen- bis horstweiser Mischung im künftigen Hauptbestand.

Maßnahmen

Für die Begründung von Roteichenbeständen auf der Freifläche sollten ausgeprägte Spätfrostlagen grundsätzlich vermieden werden. Obwohl Totalverluste der Kultur auch dort vergleichsweise selten bleiben, können wiederholtes Rückfrieren und höhere Ausfälle zu einer schlechteren Qualitätsentwicklung mit häufiger Zwieselbildung (Danusevicius et al. 2002) und verzögerter Astreinigung (Mews 2012) führen. Durch die Ausnutzung des Seitenschutzes angrenzender älterer Bestände kann die Frostgefährdung deutlich verringert werden. Bei Pflanzungen sollte eine Mindestpflanzenzahl von 5.000 je ha Nettopflanzfläche, was z. B. einem Pflanzverband von 2 x 1 m entspricht, auf der Freifläche eingehalten und unter dem Schirm von Lichtbaumarten nicht wesentlich unterschritten werden (Mews 2012). Empfohlen wird die Verwendung möglichst kleiner, unverschulter Pflanzensortimente (1+0, max. 2+0), bei denen die primäre Pfahlwurzel beim Ausheben der Pflanzen aus dem Saatbeet so wenig wie möglich in Mitleidenschaft gezogen wurde.

Im Herrschenden angestrebte Mischungsanteile der Schattbaumarten mit eigenen Produktionszielen werden räumlich entzerrt, mindestens gruppen-, besser horstweise begründet. Die einzelbaumweise Mitbegründung dienender Rotbuche, sofern nicht durch ein ausreichendes Samenpotenzial der Umgebung aus Naturverjüngung zu erwarten, erfolgt durch die Zwischenpflanzung in der Reihe zusätzlich zum regulären Pflanzverband (z. B. in jeden vierten bis fünften Pflanzenzwischenraum in der Reihe) und sollte in diesen Anteilen hinsichtlich der Konkurrenzwirkung längerfristig unproblematisch bleiben. Alternative Schattbaumarten wie Hainbuche und Winterlinde sind anfangs mitunter konkurrenzstärker und zu ihrer Beimischung liegen weniger Erfahrungen vor. Hier kann es sinnvoll sein, der Roteiche vor einer Ergänzung mit diesen Baumarten in dienender Funktion einen Etablierungsvorsprung von ca. drei bis vier Jahren zu geben und mit ihnen z. B. Ausfälle in der Roteiche zu ergänzen.

Alternativ zur Pflanzung haben sich Rillen- oder Streifensaaten mit entsprechender Bodenvorbereitung als geeignete Verfahren zur Kulturbegründung der Roteiche erwiesen. Sie gewährleisten die unbeeinträchtigte Entwicklung der sofort stark ausgebildeten Pfahlwurzel. Bei guter Keimfähigkeit ($\geq 70\%$) werden 200 bis 250 kg Saatgut je ha Nettosaatfläche empfohlen. Geeignete Saatflächen dürfen keine flächendeckende Begleitvegetation mit Dominanz sehr konkurrenzstarker Arten wie Brombeere oder Adlerfarn erwarten lassen. Nach den vorliegenden Erfahrungen sind Frühjahrssaaten verlustärmer. Zur Vorbeugung gegen einen Befall mit Schwarzfäule sollte das zu überwinternde Saatgut einer Thermobehandlung unterzogen werden.

Für den Voranbau unter dem Schirm von Lichtbaumarten, vornehmlich von älteren Kiefernbeständen mit einem Bestockungsgrad von $\leq 0,7$ (Ertragstafel Kiefer, mäßige Durchforstung, Wiedemann 1943; in Schober (Hrsg.) 1987 bzw. gestaffelte Hochdurchforstung, Albert et al. 2021) eignet sich die Roteiche sehr gut, wenn eine kontinuierliche Nachlichtung z. B. durch Zielstärkennutzungen gewährleistet werden kann. Der Schirm bietet Frostschutz und waldbauliche Steuerungsmöglichkeiten (Bachmann et al. 1994, Heinsdorf et al. 2011). Bei diesen Überschirmungsdichten ergibt sich kein Konkurrenzvorteil mit angebaute Rotbuche und die Roteiche behält einen Wuchsvorsprung. Nur bei dominierender Buche mit Einzelmischung von Roteichen kommt es zu einem schnelleren Aufholen der Buchen im Höhenwachstum (Jantzen 2016).

Roteichennaturverjüngung kann sich bei geringem Verbissdruck auch unter einem zunächst geschlossenen Bestandesschirm einstellen und durch mehrere Mastereignisse komplettieren (Vor 2005, Major et al. 2013). Dauerhafte Etablierung mit nennenswertem Höhenwachstum und Differenzierung als Voraussetzungen einer waldbaulichen Berücksichtigung setzen jedoch erst bei einer wenigstens partiell lichterem Schirmstellung ein, wie sie sich im Zuge von Zielstärkennutzungen in Kombination mit der Entnahme beschattenden Unterstandes ergibt. Zielgerechte Anteile der Mischbaumarten, insbesondere heimischer Schattbaumarten, sollten auch in Naturverjüngungen idealerweise bereits in der Verjüngungsphase gewährleistet sein. Sofern sie nicht natürlich ankommen, sind sie durch gruppenweisen Voranbau in zunächst etwas dunkler belassenen und mit Roteiche kaum vorverjüngten Bestandepartien zu etablieren.

Umgekehrt müssen für die Einbringung von Roteichenmischungsanteilen in Altbestände von Halbschatt- oder Schattbaumarten wie der Rotbuche Femel bzw. Femel- oder Störungslöcher groß genug und weitgehend frei von etablierter Vorverjüngung der Schattbaumarten sein, um den zunehmenden Lichtansprüchen der gepflanzten Roteichen mittelfristig gerecht zu werden. Als Richtwert der initialen Größe können mindestens 0,15 ha (Durchmesser mindestens ca. 40 m) schirmfrei bzw. mit höchstens sehr geringem Restüberhalt gelten. Eine kontinuierliche Erweiterung (Rändeln) muss in das Nutzungskonzept des Altbestandes integriert werden.

7.5.3 Jungwuchs (Oberhöhe bis 3 m)

Pflegeziel

Angestrebt wird ein möglichst stammzahlreiches, geschlossenes Aufwachsen des Roteichenjungwuchses. Einzelstammweise Beimischungen von Schattbaumarten sind vorhanden, aber im Wachstum zurückbleibend. Flächenhafte Mischungsanteile der Schattbaumarten sind mindestens gruppenweise räumlich entzerrt. Anteile von Pionier- und Begleitbaumarten sind vorrangig konzentriert an Waldinnen- oder Außenrändern integriert.

Maßnahmen

Roteichenkulturen entwachsen in der Regel deutlich schneller der bodennahen Spätfrostgefahr und konkurrierender Vegetation als Kulturen heimischer Eichen, wozu auch kräftige Johannistriebe beitragen, die nicht von Mehltau befallen werden (Göhre u. Wagenknecht 1955). Dadurch ist die Phase der Jungwuchspflege meistens deutlich kürzer und ein Dickungsschluss wird schneller erreicht. Eine Kulturpflege ist v. a. bei starker Vergrasung aufgrund der sehr ernsthaften Kulturgefährdung durch Mäusesfraß erforderlich. Ebenso muss eine stark verdämmende holzige Vegetation v. a. aus Brombeere oder den Stockausschlägen Spätblühender Traubenkirsche in den Anfangsjahren ggf. wiederholt zurückgenommen werden, damit die Roteiche deren Konkurrenz rasch überwinden kann (Kruse 2020).

Eine Mischungsregulierung erfolgt, falls erforderlich, zur räumlichen Entzerrung gemischter natürlicher Verjüngung bzw. in den Kontaktzonen der flächigen Mischbaumartenanteile bei noch guter Überschaubarkeit und Begehbarkeit der Fläche. Einzelstammweise Beimischungen zurückbleibender Schattbaumarten bedürfen dagegen keiner Maßnahmen. Sie überleben größtenteils und bilden später einen funktionalen Unterstand. Dauerhaft zu erhaltende Anteile von Beginn an vorwüchsiger Baumarten wie Birke, Kiefer oder Weidenarten sind im Zuge der Pflege weitgehend auf die Bestandesränder zu konzentrieren und auszuformen. Ansonsten werden sie auch auf Ausfalllücken oder auf von vornherein unbepflanzten Bereichen belassen.

In übershirmten Naturverjüngungen, die sich in Abhängigkeit unterschiedlichen Alters und Lichtgenusses unter der inhomogenen Schirmstellung selbst differenzieren, sind außer Hiebsschadenbeseitigungen, ggf. kombiniert mit einer Mischungsregulierung, keine weiteren Maßnahmen erforderlich.

7.5.4 Jungbestand (Oberhöhe 3 bis 14 m)

7.5.4.1 Dickung (bis 3 bis 8 m Oberhöhe)

Pflegeziel

Diese Phase starken Höhenwachstums ist weitgehend durch die Selbstdifferenzierung bei dichtem Bestandesschluss gekennzeichnet.

Maßnahmen

Nach zielführender Jungwuchspflege sind in diesem Zeitraum, der durch schlechte Begehrbarkeit und geringe Übersichtlichkeit der Bestände gekennzeichnet ist, keine Maßnahmen vorzusehen. Nachholende Arbeiten einer Mischungsregulierung, insbesondere bei noch vollflächig vorhandenen hohen Anteilen vorwüchsiger Pionierbaumarten wie Birken und Kiefer, Aspen, Weiden oder Spätblühender Traubekirsche, sind unmittelbar am Beginn dieser Pflegephase auszuführen, wenn eine Bearbeitbarkeit noch gegeben ist. Zu erhaltende Anteile der Begleit- und Nebenbaumarten sollen dabei weiter am besten gruppen-, ggf. truppweise bevorzugt im Bereich von Waldaußen- und Innenrändern ausgeformt werden.

Über Voranbauten wird der Schirm pfleglich und mit nicht zu hoher Eingriffsstärke (max. 60 Efm je ha pro Eingriff) in zwei Eingriffen nachgelichtet. Ebenso wird in Roteichenaltbeständen mit Naturverjüngung die Zielstärkennutzung fortgesetzt. Durch einen räumlich konzentrierten, über die Fläche nicht homogenen Nutzungsfortschritt und die Mitentnahme von Unterstand im Bereich genutzter zielstarker Bäume wird eine Differenzierung der Naturverjüngung gefördert. Vorhandene Femel, auch in Buchenbeständen mit etablierten Mischungsanteilen aus Roteichenvoranbau, werden erweitert und nachgelichtet. Mit den Nachlichtungen wird eine Hiebsschadensbeseitigung am Nachwuchs verbunden. Grundsätzlich muss auf schwächeren Standorten etwas zügiger nachgelichtet werden, während auf besseren Standorten die Überschirmungstoleranz der Roteichenverjüngung höher ist. Zunächst sehr schlank erwachsene Roteichenvoranbauten oder Naturverjüngungen stabilisieren sich durch die Nachlichtungen. Dagegen sind Stammzahlreduktionen oder Läuterungen in noch stärker überschirmten Roteichen nicht effektiv und im Hinblick auf die Qualitätsentwicklung und spätere Bestandesstruktur sogar kontraproduktiv.

7.5.4.2 Gerten- bis Stangenholz (Oberhöhe 8 bis 14 m)

Pflegeziel

Zum Ende dieser Entwicklungsphase besteht ein ausreichendes Potenzial qualitativ guter, vorherrschender und herrschender Bäume mit vitalen Kronen in guter Verteilung. Bei geschlossenem bis gedrängtem Bestandesschluss ist die natürliche Astreinigung der herrschenden Roteichen am Ende der Gertenholzphase bis auf ca. 7 m fortgeschritten. Eine systematische Feinerschließung ist angelegt, sofern sie nicht aus dem Vorbestand übernommen werden konnte.

Maßnahmen

Die geschlossenen Roteichen-Gertenhölzer zeigen weiter eine starke Selbstdifferenzierung. Mit fortschreitender Astreinigung werden die Bestände wieder begehrbar, so dass die Qualität beurteilt werden kann. Durch eine ausreichende Ausgangspflanzenzahl und die zielgerichtete Vorpflege entwickelt

sich bestenfalls ohne weitere Maßnahmen ein ausreichendes Potenzial vitaler, qualitativ guter Bäume für die spätere Z-Baumauswahl. Bei inhomogeneren Verhältnissen aufgrund von Ausfalllücken, höheren Mischungsanteilen, geringerer Stammzahl mit verzögerter Astreinigung oder schlechterer genetischer Veranlagung fallen gute Qualität und hohe Vitalität der Einzelbäumen häufiger nicht zusammen und qualitativ schlechte Exemplare können früh Dominanz erlangen (Mews 2012). Ein vorsichtiger Protzenaushieb in der Roteiche, beschränkt auf das unbedingt Notwendige und ohne starke und dauerhafte Unterbrechungen des Kronenschlusses, erhält bzw. verbessert hier die Bestandesqualität. Er konzentriert sich auf die Vitalerhaltung eines Potenzials guter Bäume, ohne dass bereits starke Freistellungen erfolgen. Vielmehr sind nur jene Protzen zu entnehmen, die gute herrschende Bäume am meisten bedrängen. Vorrangig fallen darunter starke Zwiesel und vorherrschende Bäume mit schlechten Stammformen. Dominante Bäume mit gerader Schaftform, deren Qualitätsmangel nur in einer verzögerten Astreinigung besteht, sollten dagegen belassen werden. Grundsätzlich gilt: Je stammzahlärmer und inhomogener ein Bestand ist, desto strikter beschränken sich die Eingriffe auf Entnahmen, die zur Erreichung des Pflegeziels absolut notwendig sind. Außerdem in den Pflegeeingriff zu integrieren ist ggf. die weitere gruppenweise Ausformung und Sicherung der Mischungsanteile von ins Herrschende zu übernehmenden Schatt- bzw. Nebenbaumarten.

Spätestens gegen Ende dieser Pflegephase erfolgt bei ca. 12 m Oberhöhe, sofern noch nicht vorhanden, die Anlage der systematischen Feinerschließung. Deren zeitliches Vorziehen vor die Erstdurchforstung verhindert eine zu starke Auflichtung und ermöglicht durch die noch hohe Reaktionsfähigkeit eine rasche Wiederherstellung des Kronenschlusses über den Rückgassen.

Über Voranbauten, wo eine Erschließung kontinuierlich vorhanden war, wird der Kiefern- oder Lärchenschirm bis zum Ende dieser Entwicklungsphase auf einen Überhalt, der sich möglichst nahe der Rückgassen konzentriert, gelichtet.

7.5.5 Stangenholz bis mittleres Baumholz (Oberhöhe 14 bis 24 m)

Pflegeziel

Diese Pflegephase erstreckt sich über einen Zeitabschnitt plastischer Zuwachsreaktion der Einzelbäume auf Freistellungen. Das Ziel zum Ende des Abschnitts sind gut herausgepflegte Z-Bäume mit großen, möglichst gleichmäßig ausgeformten Kronen, die das Bestandesbild prägen und sich auch qualitativ deutlich vom Füllbestand im Herrschenden abheben. In den idealerweise mindestens gruppenweise ausgeformten Mischungsanteilen anderer Baumarten im Herrschenden sind ebenfalls Z-Bäume gemäß den für diese Baumarten geltenden Empfehlungen herausgepflegt. Die Schaft- und Bodenpflege wird durch den Unterstand aus Roteiche oder noch effektiver aus beigemischten Schattbaumarten wie Rotbuche, ggf. auch Hainbuche oder Winterlinde gewährleistet.

Maßnahmen

Der frühe Erstdurchforstungszeitpunkt, die Auswahl vitaler Z-Bäume und deren konsequente, kontinuierliche Pflege in den anschließenden Durchforstungen entscheiden über das Erreichen der Produktionsziele in den vorgesehenen Zeiträumen sowie die Entwicklung der angestrebten Bestandesstrukturen.

Diese erste Durchforstungsphase ist durch starke Hochdurchforstungen gekennzeichnet, beginnend mit der Erstdurchforstung bei erreichten Oberhöhen von ca. 14 m. Aufgrund des raschen Jugendwachstums entspricht dies für die 0. Ertragsklasse einem Alter von 20, für die I. Ertragsklasse von 25 und für die II. Ertragsklasse von 30 Jahren. Bestände der III. Ertragsklasse werden ebenfalls im Alter von ca. 30 Jahren erstmalig durchforstet, auch wenn sie die angegebene Oberhöhe noch nicht ganz erreicht haben.

Die bei mindestens durchschnittlicher Bestandesqualität anfangs auszuwählenden ca. 120 Z-Bäume je ha Anteilfläche der Roteiche haben astfreie Schaftlängen von ca. 7 m erreicht. Diese Z-Baumzahl enthält eine Reserve von ungefähr 20 %. Süddeutsche Behandlungsvorschläge, die von deutlich geringeren Anfangs-Z-Baumzahlen in einem Rahmen von 60 bis 80 je ha ausgehen (Seidel u. Kenk 2003), unterschätzen möglicherweise die Stammzahlhaltefähigkeit und etwaige Umsetzungsprozesse oder gehen von deutlich höheren Zielstärken bzw. kurzen Nutzungszeiträumen aus, die ein zeitlich versetztes Erreichen angestrebter Durchmesser kaum zulassen. Die Vitalität hat sich für die Z-Baumauswahl bei der Roteiche als vorrangiges Kriterium erwiesen, wobei gleichzeitig zumindest eine gerade, möglichst wipfelschäftige Form gegeben sein sollte. Dagegen können qualitativ sehr gute, aber nur mitherrschende Stämme vorhandene Rückstände der Kronenentwicklung bei der starken Selbstdifferenzierung und den vorgesehenen Durchforstungsstärken kaum noch aufholen. Mit der ersten Freistellung werden im Durchschnitt zwei Bedränger je Z-Baum entnommen, bei schwächeren Bedrängern auch mehr. Die Gefahr der Bildung von Wasserreisern ist bei vitalen Z-Bäumen der Roteiche geringer als bei den heimischen Eichenarten. Eine Ausnahme sind Wasserreiser als Reaktion auf einen starken Befall durch die Eichenfraßgesellschaften. Diese werden i. d. R. durch die Beschattung des Unterstandes wieder ausgedunkelt, ehe sie sich zu Klebästen entwickeln können.

Die weiteren Durchforstungen sind anfangs in kurzen Abständen von vier bis höchstens fünf Jahren ebenfalls als starke Hochdurchforstungen zu führen. Die Anzahl je Eingriff zu entnehmender Bedränger der Z-Bäume geht zurück. Es werden auch die Zwischenfelder gepflegt, vorrangig durch die Entnahme noch vorhandener, qualitativ schlechter Exemplare im Herrschenden. Die konsequenten Hochdurchforstungen erhalten bei bestandesschonender Ausführung dauerhaft und ohne zusätzliche Maßnahmen einen stammzahlreichen Unterstand (Bauer 1953, Göhre u. Wagenknecht 1955, Stratmann u.

Warth 1987, Spellmann 1994, Danusevicius et al. 2002, Mauerhof 2011). Die Phase starker Hochdurchforstungen endet mit dem weitgehenden Abschluss des Kronenausbaus der Z-Bäume.

Leichte Unsicherheiten bestehen noch bezüglich des Standraumbedarfs bzw. der Reaktionsfähigkeit der Z-Bäume auf schwachen Standorten, deren Leistung etwa einer III. Ertragsklasse entspricht, sowie realistischer, dort erreichbarer Zielstärken. Möglicherweise kann hier eine dauerhaft stärkere Umlichtung der Z-Baumkronen erforderlich sein, um etwas verringerte Zieldimensionen in vertretbaren Zeiträumen zu erreichen. Damit verbundene Einbußen der Flächenproduktivität können ggf. von vornherein durch Mischbestände mit auf diesen Standorten noch relativ leistungsfähigen Baumarten, einschließlich Nadelbaumarten, abgepuffert werden.

7.5.6 Mittleres bis starkes Baumholz (Oberhöhe 24 m bis zum Erreichen erster Zielstärken)

Pflegeziel

Die Z-Bäume mit ihren großen, möglichst gleichmäßig ausgeformten Kronen bei Bekronungsgraden von mindestens 40 % der Baumhöhe dominieren und heben sich vom übrigen Bestand ab. Dabei weist das Z-Baumkollektiv selbst noch eine deutliche Durchmesser differenzierung auf. Ein stammzahlreicher Unterstand aus Roteiche bzw. Schattbaumarten, der vital ist, aber in Durchmessern und Höhen deutlich hinter dem Hauptbestand zurückbleibt, beschattet den Boden und die Z-Baumschäfte. Mischungsanteile anderer Baumarten im Herrschenden sind herausgepflegt.

Maßnahmen

Nach der vorausgegangenen konsequenten Bestandesausformung mit der vorrangigen Pflege der Z-Bäume geht die Bestandespflege zu mäßigen Eingriffen im Herrschenden über. Ihr Schwerpunkt liegt auf der Vorratspflege. Das schließt die Entnahme qualitativ schlechterer bzw. beschädigter herrschender Bäume mit Entwertungsgefahr ebenso ein, wie noch eine Kronenpflege der bestätigten Z-Bäume. Der Durchforstungsturnus verlängert sich auf ca. sieben Jahre und die Entnahmemengen je Eingriff überschreiten in der Regel 40 Efm je ha nicht mehr. Bei Beteiligung von Schattbaumarten kann jetzt die Entnahme stark in die Z-Baumkronen vordringender Linden oder Buchen erforderlich werden, woraus ggf. etwas höhere Entnahmemengen resultieren. Der Unterstand aus Roteiche bzw. Schattbaumarten wird dagegen grundsätzlich weiter geschont und erhalten. Punktuell kann die Entnahme einzelner vorwachsender Unterstandsbäume zur Vitalerhaltung des übrigen Unterstandes sinnvoll sein.

In der Plastizität der Durchmesserzuwachsreaktion ist die Roteiche nach Beobachtungen auf Versuchsflächen eher der Buche vergleichbar als den heimischen Eichenarten. Deshalb ist für nicht zielgerecht vorgepflegte Bestände, in denen z. B. die Herausarbeitung von Z-Bäumen nicht konsequent abgeschlossen worden war, zu Beginn dieser Pflegephase noch ein gewisses Nachholen in deren Kronen-

entwicklung möglich. Entsprechende fördernde Eingriffe dürfen jedoch nicht zu abrupt geführt werden, sondern verteilen sich besser auf mehrere Maßnahmen in geringeren zeitlichen Abständen. Besonders in weniger wüchsigen Beständen führt die nachholende Pflege qualitativ guter Bäume für den gewünschten Durchmesserzuwachseffekt möglicherweise in eine längere lichtungsartige Bestandesstellung. Davon können die Durchmesserzuwächse der begünstigten Bäume und die Bestandesstruktur durch die Vitalerhaltung des Unterstandes profitieren. Flächenbezogen kommt es jedoch zu Einbußen des Volumenzuwachses, die kurzfristig nicht ausgeglichen werden, besonders wenn im Unterstand keine im Zuwachs stärker von der Freistellung profitierenden Schattbaumarten vertreten sind. Diese Aspekte sind abzuwägen, wobei in höherer Anzahl vorhandene qualitativ gute Bäume mit noch akzeptablen Kronen für deren nachholende Förderung sprechen.

7.5.7 Starkes Baumholz und Regenerationsphase

Pflegeziel

Das frühzeitige Erreichen zielstarker Dimensionen bei entsprechender waldbaulicher Behandlung zählt zu den großen Vorteilen der Roteiche. Vitale, gesunde und anhaltend zuwachsstarke Z-Bäume erreichen die angestrebten Zielstärken in 100 bis höchstens 140 Jahren. Ein Unterstand ist vorhanden und unterstützt die gezielte Lichtsteuerung in der Verjüngungsphase. Angestrebte Nutzungs- und Verjüngungszeiträume von mehr als 20 Jahren führen zu inhomogenen Schirmstellungen und ermöglichen die natürliche Verjüngung der Roteiche und schattentoleranter heimischer Mischbaumarten. Dies bildet den Ausgangspunkt ungleichaltriger, strukturreicher Roteichen-Mischbestände der kommenden Generation.

Maßnahmen

In Roteichenbeständen der 0. bis II. Ertragsklasse liegt der Grundflächenmitteldurchmesser der stärksten 100 Bäume je ha, die größtenteils den Z-Bäumen entsprechen, bei konzeptgemäßer Vorpflege spätestens mit 90 bis 120 Jahren bei 60 cm. Zielstärkennutzungen können früher einsetzen, da die 10 bis 15 stärksten Stämme je ha aufgrund der Durchmesserdifferenzierung bereits vorher die für Wertholz angestrebte Zielstärke von 70 cm erreichen. Von Beständen der III. Ertragsklasse wird im Alter von 120 Jahren ein d100 von 50 cm erreicht, was an den stärksten Bäumen einem BHD von 60 cm entspricht. Angesichts noch immer begrenzter Erfahrungen mit den Altersrisiken wird für diese weniger leistungsstarken Bestände eine reduzierte Zielstärke von 60 cm empfohlen. Die von Bauer (1953a) erwähnte Stockfäule tritt in den über 100-jährigen Roteichenversuchsflächen der NW-FVA teilweise, allerdings nicht generell auf und wenn, dann bisher nicht hochreichend. Möglicherweise zählen auch frühere Rückeschäden an der glatten und empfindlichen Rinde zu deren Ursachen. Eindeutig nicht bestätigt werden kann die frühere Vermutung einer allgemeinen Seneszenz der Roteichen, verbunden mit dem raschen und starken Nachlassen der BHD-Zuwächse bereits ab Baumaltern von 100 Jahren (Bauer

1953a). Vielmehr wachsen selbst schwächere, ausreichend bekronte Z-Bäume im Durchmesser weiter kräftig zu und können im Laufe längerer Nutzungs- und Verjüngungszeiträume ebenfalls noch angestrebte Zielstärken erreichen.

Für den gleichzeitigen Erfolg einer natürlichen Verjüngung der Roteiche sind wirksame Maßnahmen zur starken Reduzierung des Wildverbisses die Grundvoraussetzung. Dadurch wird das zunächst relativ lichtunabhängige zahlreiche Ankommen von Roteichenkeimlingen und -sämlingen gewährleistet. Günstige ökologische Rahmenbedingungen für deren dauerhafte Etablierung und weitere Entwicklung werden anschließend durch ein gruppenweises, femelartiges Vorgehen bei der Zielstärkennutzung geschaffen (s. Kap.6.1.3). Dazu muss der Unterstand in die gezielte Lichtsteuerung einbezogen werden. In Bereichen der räumlich konzentrierten Nutzung mehrerer zielstarker Bäume über vorhandenen Verjüngungsinitalen wird beschattender Unterstand mitentnommen, wodurch Kronendachöffnungen und passende Strahlungsverhältnisse für das Wachstum der Roteichennaturverjüngung entstehen. Zunächst belassen werden schlanke Unterstandsbäume, die exponierte Wertholzstämme weiter schützen. Den Verjüngungsfortschritt gewährleisten weitere regelmäßige Zielstärkennutzungen mit einer Erweiterung der bestehenden und der Schaffung neuer Femel.

8 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit tragen durch aktualisierte Funktionen des Einzelbaumwachstums, eine neue Roteichen-Ertragstafel und ein Standort-Leistungsmodell der Roteiche für Nordwestdeutschland unter Einbeziehung von Boden- und Klimavariablen zu verbesserten Managementgrundlagen für die Bewirtschaftung und standörtliche Zuordnung von Roteichenbeständen bei. Sie bestätigen die hohe Anbauwürdigkeit der Baumart aufgrund ihrer Leistungsfähigkeit auf einem breiten Standortspektrum. Unter den gegenwärtigen klimatischen Bedingungen in Nordwestdeutschland schließt dieser Standortbereich schwächere und trockenere Standorte mit ein, die bei vergleichbaren Anforderungen an die Wertleistung für heimische Laubbaumarten ausscheiden. Für die Bestandesbegründung werden Unterschiede zu den heimischen Eichenarten herausgearbeitet, die im Vergleich mit diesen größere waldbauliche Spielräume sowohl unter lichten Kieferschirmen, als auch in der Mischung mit heimischen Schattbaumarten insbesondere der Rotbuche aufzeigen, was sich in entsprechenden waldbaulichen Empfehlungen zur Verjüngung der Roteiche niederschlägt. Hinsichtlich einer Beeinflussung von der Roteiche eingenommener Standort legen die gewonnen Erkenntnisse künftig eine deutlich differenziertere Betrachtung nahe und widersprechen damit der gegenwärtig noch verbreiteten pauschal negativen Beurteilung der Baumart nach diesem Kriterium. Über die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit hinausgehender Forschungsbedarf zu Fragen des Wachstums, insbesondere unter den sich vollziehenden Klimaveränderungen, der Verjüngungsökologie sowie der ökologischen Integration der Roteiche in heimische Lebensgemeinschaften wird im Folgenden herausgestellt.

Die neu parametrisierte altersabhängige Höhenentwicklung, die gleichzeitig das Höhenzuwachspotenzial der Einzelbäume im Wachstumssimulator BWinPro/TreeGrOSS beschreibt, bescheinigt der Roteiche eine noch schnellere Frühentwicklung, als sie bereits durch die bisherige Roteichen-Ertragstafel (Bauer 1955) abgebildet wird. Möglicherweise wird jedoch durch das letztlich akzeptierte neue Modell auf der Grundlage der bewährten dreiparametrischen Chapman-Richards-Funktion das Höhenwachstum sehr junger Bestände etwas überschätzt. Dies könnte künftig durch die Hinzuziehung von Höhenzuwachsen aus Waldverjüngungsversuchen und die Anpassung der Differenzenform der Sloboda-Funktion auf das Richtungsfeld entsprechender Zuwächse behoben werden. Bei Anwendung auf die derzeitige Datengrundlage erweist sich die Sloboda-Funktion als sehr sensitiv gegenüber starken Höhenveränderungen in hohen Bestandesaltern, für die Messfehler im Nachhinein nicht vollständig ausgeschlossen werden können. Bei insgesamt relativ wenigen Beobachtungen dieses Altersstratums wirken sie sich im Modell mit der Sloboda-Funktion durch unplausibel starke Höhenzunahmen alter Bestände aus. In diesem Zusammenhang ist auf die große Bedeutung sorgfältigster Höhenmessungen bei den

ertragskundlichen Aufnahmen hinzuweisen. Der gegenüber dem alten Bonitätsfächer stärker gestreckte Höhenwachstumsverlauf mit bis ins hohe Alter anhaltenden, aber moderaten Höhenzuwachsen nach der Chapman-Richards-Funktion erscheint dagegen realistisch.

Verbesserungen der Kronenrepräsentation der Roteiche konnten durch die erstmalige Erstellung einer artspezifischen Funktion der Kronenbreite in Abhängigkeit des BHD und durch eine an ergänzte Daten angepasste, mathematisch verbesserte Funktion des Kronenansatzes erzielt werden. In weiterführenden Betrachtungen finden sich Hinweise darauf, dass sowohl auf die Kronenbreite als auch auf den Kronenansatz weitere Einflussgrößen über die in den neuen Modellständen enthaltenen hinaus wirksam werden. Bei der Kronenbreite sind dies die Zugehörigkeit zum Ober- bzw. Unterstand und das Alter des Baumes bei Erreichen eines bestimmten BHD. Die Bedeutung des Alters wird besonders deutlich für Z-Bäume, die gleiche Durchmesser früher erreichen und zu diesen Durchmessern in Reaktion auf die gezielte Erweiterung ihrer Standräume breitere Kronen aufweisen. Beide Sachverhalte bilden sich in gewissem Maße auch im Schlankheitsgrad als Ausdruck der bisherigen Konkurrenzsituation eines Baumes ab. Verwendet wird der Schlankheitsgrad neben dem BHD und der den Standort repräsentierenden und in der Neuparametrisierung stärker auf die Schätzung wirkenden h_{100} jedoch bisher nur in der Funktion des Kronenansatzes, nicht aber jener der Kronenbreite. Die Voraussetzung für die Berechnung differenzierter, für die Teilpopulationen Ober- und Unterstand bzw. Z-Bäume und Füllbestand besser zutreffender Schlankheitsgrade wären für die Bestandesschichten bzw. Teilkollektive separat angepasste Höhenkurven. Diese nach Möglichkeit in verbesserte, jedoch nach wie vor robuste Schätzfunktionen der Kronendimensionen einfließen zu lassen, sollte weiter verfolgt werden.

Aus den neuen Funktionen für die Kronenbreite und den Kronenansatz von Roteichen ergeben sich über einen weiten Durchmesserbereich nunmehr schmalere, jedoch längere Kronen. Bei gleichzeitiger Beibehaltung der festen Annahme eines Lichtkronenanteils von zwei Dritteln der Kronenlänge führt das aber nur zu geringen Auswirkungen auf die Lichtkronenmantelfläche als wichtigstem Prädiktor des BWinPro-Modells des Grundflächenzuwachses. Unter Festhalten an den Berechnungsvorgaben des abstandsunabhängigen und abstandsabhängigen Konkurrenzindex c_{66} und der Freistellung als dessen Änderung bei Durchforstungen ergeben sich aus den neuen Kronendimensionen auch für sie nur geringe Verschiebungen. Gleiches trifft auf den in BWinPro/TreeGrOSS zur Initialisierung konkurrenzbedingter Mortalität verwendeten maximalen c_{66} -Wert zu, für den sich aktuell nach verschiedenen Herleitungsmethoden eine Größenordnung errechnet, welche den bisher im Modell verwendeten Wert bestätigt. Eine valide Funktion für eine oberhöhen- und damit bonitätsabhängige maximale Grundflächenhaltung von Roteichenbeständen konnte vor allem aufgrund ungeeigneter Datengrundlagen bzw. eines zu geringen Umfangs an Nullflächenbeobachtungen eines größeren standörtlichen Spektrums

nicht parametrisiert werden. Unter den diskutierten Alternativen scheint die Prüfung der Verwendbarkeit verfügbarer Inventurdaten (BWI und Betriebsinventuren großer Forstbetriebe) zumindest kurzfristig als ein erfolgversprechender Ansatz, der künftig verfolgt werden sollte.

Für Grundflächenzuwachsschätzungen im Rahmen des Einzelbaumsimulators BWinPro/TreeGrOSS gibt es nach ersten Validierungen an unabhängigen Daten nur geringe Unterschiede zwischen der bisher verwendeten abstandsunabhängigen Parametrisierung und der abstandsunabhängigen Neuparametrisierung unter Verwendung der neuen Kronendimensionen. Ein alternatives Grundflächenzuwachsmodell, das neben den gleichen Konkurrenz- und Freistellungsparametern und dem Alter die einfachen Dimensionsgrößen BHD und Bekronungsgrad statt der Lichtkronenmantelfläche verwendet und die Nichtlinearität einiger Effekte berücksichtigt, besitzt bei ebenfalls gegebener Konkurrenzsensitivität eine stärker differenzierte, im Test auch an unabhängigen Daten durchaus realistisch erscheinende Zuwachsverteilung der Bäume eines Bestandes in Abhängigkeit ihrer Ausgangsdimensionen. Allerdings können gerade mögliche Überschätzungen des Zuwachses dimensionsstarker Bäume bei der Aggregation auf Bestandesebene zu großen Überschätzungen des flächenbezogenen Grundflächen- und Volumenzuwachses führen. Vor der Entscheidung über die Implementierung des am besten geeigneten Grundflächenzuwachsmodells für die Roteiche in BWinPro/TreeGrOSS sollten weitere Tests an zusätzlichen unabhängigen Daten über mehrere Simulationsschritte im Rahmen der vollen Funktions- und Software-Umgebung des Simulators erfolgen.

Die neu erstellte Roteichenertragstafel für eine gestaffelte Hochdurchforstung mit anfangs starken, später in der Stärke nachlassenden Eingriffen in den herrschenden Bestand zur vorrangigen Förderung von Z-Bäumen zeigt im Vergleich zur alten Ertragstafel eine realistische stärkere Durchmesserentwicklung, allerdings bei einer über weite Bereiche des Altersspektrums geringeren Grundflächenhaltung. Dies führt bei vergleichbaren Oberhöhenbonitäten zu nicht gesteigerten Gesamtwuchsleistungen sowie zu einer stärkeren standortbezogenen Differenzierung der altersabhängigen Grundflächenhaltungen und Volumenleistungen. Sehr hohe Wuchsleistungen der Roteiche werden in der neu eingeführten 0. Ertragsklasse erreicht, der viele heute vorhandene jüngere bis mittelalte Bestände bereits ab mittlerer Standortgüte zuzuordnen sind. Sowohl im Bestandeswachstumsmodell zeigt sich wie schon im Einzelbaumwuchsmodell, dass eine an Z-Bäumen orientierte gestaffelte Hochdurchforstung geeignet ist, das BHD-Wachstum stärker zu forcieren als von bisherigen Planungsgrundlagen bisher unterstellt.

Probleme der Ertragstafelerstellung nach der klassischen Top-Down-Methode, die sich u. a. auf die Stringenz des abzubildenden Behandlungskonzeptes auswirken oder zu Einschränkungen in der Übereinstimmung mit anerkannten ertragskundlichen Gesetzmäßigkeiten führen, liegen weniger in mangelnder Flexibilität der verwendeten Modellformen, als vielmehr in der Datengrundlage selbst. Das

bezieht sich einerseits darauf, dass sich das konzeptgemäße Behandlungsmodell in der aus den empirischen Daten hergeleiteten Sollgrundfläche des verbleibenden Bestandes trotz sorgfältiger Flächenauswahl nicht uneingeschränkt abbildet und insbesondere ein im zweiten Abschnitt der Bestandesbehandlung vorgesehener Grundflächenanstieg zu gering ausfällt. Einzelne wirklich durchgängig gemäß einer gestaffelten Hochdurchforstung zunächst stark, später mäßig behandelte Versuchsflächen deuten das dafür vorhandene Potenzial an. Problematisch wirken sich auch innerhalb langer Beobachtungszeitreihen eines Versuches bzw. zwischen Beständen unterschiedlicher Keimjahre wirksame Veränderungen des Wachstums aufgrund einer Dynamik der Umweltbedingungen aus. Die zum Ausgleich daraus resultierender Verschiebungen der Gesamtwuchsleistungen vorgenommene „Vermittlung“ zwischen den heutigen und den früheren Wuchsbedingungen in Abhängigkeit der Oberhöhenbonität ist nicht geeignet, diese Probleme kausal zufriedenstellend zu lösen und führt zu Verlagerungen der Kulminationszeitpunkte des laufenden Zuwachses und des durchschnittlichen Gesamtwachses, die die Reihenfolge deren Auftretens zwischen den Oberhöhenbonitäten umkehren. Eine Verbesserung könnte durch die Anwendung des Bottom-Up-Ansatzes auf einer um bisher gering besetzte Alters- und Leistungsstraten erweiterte Datengrundlage mit Beobachtung von Zuwachsintervallen entsprechender Bestände erreicht werden. Bei der Auswahl dieser zusätzlichen Untersuchungsbestände sollte gleichzeitig darauf geachtet werden, dass ihre Vorbehandlung und aktuelle Grundflächenhaltung den Vorgaben des Behandlungskonzeptes entsprechen. Hingegen stellt die alleinige Verwendung von Inventurdaten für eine Ertragstafel mit einem normativen Behandlungskonzept keine Alternative dar.

Das im Rahmen der Arbeit aufgestellte einfache Standort-Leistungsmodell der Roteiche zeigt eine deutliche und plausible Abhängigkeit der Höhenwuchsleistung der Baumart in Abhängigkeit von Standort- und Klimavariablen sowie des Keimjahres. Damit ist es unter derzeitigen Bedingungen grundsätzlich für eine quantitative Abschätzung der standortabhängigen Wuchsleistung der Roteiche geeignet. Extrapolationen über den Parametrisierungsbereich hinaus und vor allem in Bezug auf erwartete Veränderungen der Wuchsbedingungen durch den Klimawandel werden aufgrund der einfachen, dafür ungeeigneten Methodik und des geringen Umfangs der Parametrisierungsdaten vorerst nicht empfohlen. Weitere Einschränkungen, die gegen eine solche Verwendung sprechen, bestehen in der Verwendung des Mittelwertes des Sight Indexes bei wiederholter Beobachtung in echten Zeitreihen, die bisher nicht auf die exakte Lagekoordinate regionalisierten Klimavariablen und die Beschränkung auf das Keimjahr als einzigem dynamischen Prädiktor. Angesichts der zunehmenden Beachtung der Roteiche scheint die Behebung dieser Einschränkungen durch Anknüpfung an für die Hauptbaumarten bereits bestehende, methodisch wesentlich anspruchsvollere Modelle standortssensitiver und kalibrierbarer Bonitätsfächer zur Abschätzung der Wachstumspotenziale im Klimawandel lohnend und bei Einbeziehung von Daten von Bundeswald- und Betriebsinventuren aussichtsreich. Ein nur schwacher Ef-

fekt der durch die Standortkartierung gutachtlich geschätzten Nährstoffstufen auf die Höhenwuchsleistung befindet sich in Übereinstimmung mit anderen Standort-Leistungsmodellen und erscheint zumindest teilweise erklärbar durch nur geringe Unterschiede bodenchemischer Kennwerte im Ergebnis einer exemplarischen Beprobung von Tieflandstandorten, insbesondere zwischen als ziemlich arm bzw. mittel eingestuften Standorten.

Nach Auswertungen von Versuchen zur künstlichen Bestandesbegründung auf der Freifläche und unter dem Schirm von Kiefer zeichnet sich die Roteiche durch einen hohen Kulturerfolg, bedingt durch eine geringe Mortalität selbst bei schwierigen standörtlichen und klimatischen Bedingungen, und ein gutes, durch die Überschirmung wenig beeinträchtigt Jugendwachstum als gegen Kultur- und Jugendgefahren widerstandsfähige Baumart aus. Gegenüber vorwüchsigen Pionierbaumarten und schattentoleranteren Baumarten zeigt die Roteiche eine höhere Konkurrenzkraft als die beiden heimischen Eichenarten. Dies eröffnet breitere Möglichkeiten für die Begründung und Pflege von Mischbeständen unter Einbeziehung heimischer Schattbaumarten. Für die erfolgreiche natürliche Verjüngung von Roteichen-Altbeständen konnten aus der Untersuchung von drei hinsichtlich der Standorte und anderer Rahmenbedingungen unterschiedlicher Ausgangsbestände, trotz Schwierigkeiten in der Datenlage und darauf beruhender Einschränkungen der Auswertungsmöglichkeiten, wichtige Hinweise zur Naturverjüngung der Roteiche auch im Hinblick auf Unterschiede zu den heimischen Eichenarten abgeleitet werden. Demnach ergeben sich aus der höheren Stress- und Überschirmungstoleranz der Baumart größere Spielräume, eine zeitlich gestreckte Zielstärkennutzung mit der natürlichen Verjüngung zu kombinieren. Eine wichtige Voraussetzung dafür ist neben der starken Reduzierung bzw. temporären Ausschaltung des Wildverbisses eine planvolle femelartige Hiebsführung. Damit kombinierte partielle Entnahmen beschattenden Unterstandes tragen entscheidend zur Lichtsteuerungen über der Verjüngung bei. Begünstigend für die Naturverjüngungsfähigkeit der Roteiche wirken außerdem ihre häufigere Fruktifikation und ein im Vergleich zu den heimischen Eichenarten besseres Überleben der Sämlinge bei einem geringeren Strahlungsangebot. Der Verjüngungserfolg muss sich damit nicht unbedingt auf die Verjüngung „aus einem Guss“ aus einer einzigen Vollmast stützen. Das Pflanzenalter, das in den Naturverjüngungen eine Spanne von mindestens 10 Jahren aufweisen kann, wird in einer Fallstudie im Rahmen der vorliegenden Arbeit im Zusammenwirken mit einem unterschiedlichen Strahlungsgenuss als wichtigster Treiber der Höhen- und Durchmesserdifferenzierung identifiziert.

Für die höhere Aussagekraft von Verjüngungsversuchen werden künftig Versuchsdesigns empfohlen, die neben einem Standortgradienten über mehrere Teilversuche hinweg innerhalb der Einzelversuche möglichst große Überschirmungsunterschiede sowie Mischungen der Roteiche mit Schattbaumarten berücksichtigen. Derart konzipierte Versuchsanlagen könnten zu einer systematischen Erweiterung des Wissens über das standort- und konkurrenzabhängige Wachstum junger Roteichen über die hier beschriebenen Beispiele bzw. in der Literatur mitunter berichtete Fallstudien hinaus beitragen. Eine

weitere Grundvoraussetzung dafür bildet neben der planvollen Versuchsanlage die Kontinuität wiederholter baumindividueller Messungen an vorab sorgfältig konzipierten und über die Beobachtungszeit beibehaltenen Stichprobenkollektiven. Diese Vorschläge gelten grundsätzlich für Untersuchungen zur natürlichen und künstlichen Verjüngung. Allerdings werden Versuche zur Naturverjüngung aufgrund vieler nicht vollständig kontrollierbarer Einflüsse und Variablen neben dem experimentellen Versuchsdesign auch Komponenten eines Monitorings behalten müssen. Unbedingt ist der Faktor Wildverbiss in den Versuchsdesigns entweder zu berücksichtigen oder zumindest zu kontrollieren. Vorrangig sollten die Versuche auf Daten zur Parametrisierung von Einzelbaummodellen zum Überleben und Wachstum in Abhängigkeit von Umweltbedingungen (Boden, Klima, Strahlungsgenuss) und individueller Wuchskonstellationen (Alter, Baumdimension, Konkurrenz) abzielen.

Bei nachweislich guten Möglichkeiten für eine natürliche Verjüngung der Roteiche als erwünschte waldbauliche Eigenschaft gibt es gleichzeitig bisher keine Anhaltspunkte für eine Invasivität der Baumart. Diese Aussage stützt sich auf eine umfangreiche Literaturrecherche, ergänzt durch eine Fallstudie im Zusammenhang mit dieser Arbeit. Nicht für eine Invasivität der Roteiche sprechen fehlende Mechanismen einer vegetativen Verbreitung und die geringere Effektivität potenzieller und tatsächlicher Vektoren in Europa bei gleichzeitig sehr hoher Präferenz des Wildverbisses. Kleinräumige Konflikte mit naturschutzfachlichen Zielen in Sonderbiotopen, die vor allem aus der beschattenden Wirkung der Baumart beruhen, lassen sich durch die Berücksichtigung potenzieller Ausbreitungsentfernungen beim Anbau und angesichts fehlender vegetativer Verbreitungsmechanismen ggf. durch einfache Beseitigung der Verjüngung lösen. Gravierende negative Auswirkungen auf den Standort werden im Rahmen einer speziell darauf gerichteten Fallstudie mit einem Vergleich bodenchemischer Eigenschaften und experimentell ermittelter Kenngrößen der Kohlenstoffumsätze unter Roteichenbeständen im Vergleich zur heimischen Traubeneiche auf zwei Standorten unterschiedlicher natürlicher Ausstattung nicht gefunden. Diese Ergebnisse ordnen sich in publizierte Untersuchungen zu den Streu- und Bodeneigenschaften von mit Roteichen bestockten Standorten in Europa und ihrem Heimatareal ein. Für das dortige natürliche Baumarteninventar weisen die amerikanischen Studien artspezifische Unterschiede in der Bodenbeeinflussung und in den Streueigenschaften nach, wie sie auch unter den bei uns heimischen Baumarten auftreten. Ebenso legt die mit der vorliegenden Arbeit nachgewiesene Korrelation zwischen der Humusform der Versuchs- und Probeflächen und der Nährstoffausstattung ihrer Standorte eine künftig differenzierte Beurteilung des Standorteinflusses der Roteiche nahe. Bodenchemische Kennwerte von Roteichenstandorten im niedersächsischen Tiefland bleiben voll im Rahmen repräsentativer Waldbodeninventuren wie der BZE und dem Bodendauerbeobachtungsprogramm.

In einer tabellarischen Darstellung nach den Kriterien der ökologischen Zuträglichkeit (Otto 1993) bzw. den Merkmalen potenzieller Invasivität eingeführter Baumarten (Vor et al. 2015) wird eine aktualisierte Einordnung der Roteiche vorgenommen (Tab. 50).

Tabelle 50: Evaluierung bestehender Einschätzungen der ökologischen Zuträglichkeit und Invasivität der Roteiche

Quelle	Merkmal	bisherige Bewertung	Neubewertung	Begründung
Ökologische Zuträglichkeit (Otto 1993)	Standortanpassung	++	++	Klare Standortabhängigkeit der Wuchsleistung; anpassungsfähig und vital über eine große Spanne in Nordwestdeutschland vorkommender Standortverhältnisse
	Bodenpfleglichkeit	++	+	Humusausprägung abhängig von der Nährstoffversorgung; Streuumsätze standortabhängig und annähernd mit Traubeneiche vergleichbar; hohe C-Speicherung
	keine Übertragung von Pathogenen	-?	+	Nach 150-jähriger Überprüfung bisher keine gefährlichen Pathogene; Befürchtungen hinsichtlich Eichenwelke (<i>Ceratocystes fragarearum</i>) haben sich nicht bestätigt
	keine Anfälligkeit	--	++	Gefährdungen der heimischen Eichen wie Spätfrost und Blattfraß durch Eichenfraßgesellschaften betreffen auch die REI, werden aber durch Wiederausschlagfähigkeit und Johannistriebbildung in Verbindung mit Mehltaresistenz besser überwunden
	Mischbarkeit	++	++	Gut mischbar mit Schattbaumarten (Buche, Winterlinde, Hainbuche) sowie Anteilen von Pionierbaumarten wie Birke und Kiefer v. a. auf schwächeren Standorten
	Naturverjüngung	+	++	Für eine schwerfrüchtige Baumart häufige Fruktifikation, hohe Samenmengen und gute Saatgutgesundheit; gewisse Überschirmungstoleranz und dadurch Verjüngungen aus mehreren Samenjahren
	Waldstrukturen	-?	+	Überschirmungstoleranz ermöglicht dauerhafte Unterstandserhaltung, Voranbau unter Lichtbaumarten sowie Naturverjüngung mit mittleren Überschirmungszeiträumen; starke licht- und altersabhängige Differenzierung

+++ äußerst positiv ++ sehr positiv + positiv --- äußerst negativ -- sehr negativ - negativ ? unklar

Invasivität (Vor et. al 2015)	negative Standortbeeinflussung	○	○	Ergebnisse deuten nicht auf deutliche, eindeutig auf die Baumart zurückzuführende Verschlechterungen standorttypischer bodenchemischer Kennwerte
	hohes Reproduktionspotenzial	◐	◐	Durch häufige Fruktifikation gegeben, aber keine Wurzelbrut; ausgeprägte Verbisspräferenz der Keimlinge und Sämlinge; dadurch bedingte Mortalität insbesondere nach Sommerverbiss
	hohes Ausbreitungspotenzial	○	○?	Höhere Verjüngungsdichten nur in geringem Abstand zu Samenbäumen bei sehr wenig Verbiss. Vektoren der zoochoren Verbreitung wenig effektiv aufgrund fehlender Koevolution. Weitere Forschung wird zu natürlicher Etablierung und Ausbreitung in lichten Wäldern empfohlen.
	Fähigkeit zur Artverdrängung	○	○	Auf Freiflächen langsames Wachstum als Pionierbaumarten, aber schnelleres als heimische Eichen. Unter Kiefernschirm mittlerer Dichte zunächst durchsetzungsstark und wüchsig. Heimische Schattbaumarten überleben jedoch unter Roteiche und können sich langfristig durchsetzen.
	begrenzte Steuerungsmöglichkeiten	○	○	Die Verjüngungssteuerung kann effektiv durch heimische Schattbaumarten, die in Mischung langfristig vital bleiben und im Wachstum aufholen, gewährleistet werden.

○ trifft nicht zu ◐ trifft bedingt zu ● trifft zu

In einigen Kriterien der ökologischen Zuträglichkeit führt diese Neubewertung zu einer günstigeren Einschätzung als bisher. Dies betrifft die Übertragung von Pathogenen und die Anfälligkeit gegenüber hiesigen biotischen und abiotischen Gefährdungen, wo sowohl die langjährigen kontinuierlichen Beobachtungen auf den eigenen Versuchsflächen als auch umfangreiche Literaturlauswertungen den nunmehr positiveren Befund stützen. Für die Fähigkeit zur Ausprägung vielfältiger horizontaler und vertikaler Waldstrukturen aufgrund der starken Selbstdifferenzierung sowohl im Reinbestand als auch in Mischung mit verschiedenen Baumarten erbringt die vorliegende Arbeit vielfältige, quantitativ belegte Nachweise, die mindestens die Einstufung „positiv“ zulassen. Zu den Merkmalen potenzieller Invasivität ergeben sich grundsätzlich keine von den vorherigen Einstufungen abweichenden Bewertungen und die Gesamtbeurteilung der Roteiche als einer in Deutschland nach bisherigem Kenntnisstand nicht invasiven Baumart wird unverändert aufrecht erhalten. Während sich vorherige Einschätzungen auf umfangreiche Literaturrecherchen bezogen haben, enthält die vorliegende Arbeit zu fast allen Merkmalen eigene Untersuchungsergebnisse mit Bezug auf Nordwestdeutschland. Insbesondere Fragen der Standortbeeinflussung, sowie des natürlichen Reproduktions- und Ausbreitungspotenzials werden bezogen auf diese Region nunmehr mit abgesicherten Versuchsergebnissen belegt. Weitere Untersuchungen werden zu einer natürlichen Ausbreitung der Roteiche lichten Wäldern vorgeschlagen, allerdings ohne dass es auch hier bisher Anzeichen einer Invasivität gäbe.

Ansätze einer ökologischen Integration der Roteiche in die ökologischen Kreisläufe sind durch die Besiedlung mit zahlreichen Pilzen, die am Anfang von Nahrungsketten stehen und nachweislich zur Schaffung geeigneter Strukturen für einheimische Lebensgemeinschaften beitragen, gegeben. Nur ausgesprochen stenophagen, an die heimischen Eichen angepassten Arten, insbesondere hoch spezialisierten Insekten, kann die Roteiche nicht oder nur eingeschränkt als Lebensgrundlage dienen.

In einer Gesamtbewertung der Ergebnisse der vorliegenden Arbeit spricht vieles dafür, dass auf einem relativ breiten Standortspektrum die forstwirtschaftlichen Chancen einer bemessenen Anbauausweitung der Roteiche v. a. im Umbau reiner Nadelbaumbestände damit verbundene überschaubare und durch Mischbestände weiter gemilderte ökologische Risiken deutlich überwiegen. Einen Schwerpunkt für Bestände mit führender Roteiche sollten dabei Standorte unterhalb der Anforderungen anspruchsvollerer heimischer Laubbaumarten bilden. Im Hinblick auf die laufenden Klimaänderungen kann die Roteiche nach derzeitigem Wissensstand als stresstolerante, aber gleichzeitig an mittlere Störungen gut angepasste Art einen Beitrag zur Erhöhung der Resilienz hiesiger Waldökosysteme leisten. In jedem Fall handelt es sich bei ihr um eine eingeführte Baumart, deren Potenziale und Risiken aufgrund ihrer in Deutschland bereits mehrere Jahrhunderte umfassenden Anbaugeschichte weit besser erforscht sind, als die anderer fremdländischer Alternativbaumarten, mit denen sich derzeit große Erwartungen verbinden. Eine Wissensbasis, vergleichbar mit jener der zur Roteiche bereits vorliegenden, ist kurzfristig für diese Baumarten auch nicht ansatzweise zu erwarten.

9 Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit zur nordamerikanischen Roteiche (*Quercus rubra* L.) widmet sich 70 Jahre nach der Veröffentlichung erster Monografien für Westdeutschland (Bauer 1953a) und Ostdeutschland (Göhre u. Wagenknecht 1955) erneut dem Wachstum, der waldbaulichen Behandlung, der Verjüngungsökologie und darüber hinaus Aspekten der ökologischen Integration dieser vor 250 Jahren nach Deutschland eingeführten und im forstlichen Anbau bewährten Baumart.

Im Mittelpunkt des waldwachstumskundlichen Teils stehen neu erstellte bzw. neu parametrisierte Modelle des Einzelbaum- und Bestandeswachstums der Roteiche für Nordwestdeutschland. Damit werden angesichts einer aktuell zunehmenden Berücksichtigung der Roteiche in waldbaulichen Planungen und in der praktischen Walderneuerung aufgrund der von ihr erwarteten Anpassungsfähigkeit an projizierte Klimaänderungen wichtige Planungs- und Bewirtschaftungsgrundlagen auf dem neuesten Stand zur Verfügung gestellt. Die Datengrundlage der Modellparametrisierungen bilden Einzelbaum- und Bestandesdaten langer Zeitreihen von 19 ertragskundlichen Versuchen in Rheinland-Pfalz, Nordrhein-Westfalen, Hessen, Niedersachsen und Schleswig-Holstein sowie Datenergänzungen, die das repräsentierte Standortpektrum und den abgedeckten Altersbereich gezielt erweitern. Neben zahlreichen einmaligen Probeflächenaufnahmen, v. a. in jüngeren Beständen, handelt es sich um die Neuanlage einer 12 Versuche umfassenden Versuchsserie im bisher unterrepräsentierten niedersächsischen Tiefland und einen Roteichen-Durchforstungsversuch mit abgestuften Eingriffsstärken in Bezug auf den natürlichen Bestockungsgrad einer Nullfläche (Assmann 1956). In den neueren und einem Teil der alten Versuchsanlagen wurden neben BHD-Vollaufnahmen und repräsentativen Höhen- und Kronenansatzmessungen zusätzlich Stammfußkoordinaten und Kronenprojektionen erhoben. Die Standortverhältnisse umfassen eine weite Spanne von sommertrockenen bis hin zu betont frischen bzw. grundwasserbeeinflussten Verhältnissen des Bodenwasserhaushaltes und schließen hinsichtlich der Nährstoffversorgung arme bis reiche Böden ein. Die klimatischen Bedingungen reichen von subatlantischen bis in subkontinentale Bereiche einschließlich trocken-warmer Bedingungen, jedoch nur weniger höherer Lagen des Berglandes (Gauer u. Aldinger (Hrsg.) 2005). Diese Spanne edaphischer und klimatischer Verhältnisse der Datengrundlage erreicht nicht die standörtlichen Extrema des ausgedehnten Heimatareals der Roteiche. Trotzdem führt sie bereits zu großen Unterschieden in Nordwestdeutschland beobachteter Höhenwuchsleistungen mit Site Index (SI)-Werten zwischen 17,3 und 31 m bei einem Bezugsalter von 50 Jahren.

Die Modellierung des Einzelbaumwachstums zielt auf robuste Prognosemodelle zur Verwendung in einem Einzelbaumwachstumssimulator und setzt deshalb zunächst bei den bestehenden, bewährten Modellformen von BWinPro/TreeGrOSS (Nagel 1999, Döbbeler et al. 2003) an. Für die Modellierung

der Alters-Höhenbeziehung, im Wachstumssimulator gleichzeitig die Grundlage des potenziellen Höhenwachses der Einzelbäume, wird weiter die dreiparametrische Chapman-Richards-Funktion verwendet (Nagel 1994, Gadow 2003). Ihre Neuparametrisierung führt zu steileren, mit den Edellaubbaumarten Bergahorn (*Acer pseudoplatanus* L.) und Esche (*Fraxinus excelsior* L.) vergleichbaren Höhenzunahmen sehr junger Bestände und anschließend zu einem eher gestreckten, jedoch bis in hohe Alter anhaltenden Höhenwachstum. Ein alternatives, auf der Zuwachsfunktion von Sloboda (1971) beruhendes Modell zeigt bezüglich der Lage des Wendepunktes der Höhenentwicklung ein biologisch sehr plausibles Jugendwachstum. Verworfen wird dieses Modell aufgrund von Unsicherheiten bestimmter Höhenmessungen, die möglicherweise zu Überschätzungen der Höhenzunahmen in hohen Altern führen, sowie von Einschränkungen der nutzbaren Datenbasis, da nur Differenzen wiederholter Aufnahmen verwendet werden können.

Ein Kronenbreitenmodell wird für die Roteiche in Deutschland erstmals parametrisiert, nachdem BWinPro/TreeGrOSS bisher ein Kronenbreitenmodell der in Deutschland heimischen Stiel- (*Quercus robur* L.) und Traubeneiche (*Quercus petraea* [Matt.] Liebl.) verwendete. Es handelt sich um ein verallgemeinertes lineares Modell mit dem BHD als einziger erklärender Variablen. Nach dem neuen Modell liegt der Standraumbedarf der Roteiche bis zu einem BHD von ca. 50 cm unter dem der heimischen Eichen, erst zu höheren BHD etwas darüber und durchgängig unter dem der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.). Weitere Einflussfaktoren auf die Kronenbreite von Roteichen deuten sich an, so die Zugehörigkeit zum Ober- oder Unterstand sowie die unterschiedliche Freistellung von Z- und Füllbestandsbäumen. Für ein einfaches und robustes Prognosemodell wird die modellhafte Einbeziehung dieser Faktoren aufgrund des zusätzlichen Datenbedarfes jedoch zunächst als unzweckmäßig erachtet.

Ein überarbeitetes Kronenansatzmodell enthält an unabhängigen Variablen den BHD, das H/BHD-Verhältnis als Ausdruck der bisherigen Konkurrenzsituation des Baumes und die Spitzenhöhe des Bestandes zur Berücksichtigung des Standortes. Mathematisch besitzt das neue Modell die Form eines verallgemeinerten nichtlinearen Modells (Generalized nonlinear least squares fit; Pinheiro et al. 2019) mit einer zusätzlichen Varianzmodellierung mithilfe der Varianzfunktion „Power-of-the-Mean“. Gegenüber dem früheren Kronenansatzmodell besitzen Roteichen jetzt im Durchschnitt längere Kronen. Außerdem ist die Kronenlänge nunmehr sensitiver gegenüber dem Standort, indem Bäume in wüchsigeren Beständen bei unveränderten Werten der anderen Einflussgrößen deutlich kürzere Kronen aufweisen.

Die Konkurrenz für die Modellierung des Einzelbaumwachstums wird auch künftig durch den bewährten Konkurrenzindex c_{66} abgebildet und die Freistellung im Zuge von Durchforstungen durch dessen

Änderung c66c. Verschiebungen der Konkurrenzberechnung durch die neue Kronenbreiten- und Kronenansatzfunktion bleiben gering, da sich deren Effekte mit über ein großes BHD-Spektrum jetzt schmalere, dafür aber längere Kronen größtenteils neutralisieren.

Die modellhafte Ableitung maximaler Dichten bzw. maximaler Grundflächenhaltungen von Roteichenbeständen verfolgt verschiedene methodische Ansätze. Eine als Referenz für die Dichtesteuerung im Rahmen der Bestandesbehandlung angestrebte Funktion der maximalen Grundfläche in Abhängigkeit der Oberhöhe und damit der Höhenbonität kann nach dem Ansatz von Sterba (1975, 1981, 1987) mit den zur Verfügung stehenden Daten, die nur wenige Nullflächenbeobachtungen enthalten, nicht plausibel hergeleitet werden. Einfachere Ansätze, basierend auf dem Stand Density Index (SDI) nach Reineke (1933) oder in Roteichenbeständen beobachteten maximalen c66-Werten, ergeben plausiblere Ergebnisse. Sie bestätigen im Wesentlichen die bisher in BWinPro/TreeGrOSS zur Initialisierung dichtebedingter Mortalität verwendete Überschildungsdichte und Bestandesgrundfläche (Döbbeler et al. 2003).

Die erste Version eines Grundflächenzuwachsmodells der Roteiche als Kern des Einzelbaumwachstumsmodells stützt sich auf die bewährte Modellkonstruktion von BWinPro/TreeGrOSS mit der Mantelfläche der Lichtkrone als Hauptprädiktor des Grundflächenzuwachses und den Effekten der unabhängigen Variablen Baumalter, abstandunabhängige Konkurrenzindex c66 und Freistellung c66c als Konkurrenzänderung bei Durchforstungen. Die Mantelfläche der Lichtkrone wird mit den neuen Funktionen von Kronenbreite und -ansatz weiter nach der Modellkrone von BWinPro/TreeGrOSS in Form eines elliptischen Rotationsparaboloides berechnet. Ebenfalls wie bisher unveränderlich und damit baumarten- und behandlungsunabhängig bleiben die Kronenproportionen mit einem relativen Lichtkronenanteil von stets zwei Dritteln der Kronenlänge von der Baumspitze aus, obwohl andere Autoren gerade für Laubbäume Abweichungen von dieser Annahme feststellen (Pretzsch 2002, Sprauer 2013). Die Neuparametrisierung des Referenzmodells nach der BWinPro/TreeGrOSS-Modellkonstruktion unter Anwendung der neuen Funktionen von Kronenbreite und -ansatz bei der Berechnung von Kronenmantelfläche, Konkurrenz und Freistellung führt zu deutlichen Veränderungen der Funktionsparameter gegenüber dem vorherigen Stand (Nagel 1999, Döbbeler et al. 2003). Gerichtete Residualabweichungen der Zuwachsschätzungen dieses Modells und Abweichungen der Effekte wichtiger Prädiktoren von einem linearen Verlauf motivierten die Parametrisierung eines alternativen Grundflächenzuwachsmodells. Dafür wird ein generalisiertes additives Modell der Familie GAULSS (Sprauer 2013) mit Beschreibung heterogener Varianz bzw. Standardabweichung bei Normalverteilungsannahme der Fehler verwendet (Schmidt 2020). Gleichzeitig wird in diesem Modell die komplexe Lichtkronenmantelfläche durch die einfachen Dimensionsgrößen BHD und Bekronungsgrad ersetzt, während die anderen erklärenden Variablen des Referenzmodells beibehalten werden. Die anschließende Linearisierung der Effektverläufe durch geeignete Näherungsterme dient vorrangig der technischen

Implementierung in BWinPro/TreeGrOSS. Sowohl das neu parametrisierte Referenzmodell als auch das neue alternative Grundflächenzuwachsmodell zeigen grundsätzlich plausible Zuwachsschätzungen und eine hinreichende Konkurrenzsensitivität. Eine Validierung an zunächst nur begrenzt zur Verfügung stehenden unabhängigen Daten erlaubt noch keine abschließende Entscheidung zugunsten der einen oder anderen Modellform, so dass weitere Überprüfungen auch unter Implementierung in die vollständige Software-Umgebung des Wachstumssimulators BWinPro/TreeGrOSS empfohlen werden.

Das Bestandeswachstumsmodell einer neuen Reinbestands-Ertragstafel der Roteiche für Nordwestdeutschland, erstellt nach der klassischen Top-down-Methode (Pretzsch 2002), ausgehend von den Grundbeziehungen zwischen Alter und Spitzenhöhenentwicklung sowie Spitzenhöhe und Gesamtwuchsleistung, gibt als Behandlungsnorm eine gestaffelte Hochdurchforstung vor. Die relativen Höhenbonitäten orientieren sich an den Spitzenhöhen im Alter 100 Jahre der Ertragsklassen der Roteichen-Ertragstafel für Westdeutschland von Bauer (1955), ergänzt um eine 0. Ertragsklasse. Durch die neue Alters-Höhenbeziehung ergeben sich innerhalb dieses neuen Bonitätsfächers Veränderungen der Verläufe des Höhenwachstums gegenüber der alten Ertragstafel. Weitere Merkmale der neuen Ertragstafel sind über einen weiten Altersbereich geringere Grundflächen- und Stammzahlhaltungen des verbleibenden Bestandes, womit die angestrebten stärkeren Durchmesser erreicht werden. Dies geht einher mit einem gegenüber der bisherigen Ertragstafel nicht erhöhten Niveau der Gesamtwuchsleistung vergleichbarer Höhenbonitäten. Dafür tritt eine standörtliche Differenzierung in der Grundflächenhaltung und Produktivität der neuen Ertragstafel wesentlich stärker hervor. Angesichts nicht stationärer Wuchsverhältnisse infolge der Dynamik von Standortfaktoren, die sich in Änderungen des Wuchsverhaltens langfristiger Versuchsflächen offenbaren und gewisse methodische Schwierigkeiten verursachen, werden durch die neue Ertragstafel gegenwärtige Wuchsverhältnisse der jeweiligen Altersbereiche abgebildet. Die Ergebnisse eines jüngeren Durchforstungsversuches auf einem für die Roteiche geeigneten, verbreiteten Standortstyp bestätigen die Behandlungsvorgabe und Grundflächenhaltung der neuen Ertragstafel in Bezug auf die angestrebten Produktionsziele für die erste Durchforstungsphase.

Gegenüber den in mehreren Versuchsanlagen integrierten standorts- und altersgleichen Stiel- und Traubeneichenbeständen erreichen Roteichenbestände zum Alter von ca. 100 Jahren um 30 bis 80 % höhere Volumenleistungen sowie um 10 cm größere Mitteldurchmesser des Oberstandes.

Ein einfaches Standort-Leistungsmodell auf der Basis eines allgemeinen linearen Modells mit dem SI als Zielvariable stellt eine Beziehung zwischen der Leistung der Roteiche nach der neuen Ertragstafel und den Boden- und Klimaverhältnissen her. Innerhalb der durch Daten abgedeckten Amplitude der Standortbedingungen erlaubt das Modell eine quantifizierte Abschätzung der Standorteignung und

des zu erwartenden Wachstums von Roteichenbeständen. Neben der starken Wirkung der Wasserhaushaltsstufe des Bodens geht eine positive Wirkung auf die Höhenwuchsleistung von einer höheren Jahresmitteltemperatur, einer besseren klimatischen Wasserbilanz in der Vegetationszeit sowie einem weniger weit zurückliegenden Keimjahr aus, während die Nährstoffstufe der Standortkartierung kaum eine Wirkung auf das Höhenwachstum erzielt.

Bezüglich der Standortinteraktion als Merkmal der ökologischen Zuträglichkeit einer eingeführten Baumart (Otto 1993) ist die Humusform in Roteichenbeständen nicht durchgehend ungünstig, sondern eng mit der Nährstoffstufe des Standortes korreliert. Ein pauschal negativer Einfluss einer Roteichenbestockung auf Boden- und Humuszustände konnte nicht bestätigt werden. Bodenchemische Kennwerte unter etablierten Roteichenbeständen des niedersächsischen Tieflandes liegen für gleiche Bodensubstratgruppen innerhalb durchschnittlicher Bodenzustände aller Bestockungstypen unterschiedlicher Baumarten der Bodenzustandserhebung II (Evers et al. 2019) und bieten daher keine Anhaltspunkte für eine auffällige systematische Verschlechterung der Bodeneigenschaften. Die Kohlenstoffbindung der untersuchten Böden unter Roteichenbeständen des Tieflandes ist eher überdurchschnittlich. In einem Baumartenvergleich zwischen gleichalten Roteichen- und Traubeneichenbeständen auf einem nährstoffkräftigen, frischen und einem ziemlich armen, mäßig trockenen Standort des Wuchsbezirkes Ostheide zeigt die Roteiche in der Summe von Boden und Bestand eine höhere Gesamtkohlenstoffspeicherung. In einigen bodenchemischen Kennwerten wie der Basensättigung und den Stickstoffvorräten besitzt die Traubeneiche auf beiden Standorten gewisse Vorteile, auf dem schwächeren Standort darüber hinaus in den Gesamtvorräten an Kalium und Phosphor. Auf dem besseren Standort ebenfalls etwas günstiger sind der Zustand der Humusaufgabe sowie die Kohlenstoffumsätze und -verfügbarkeit unter der Traubeneichenbestockung. Dagegen zeigt der Boden des schwächeren Standortes die höhere biologische Aktivität unter der Roteiche, was sich in einem größeren Vorrat an mikrobiellem Kohlenstoff und einer deutlich besseren Kohlenstoffverfügbarkeit dokumentiert. In einem schwach wüchsigen Kiefernbestand auf einem nährstoffschwachen, früher streugenutzten Standort führten ein Roteichenvoranbau und die gleichzeitige Kompensationskalkung mit 6 t je ha kohlensaurem Dolomitskalk nach 20 Jahren zu einem deutlich verbesserten Humus- und Bodenzustand.

In Verjüngungsversuchen aus Pflanzung auf der Freifläche und unter dem Schirm von Kiefernbeständen unter trocken-warmen Klimaverhältnissen auf nährstoffschwachen Sandböden zeichnet sich die Roteiche durch eine geringe Mortalität in der Etablierungsphase aus und ist darin heimischen Laubbaumarten und mediterranen Eichenarten überlegen. In einem Versuch auf der Freifläche trifft das auch auf die hier mit untersuchte Freisaat der Roteiche zu, die sich als erfolgreiches Kulturbegründungsverfahren erweist. Vor allem kommt die Roteiche mit trotz fortschreitender Temperaturerhöhung noch immer regelmäßig auftretenden Spätfrost besser zurecht als Trauben-, Stiel-, Flaum- (*Quercus pubescens* Willd.), Stein- (*Quercus ilex* L.) und Ungarische Eiche (*Quercus frainetto* Ten.) sowie

Rotbuche. Dies führt neben den geringeren Ausfällen zu einem gegenüber diesen Baumarten überlegenen Jugendwachstum. Die längere Überschildung durch einen Kiefernbestand hat auf das Höhenwachstum der Roteiche relativ geringere Auswirkungen als auf das der Sandbirke (*Betula pendula* Roth.), der Stieleiche und der Rotbuche, die als einzige den Schirm bevorzugt. Von sehr starken Auflichtungen eines Kiefernschirm profitiert das Wachstum der Roteiche mittelfristig weniger als jenes der Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco). Unter Freiflächenbedingungen sind gleichaltrige Waldkiefern (*Pinus sylvestris* L.) und Sandbirken als heimische Pionierbaumarten der Roteiche gegenüber mindestens gleich-, in der Regel vorwüchsig und Roteichenpflanzungen lassen deren natürliches Ankommen zu. In einzelstammweiser, gleichaltriger Mischung mit Rotbuche bleibt die Roteiche selbst unter einem Kiefernschirm mittlerer Überschildungsdichte lange vorwüchsig, ohne die später potenziell im Wachstum aufholende Rotbuche zu verdrängen. Die vorteilhaften Eigenschaften im Hinblick auf die Etablierung unter schwierigen Standortverhältnissen und die Behauptung in Mischbeständen sprechen unter Berücksichtigung der letztgenannten Aspekte nicht für die Invasivität der Roteiche im Sinne einer nicht kontrollierbaren Ausbreitung und Verdrängung heimischer Arten.

Die Untersuchungsergebnisse von Naturverjüngungen in drei Roteichenbeständen lassen sich in den bestehenden Kenntnisstand zur Verjüngungsökologie der Baumart in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet und in Deutschland einordnen. Sie bestätigen für Roteichenaltbestände grundsätzlich hohe Erfolgsaussichten einer natürlichen Verjüngung mit hohen Sämlingsdichten aus mehreren Samenjahren. Als wichtigste Grundlage der Verjüngungsetablierung erweist sich eine gegenüber den heimischen Eichenarten höhere Überschildungstoleranz. Eine wirksame Senkung des Wildverbisses, dem die Roteiche in besonderer Weise unterliegt, und die Lichtung eines ggf. vorhandenen Unterstandes aus Schattbaumarten sind Voraussetzungen des Verjüngungserfolges. Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit unterstützen die Klassifizierung der Roteiche als Lückenspezialistin mit einer Anpassungsstrategie, die eher auf ihrer Stresstoleranz beruht als auf der Fähigkeit zu extrem starken Zuwachsreaktionen bei veränderter Ressourcenverfügbarkeit. Trotz gewisser Überlebensfähigkeit auch unter dunkleren Bedingungen setzt eine stärkere Zunahme des Höhenwachstums der Roteichenaturverjüngung erst bei Lichtverhältnissen von etwa 15 % Indirect Site Factor (ISF) ein, während ein Wendepunkt zu degressiv steigenden Höhenzunahmen bei ca. 25 % ISF auftritt. Diese Angaben bleiben orientierende Richtwerte, da das Monitoring der drei Naturverjüngungsversuche weitere wichtige Einflussfaktoren nicht in eine systematische Versuchssteuerung einbezog. Ein Modell zum Höhen- und Wurzelhalsdurchmesserwachstum als Fallstudie an einem der Naturverjüngungsversuche bezieht eine pflanzenindividuelle Altersbestimmung mit ein und identifiziert die Ungleichaltrigkeit im Zusammenwirken mit unterschiedlichem Lichtgenuss als wichtigste Treiber der starken Höhen- und Durchmesserdifferenzierung der Naturverjüngung.

Langjährig dokumentierte Beobachtungen der zahlreichen Versuchsflächen fügen sich in die Ergebnisse einer Literaturübersicht ein, wonach die Einschleppung von auf die heimische Flora und Fauna nachteilig wirkenden Organismen durch die Roteiche bisher trotz einer langen Anbaugeschichte nicht nachgewiesen ist und ebenso wenig ihre eigene existenzielle Bedrohung durch hiesige abiotische und biotische Gefährdungen. Nach Spätfrostergebnissen, Blattfraß durch die Eichenfraßgesellschaften und Bodenfeuern besitzt die Roteiche ein gutes Regenerationsvermögen aufgrund ihrer starken Wiederausschlagfähigkeit. Ansätze einer ökologischen Integration in Mitteleuropa beruhen auf Adaptionsmöglichkeiten heimischer Arten an die Strukturen lebender Roteichen sowie an deren Totholz, das durch zahlreiche Destruenten erschlossen werden kann. Aus einer fehlenden Koevolution resultierende Nachteile für bestimmte mitteleuropäische Nahrungsspezialisten können durch die Mischung mit heimischen Baumarten gemindert werden können. Eine Fallstudie im Umfeld eines Roteichenbestandes innerhalb eines Stieleichen-Hainbuchen-Waldes findet keine unkontrollierte horizontale Ausbreitung von Roteichennaturverjüngung, wofür als Hauptursachen geringe Verbreitungsentfernungen des Samens und die sehr starke Verbisspräferenz der Roteiche identifiziert werden. Das Ausbreitungsverhalten in lichten Wäldern, vor allem Kieferbeständen, war nicht Gegenstand eigener Untersuchungen und bleibt weiterer Forschung vorbehalten.

Ein waldbauliches Behandlungskonzept für Roteichen-Rein- und Mischbestände berücksichtigt die im Rahmen dieser Arbeit erzielten neuen Erkenntnisse und stellt deren Synthese an der Schnittstelle zu einer unmittelbaren praktischen Anwendung dar. Es kennzeichnet die Roteiche als eine anpassungsfähige, ertragreiche Baumart mit vorteilhaften Eigenschaften, wozu in erster Linie ihre Robustheit bei der Etablierung unter schwierigen Ausgangsbedingungen, die Integrationsfähigkeit in strukturreiche Mischbestände und die Möglichkeiten einer einzelstammweisen Nutzung und waldbaulich steuerbaren natürlichen Regeneration gehören.

10 Abstract

Seventy years after the first monographs on the Northern Red Oak (*Quercus rubra* L.) for West Germany (Bauer 1953a) and East Germany (Göhre and Wagenknecht 1955) were published, this work is once again devoted to growth, silvicultural treatment, regeneration ecology and, beyond that, ecological aspects of integration of this tree species, introduced to Germany 250 years ago in forest cultivation.

The focus of the forest growth part is newly created or newly parameterized models of the single tree and stand growth of Northern Red Oak for northwest Germany. Given the currently increasing consideration of Northern Red Oak in silvicultural planning and practical forest renewal due to the expected adaptability to projected climate changes, important planning and management tools are made available up to date. The data basis of the model parameterizations are individual tree and stand data from a series of 19 long time yield trials in Rhineland-Palatinate, North Rhine-Westphalia, Hesse, Lower Saxony, and Schleswig-Holstein as well as data supplements that specifically expand the represented range of sites and stand ages covered. In addition to numerous unique sample area recordings from younger stands, it is about the creation of a 12-trial series in the previously underrepresented lowlands of Lower Saxony and a Northern Red Oak thinning trial with staggered degrees of thinning referring to the natural stocking degree of an untreated stand (Assmann 1956). In the newer and some of the already long existing research trials, tree positions, and crown projections were measured in addition to complete recordings of diameter at breast height (DBH) and representative height and crown base measurements. The site conditions cover a wide range from summer-dry to markedly mesic or groundwater-influenced site conditions and include poor to rich soils in terms of nutrient supply. The climate conditions range from sub-Atlantic to sub-continental, including warm and dry conditions, but only a few higher elevation sites in the mountains (Gauer and Aldinger (eds.) 2005). This range of edaphic and climatic conditions represented in the database does not reach the extremes of the extensive home range of Northern Red Oak. Nevertheless, it already leads to substantial differences in height growth performance observed in Northwest Germany with Site Index (SI) values between 17.3 and 31 m referring to an age of 50.

The modeling of the single tree growth aims at robust prognosis models for use in a single tree growth simulator. Therefore initially relies on the existing, proven model forms from BWinPro/TreeGrOSS (Nagel 1999, Döbbeler et al. 2003). The model of age-to-height-relationship uses the three-parameter Chapman-Richards-Function (Nagel 1994, Gadow 2003), which is also the basis for the potential height increment of the individual trees in the growth simulator. Their re-parameterization leads to steeper increases in height in very young stands, comparable to those of fast-growing hardwoods like Sycamore Maple (*Acer pseudoplatanus* L.) and Common Ash (*Fraxinus excelsior* L.), and then to a stretched

height increase that persists until high ages. An alternative model based on the integration of the growth function by Sloboda (1971) shows a biologically very plausible early growth referring to the position of the turning point in height development. This model's refused due to uncertainties in some height measurements, which may lead to overestimations of height increases in old age and limitations of the available data since it only can use differences from repeated recordings.

A crown width model is parameterized for Northern Red Oak in Germany for the first time after BWin-Pro/TreeGrOSS previously used a crown width model of the Pedunculate (*Quercus robur* L.) and Sessile Oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.), native to Germany. It is a generalized linear model with DBH as the only explanatory variable. According to the new model, Northern Red Oak requires up to a DBH of approx. 50 cm less growing space than the native oaks, only at higher DBH slightly more and consistently less than European Beech (*Fagus sylvatica* L.). Other factors of influence on the crown width of Northern Red Oaks are indicated, such as their belonging to the upper or lower storey of the stand and the different releases of future crop trees and other trees. Aiming to a simple and robust prognosis model, however, the inclusion of these factors is now considered inappropriate due to the additional data requirement.

A revised crown base model includes independent variables such as the DBH, the height-DBH-ratio as an expression of the current competitive situation of the tree, and the top height of the stand to account for the site conditions. Mathematically, the new model becomes a generalized nonlinear least squares fit (Pinheiro et al. 2019) with an additional variance modeling using the variance function power-of-the-mean. Compared to the previous crown base model, Northern Red Oak now has longer crowns on average. In addition, the crown length is now more sensitive to the site conditions in which trees on highly productive sites have significantly shorter crowns with unchanged values of the other influencing variables. Competition and release will continue to be mapped for the modeling of single tree growth by the proven competition index c_{66} and its change in the course of thinning c_{66c} . Changes in competition calculations due to the new crown width and crown base function remain small since their effects are mostly equalized with now narrower, but longer crowns over a wide range of DBH.

The model derivation of maximum stand density and maximum stand basal area for Northern Red Oak follows different approaches. According to Sterba (1975, 1981, 1987), a function of the maximum stand basal area referring to top height and thus of height yield class as a reference for the thinning regime of Red Oak stands cannot be derived plausibly with the available data, which contain only a few observations of untreated stands. Less complex approaches based on the Stand Density Index (SDI), according to Reineke (1933), or maximum c_{66} values observed in Northern Red Oak stands, gain more likely

results. They essentially confirm the maximum density and the maximum stand basal area used until now in BWinPro/TreeGrOSS as a threshold of density-related mortality (Döbbeler et al. 2003).

The first version of a single tree growth model of Northern Red Oak is based on the proven model construction of BWinPro/TreeGrOSS with the surface of the light crown as the main predictor and additionally the effects of the independent variables tree age, distance-independent competition index c_{66} , and the thinning release c_{66c} . The calculation of the surface of the light crown uses the new functions of crown width and crown base according to the model crown of BWin-Pro/TreeGrOSS in the form of an elliptical rotational paraboloid. As before, the crown proportions remain unchanged and thus independent of tree species and treatment, with a relative ratio of light crowns always two-thirds of the crown length from the top of the tree, although other authors find deviations from this assumption, especially for deciduous trees (Pretzsch 2002, Sprauer 2013). The new parameterization of a reference model according to the BWinPro/TreeGrOSS model using the new functions of crown width and crown base in the calculation of light crown surface, competition, and release leads to significant changes in the functional parameters compared to the previous state (Nagel 1999, Döbbeler et al. 2003). Directed residual deviations of the growth estimates of this model and deviations of the effects of important predictors from a linear course motivated the parameterization of an alternative basal area growth model. For this purpose, a generalized additive model of the GAULSS family (Sprauer 2013) describing heterogeneous variance or standard deviation with normal distribution assumption of errors is used (Schmidt 2020). At the same time, in this model, the complex light crown surface is replaced by the simple dimensional variables DBH and crown ratio, and other explanatory variables of the reference model remain unchanged. The subsequent linearization of the effect curves by suitable approximation terms is primarily needed for the technical implementation in BWinPro/TreeGrOSS. Both the newly parameterized reference model and the new alternative basal area growth model generally show plausible growth estimates and sufficient competition sensitivity. Validation using only limited independent data available at first does not allow a final decision in favor of one or the other model. So further checks are recommended even when implemented in the complete software environment of the growth simulator BWinPro/TreeGrOSS.

The stand growth model of a new pure stand yield table of Northern Red Oak for Northwest Germany, according to the classic top-down-method (Pretzsch 2002), 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 as the treatment standard. Relative yield classes refer to the top heights at the age of 100 of the yield classes of the Northern Red Oak 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 compared to the old yield table within the new one. Other features of the new yield table are lower basal areas and tree numbers of the remaining stand over a wide range of ages, achieving the desired

higher DBH. This stand management leads to a total volume growth, which is not increased compared to the previous yield table. On the other hand, 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 shows the current growth conditions respective to the age ranges. A young thinning trial on a widespread site type suitable for Northern Red Oak confirms the treatment specification and basal area maintenance of the new yield table concerning the desired production targets for the first thinning period.

Compared to Pedunculate and Sessile Oak stands of the same age and location, at the age of about 100 years, Northern Red Oak stands achieve 30 to 80% higher volume yields and a 10 cm larger average DBH of the upper storey.

A simple site performance model based on a general linear model with the SI as the target variable links the performance of Northern Red Oak stands according to the new yield table to the soil and climatic conditions. Within the amplitude of site conditions covered by data, the model allows a quantified estimation of site suitability and the expected growth of Northern Red Oak populations. In addition to the strong effect of the soil water supply, the height growth performance is positively affected by a higher annual mean temperature, a better climatic water balance during the growing season, and a less far ago germination year, while the nutrient level of the site is less significant.

Regarding the site interaction as a characteristic of the ecological suitability of an introduced tree species (Otto 1993), a general negative influence of Northern Red Oak stocking on soil and humus conditions could not be confirmed. The humus type in Northern Red Oak stands is not consistently unfavorable, but closely correlated with the nutrient level of the site. Soil chemistry characteristics under established Northern Red Oak stands of the Lower Saxony lowlands are for the same soil substrate groups within the range of soil conditions of all stocking types of different tree species of the second Soil Condition Survey (Evers et al. 2019) and therefore do not offer any evidence for significant systematic deterioration of soil properties. The carbon sequestration of the soils studied under lowland Northern Red Oak stands is rather above average. In a tree species comparison between Northern Red Oak and Sessile Oak stands of the same age on a nutrient-rich, fresh, and a rather poor, moderately dry location in the growing district of Ostheide, Northern Red Oak shows a higher total carbon storage in the sum of soils and stands. Sessile Oak has advantages in some soil chemical parameters such as base saturation and nitrogen reserves in both locations and, additionally in the poorer site in the total supplies of potassium and phosphorus. At the better site, the conditions of humus supply as well as the carbon turnover and the carbon availability are also slightly more favorable under the Sessile Oak stand. On the other hand, the soil of the poorer site shows higher biological activity under the Northern Red Oak

with a larger supply of microbial carbon and significantly better carbon availability. In a poor-growing Scots Pine (*Pinus sylvestris* L.) stand on a nutrient-poor site with long term litter removal, underplanting Northern Red Oak combined with compensatory liming with 6 tonnes per hectare of carbonaceous dolomite lime resulted in a marked improvement in the humus and soil condition after 20 years.

In regeneration trials under open-grown conditions and under the canopy of Scots Pine stands under dry, warm climate conditions on nutrient-poor sandy soils, planted Northern Red Oak shows high survival rates during the establishment phase which is superior to native deciduous tree species and Mediterranean oak species. In an experiment in the open field, this also applies to seeded Northern Red Oak, which has proven to be a successful method of stand establishment. Above all, the Red Oak copes better than Sessile Oak, Pedunculate Oak, Downy Oak (*Quercus pubescens* Willd.), Holm Oak (*Quercus ilex* L.), Hungarian Oak (*Quercus frainetto* Ten.), and European Beech with the late frosts that still occur regularly despite the proceeding climate change. In addition to less mortality, this leads to superior youth growth compared to these tree species. Heavier clearances in the canopy of a Scots Pine stand have relatively less impact on the height growth of Northern Red Oak than on Silver Birch (*Betula pendula* Roth.), Pedunculate Oak, and European Beech, last as the only one that prefers the canopy. In the middle term, the growth of Northern Red Oak benefits less than that of the Douglas Fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirbel) Franco) from heavy clearances of a Scots Pine canopy. Under open-grown conditions, native pioneer tree species Scots Pine and Silver Birch are at least pre-growing to Northern Red Oak of the same age, and Northern Red Oak plantations allow their natural arrival. In a mixed stand with European Beech of the same age, Northern Red Oak remains pre-growing under a medium-dense Scots Pine canopy for a long time without displacing the European Beech, which may later catch up in growth. Taking into account the latter aspects, the advantageous properties concerning establishing under difficult site conditions and the assertion in mixed stands do not speak for the invasiveness of Northern Red Oak in the sense of uncontrollable spread and displacement of native species.

The study results of natural regeneration in three Red Oak stands fit in the existing state of knowledge on the natural regeneration ecology of the tree species in its range of origin and in Germany. For mature Northern Red Oak stands, they confirm the high success probability of natural regeneration with high densities of seedlings from several seed years. A higher shade tolerance compared to the native oak species proves to be of high importance for the successful establishment of regeneration. Effective reduction of browsing to which the Red Oak is eminently endangered and clearing any existing understorey of shade-tolerant tree species are essential requirements. The results of the present work support the classification of Northern Red Oak as a gap specialist with an adaptation strategy based on higher stress tolerance rather than the ability for high growth responses to changes in resource availability. Despite survival even under darker conditions, a marked increase in height growth of Northern

Red Oak natural regeneration begins at around 15 % Indirect Site Factor (ISF), while at 25 % ISF a turning point in the increase of height growth occurs. This information remains an approximation since the monitoring of the three natural regeneration trials did not include other factors of importance in a systematic test control. A model for height and root collar diameter growth as a case study on one of the regeneration stands uses a plant-individual age determination and identifies the uneven age in combination with different light consumption as the most important driver of the strong height and diameter differentiation of natural regeneration.

Long-term documented observations of the numerous experimental trials fit into the results of a literature review, according to which the introduction of organisms that harm the native flora and fauna by Northern Red Oak has not been proven despite a long cultivation history, nor has its own existential threat from local abiotic and biotic hazards. After late frost events, leaf damage caused by herbivore insects, and ground fires, Northern Red Oak can regenerate due to its vigor resprouting. The adaptation of native species to the structures of living trees and the access of numerous decomposers to their dead wood is the basis for approaches to the ecological integration of Northern Red Oak in Central Europe. Disadvantages for certain Central European food specialists resulting from a lack of co-evolution can be reduced by mixed stands with native tree species. A case study in the vicinity of a Red Oak stand within a Pedunculate Oak-Hornbeam (*Carpinus betulus* L.) forest does not find any uncontrolled horizontal spread of Red Oak natural regeneration, for which the short seed dispersal distances and the strong browsing preference of Northern Red Oak are identified as the main causes. The dispersal behavior under lighter conditions, especially of Scots Pine stands, was not the subject of our investigations and will remain a field of research.

A silvicultural management concept for Northern Red Oak pure and mixed stands considers the new knowledge gained in this work and presents their synthesis at the interface to an immediate practical application. It characterizes Northern Red Oak as an adaptable, high-yielding tree species with advantageous properties, including in the first line robustness when establishing under unfavorable conditions, the ability to integrate into structured mixed stands, and the opportunities of a single tree use and silvicultural controllable natural regeneration.

11 Literatur

- Abetz, P. 1976. Beiträge zum Baumwachstum: Der h/d-Wert - mehr als ein Schlankheitsgrad. Forst- und Holzwirt 31 (19), 389-393
- Abrams, M.D. 1990. Adaptations and responses to drought in *Quercus* species of North America. Tree Physiology 7, 227-238
- Abrams, M.D. 1992. Fire and the Development of Oak Forests. BioScience 42 (5), 346-352
- Abrams, M.D. 2003. Where Has All the White Oak Gone? BioScience 53 (10), 927-939; [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0927:WHATWO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0927:WHATWO]2.0.CO;2)
- Abrams, M.D.; Ruffner, C.M.; DeMeo, T.E. 1998. Debdroecology and species co-existence in an old-growth *Quercus-Acer-Tilia* talus slope forest in the central Appalachians, USA. Forst Ecology and Management 106, 9-18
- Adamowski, W. 2002. Invasion of red oak *Quercus rubra* in Bialowieza Forest (NE Poland). In: Biological Invasions: Challenges for Science, Proceedings of the conference in Halle, Oct. 2002, UFZ Leipzig-Halle
- Ahrends, B.; Fortmann, H.; Meesenburg, H. 2021. Versauerung Niedersächsischer Waldböden – BDF-Auswertungen zu Status Quo und Dynamik. GeoBerichte 39, LBEG Hannover, S. 147-161 (272 S.)
- Aizen, M.A.; Patterson, W.A. 1990. Acorn size and geographical range in the North American oaks (*Quercus* L.). Journal of Biogeography 17, 327-332
- Akaike, H. 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: Petrov, B. N.; Csaki F. (Hrsg.), Second international symposium on information theory. Budapest, Academiai Kiado, 267-281
- Albert, M.; Nagel, R.-V.; Nuske, R.S.; Suttmöller, J.; Spellmann, H. 2017. Tree Species Selection in the Face of Drought Risk—Uncertainty in Forest Planning. Forests 2017, 8, 363; <https://doi.org/10.3390/f8100363>
- 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. Zenodo; <https://doi.org/10.5281/zenodo.6343906>
- Albert, M.; Nagel, J.; Schmidt, M.; Nagel, R.-V.; Spellmann, H. 2022: Eine neue Generation von Ertragstafeln. AFZ/Der Wald 77 (15), 35-39
- Albert, M.; Nagel, J.; Schmidt, M.; Nagel, R.-V.; Spellmann, H. 2023. Konstruktionsprinzip für eine neue Generation von Ertragstafeln erläutert am Beispiel der Baumart Buche. Allgemeine Forst- und Jagdztg. 192 (7/8), 173-191; <https://doi.org/10.23765/afjz0002084>
- Alexander, H.D.; Arthur, M.A.; Loftis, D.L.; Green, S.R. 2008. Survival and growth of upland oak and co-occurring competitor seedlings following single and repeated prescribed fires. Forest Ecology and Management 256, 1021-1030; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.06.004>
- Alexander, H.D.; Siegert, T.C.; Brewer, J.S.; Kreye, J.; Lashley, M.A.; McDaniel, J.K.; Paulson, A.K.; Renninger, H.J.; Varner, J.M. 2021. Mesophication of Oak Landscapes: Evidence, Knowledge Gaps, and Future Research. BioScience 71, 531–542; <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa169>

- Allen, B.P.; Goebel, P.C.; Hix, D.M. 2004. Thirty-one years of stand development in a Northern Red Oak (*Quercus rubra* L.) plantation, North-Central Ohio, USA. In: Proceedings of the 14th Central Hardwood Forest Conference, USDA Forest Service Northeastern Forest Experiment Station, GTR-NE-316, 434-439
- Amberg, R. 1948. Mischkulturen auf der Kahlfläche. AFZ 3 (8), 61-64
- Amberg, R. 1953. Die Roteiche. Eine Buchbesprechung. Forstwissenschaftliches Centralblatt 73, 335-346
- Apostol, K. G.; Jacobs, D. F.; Wilson, B. C.; Salifu, K. F.; Dumroese, R. K. 2007. Growth, gas exchange, and root respiration of *Quercus rubra* seedlings exposed to low root zone temperatures in solution culture. *Forest Ecology and Management* 253 (1-3), 89-96; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.04.054>.
- Arbeitskreis Standortskartierung in der AG Forsteinrichtung. 2016. Forstliche Standortsaufnahme. Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. 7. Auflage, IHW-Verlag München, 400 S.
- Arthur, M.A.; Alexander, H.D.; Dey, D.C.; Schweitzer, C.J.; Loftis, D.L. 2012. Refining the Oak-Fire Hypothesis for Management of Oak-Dominated Forests of the Eastern United States. *Journal of Forestry* 110, 257-266
- Ashton, M.S.; Larson, B.C. 1996. Germination and seedling growth of *Quercus* (section *Erythrobalanus*) across openings in an mixed-deciduous forest of southern New England, USA. *Forest Ecology and Management* 80, 81-94
- Assmann, E. 1949. Zur Ertragstafelfrage. Forstwissenschaftliches Centralblatt 68, 414-430
- Assmann, E. 1955. Die Bedeutung des „erweiterten Eichhorn'schen Gesetzes“ für die Konstruktion von Fichtenertragstafeln. Forstwissenschaftliches Centralblatt 74, 321-330
- Assmann, E. 1956. Natürlicher Bestockungsgrad und Zuwachs. Forstwissenschaftliches Centralblatt 75, 257-265
- Assmann, E. 1959. Höhenbonität und wirkliche Ertragsleistung. Forstwissenschaftliches Centralblatt 78, 1-20
- Assmann, E. 1961. Waldertragskunde. BLV Verlagsgesellschaft München Bonn Wien, 490 S.
- Assmann, E., Franz, F. 1965. Vorläufige Fichten-Ertragstafel für Bayern. Forstwissenschaftliches Centralblatt 84, 13-43; <https://doi.org/10.1007/BF01872794>
- Auchmoody, L.R.; Smith, H.C.; Walters, R.S. 1993. Acorn Production in Northern Red Oak Stands in Northwestern Pennsylvania. Radnor PA: USDA Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station. Research Paper NE-680, 5 S.
- Bachmann, M.; Forester, W.; Dörr, P.; Franz, F. 1994. Wuchsverhalten eines Kiefern-Roteichen-Mischbestandes. Forstarchiv 65, 10-19
- Badoux, H. 1932. Die forstlich wichtigsten exotischen Holzarten in der Schweiz. Zürich: Mitt. der Schweizerischen Zentralanstalt für das forstliche Versuchswesen 17, 344-438
- Bailey, R.L.; Clutter, J.L. 1974. Base-age invariant polymorphic site curves. *Forest Science* 20, 155-159

- Balkenhol, B. 2006. Sukzession der Araneen-Coenosen in Roteichenwäldern im Vergleich zu Traubeneichenwäldern und Offenlandflächen in der Bergbaufolgelandschaft. In: Biodiversität und Sukzession in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. Norderstedt: Books on Demand, 62-81
- Balkenhol, B.; Brunk, I.; Vogel, J.; Voigtländer, K.; Xylander, W. 2006. Sukzession der Staphilinide- und Chilopoden-Coenosen einer Roteichen-Chronosequenz im Vergleich zu Offenlandflächen und Traubeneichenwäldern. In: Biodiversität und Sukzession in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. Norderstedt: Books on Demand, 45-61
- Bartoń, K. 2019. R-Paket ‚MuMIn‘, Multi-Model Inference. Vers. 1.43-17
- Bastide, J.G.A.; Faber, P.J. 1972. Revised Yield Tables for six Tree Species in The Netherlands. Wageningen: Bosbouwproefstation, 36 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. 1953a. Die Roteiche. Frankfurt a. M.: J. D. Sauerländer's Vlg., 108 S.
- Bauer, F. 1953b. Die Läuterung der Roteiche. Forst und Holz 8, 5-6
- Bauer, F. 1953c. Die Roteiche zwischen schwacher und starker Durchforstung. AFZ 8 (9), 108-109
- Bauer, F. 1955. Ertragstafel Roteiche. In: Schober (Hrsg.) 1987. Ertragstafeln wichtiger Baumarten. Dritte, neubearb. u. erw. Aufl. (1. Aufl. 1975). Frankfurt a. M.: J.D. Sauerländer's Vlg., 26-28
- Bechtold, W. A. 2003. Crown-Diameter Prediction Models for 87 Species of Stand-Grown Trees in the Eastern United States. Southern Journal of Applied Forestry 27 (4), 269-278
- Bechtold, W. A. 2004. Largest-crown-width prediction models for 53 species in the western United States. Western Journal of Applied Forestry 19 (4), 245-251
- Belloq, M.I.; Jones, C.; Dey, D.C.; Turgeon, J.J. 2005. Does the shelterwood method to regenerate oak forests affect acorn production and predation? Forest Ecology and Management 205, 311-323; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.10.013>
- Bergel, D. 1974. Massentafeln II: Eiche, Roteiche, Kiefer. Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen
- Berthold, D.; Vor, T.; Beese, F. 2009. Effects of cultivating black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) on soil chemical properties in Hungary. Forstarchiv 80 (6), 307-313
- BGR - Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten (Hrsg.) 2005. Bodenkundliche Kartieranleitung KA5. Hannover, 5. verbesserte u. erweiterte Auflage, 438 S.
- Biber, P. 1996. Konstruktion eines einzelbaumorientierten Wachstumssimulators für Fichten-Buchen-Mischbestände im Solling. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen, Reihe A, Bd. 142
- Bieberich, J.; Lauerer, M.; Aas, G. 2016. Acorns of introduced *Quercus rubra* are neglected by European Jay but spread by mice. Annals of Forest Research 59 (2), 249-258; <https://doi.org/10.15287/afr.2016.522>

- Biging, G.S. 1985. Improved estimates of site index curves using a varying-parameter model. *Forest Science* 31, 248-259
- Biging, G.S.; Dobbertin, M. 1995. Evaluation of competition indices in individual tree growth models. *Forest Science* 41 (2), 360-377
- Bindewald, A.; Michiels, H.-G.; Bauhus, J. 2019. Risk is in the eye of the assessor: comparing risk assessments of four non-native tree species in Germany. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 93 (4), 519–534; <https://doi.org/10.1093/forestry/cpz052>
- 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. [https://www.bundeswaldinventur.de/fileadmin/SITE_MASTER/content/Dokumente/Downloads/BMEL_Wald_Broschuere.pdf] (zuletzt abgerufen am 28.11.2017)
- BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. 2022. Massive Schäden – Einsatz für die Wälder. [<https://www.bmel.de/DE/themen/wald/wald-in-deutschland/wald-trockenheit-klimawandel.html>] (zuletzt abgerufen am 01.02.2023)
- BMELV - Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. 2006. Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). Arbeitsanleitung für die Außenaufnahmen. Bonn
- Böckmann, T. 1990. Wachstum und Ertrag der Winterlinde (*Tilia cordata* Mill) in Nordwestdeutschland. Dissertation Univ. Göttingen
- 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. In: *Aus dem Walde – Schriftenreihe Waldentwicklung in Niedersachsen*, Bd. 61, 86 S.
- Bragg, D. C. 2001. A local basal area adjustment for crown width prediction. *Northern Journal of Applied Forestry* 18 (1), 22–28
- Brandl, S.; Mette, T.; Falk, W.; Vallet, P.; Rötzer, T.; Pretzsch, H. 2018. Static site indices from different national forest inventories: harmonization and prediction from site conditions. *Annals of Forest Science* 75 (Article 56); <https://doi.org/10.1007/s13595-018-0737-3>
- Branquart, E.; Vanderhoeven, S.; Landuyt, W.van; Rossum, F.van; Verloove, F. 2007. Harmonia database: *Quercus rubra*. Harmonia Version 1.2, Belgian Forum on Invasive Species, <http://ias.biodiversity.be> (zuletzt abgerufen am 07.08.2014)
- Bravo-Oviedo, A.; Condés, S.; del Río, M.; Pretzsch, H.; Ducey, M.J. 2018. Maximum stand density strongly depends on species-specific wood stability, shade and drought tolerance. *Forestry* 91, 459–469; <https://doi.org/10.1093/forestry/cpy006>
- Bravo-Oviedo, A.; del Río, M.; Montero, G. 2007. Geographic variation and parameter assessment in generalized algebraic difference site index modeling. *Forest Ecology and Management* 247 (1-3), 107-119; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.04.034>

- Brose, P.H. 2008. Root development of acorn-origin oak seedlings in shelterwood stands on the Appalachian Plateau of northern Pennsylvania: 4-year results. *Forest Ecology and Management* 255, 3374-3381
- Brose, P.H.; Dey, D.C.; Ross, J.P.; Waldrop, T.A. 2013. A Meta-Analysis of the Fire-Oak Hypothesis: Does Prescribed Burning Promote Oak Reproduction in Eastern North America? *Forest Science* 59 (3), 322-334; <https://doi.org/10.5849/forsci.12-039>
- Brose, P.H.; Dey, D.C.; Waldrop, T.A. 2014. The Fire - Oak Literature of Eastern North America: Synthesis and Guidelines. Gen. Techn. Report NRS-135, Newton Square, PA.: USDA Forest Service, Northern Research Station, 98 S.
- Brose, P.H.; Schuler, T.; Ward, J. 2006. Fitting Prescribed Fire in the Oak Regeneration Process: What Works and What Doesn't. Abstract in Electronic proceedings of our woods: wild and working, 2006 National Convention Society of American Foresters, 25-29 October 2006, Pittsburgh, PA. Bethesda, MD: Society of American Foresters, 4 S.
- Brun, C. 1987. Zur Bestandeserziehung und Stammqualität bei Roteichen-Jungbeständen im Fricktal/Aargau. *AFZ* 42, 51-52
- Buckley, D.S.; Sharik, T.L. 2002. Effect of overstory and understory vegetation treatments on removal of planted northern red oak acorns by rodents. *Northern Journal of Applied Forestry* 19 (2), 88-92
- Buckley, D.S.; Sharik, T.L.; Isebrands, J.G. 1998. Regeneration of Northern Red Oak: Positive and Negative Effects of Competitor Removal. *Ecology* 79, 65-78
- Burger, H. 1939a. Baumkrone und Zuwachs in zwei hiebsreifen Fichtenbeständen. *Mitteilungen der Eidgenössischen Anstalt für das Forstliche Versuchswesen* 21, 147-176
- Burger, H. 1939b. Kronenaufbau gleichaltriger Nadelholzbestände. *Mitteilungen der Eidgenössischen Anstalt für das Forstliche Versuchswesen* 21, 5-58
- Burkhardt, K.; Anninghöfer P.; Seidel, D.; Ammer, C.; Vor, T. 2019. Intraspecific Competition Affects Crown and Stem Characteristics of Non-Native *Quercus rubra* L. Stands in Germany. *Forests* 10, 846; <https://doi.org/10.3390/f10100846>
- Bussotti, F.; Pollastrini, M.; Holland, V.; Brüggemann, W. 2014. Functional traits and adaptive capacity of European forests to climate change. *Environmental and Experimental Botany*; <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2014.11.006>
- Callahan, H.S.; Del Fierro, K.; Patterson, A.E.; Zfar, H. 2008. Impacts of elevated nitrogen inputs on oak reproductive and seed ecology. *Global Change Biology* 14, 285-293; <https://doi.org/10.1111/j.13665-2486.2007.01483.x>
- Canham, C.D.; Finzi, A.C.; Pacala, S.W. 1994. Causes and consequences of resource heterogeneity in forests: interspecific variation in light transmission by canopy trees. *Canadian Journal of Forest Research* 24, 337-349
- Canham, C.D.; Kobe, R.K.; Laty, E.F.; Chazdon, R.L. 1999. Interspecific and intraspecific variation in tree seedling survival: effects of allocation to roots versus carbohydrate reserves. *Oecologia* 121, 1-11
- Carmean, W.H. 1978. Site Index curves for northern hardwoods in northern Wisconsin and Upper Michigan. USDA Forest Service, North Central Forest Experiment Station, NC-160, 14 S.

- Carmean, W.H.; Hahn, J. T. 1983. Site Comparisons for Upland Oaks and Yellow Poplar in the Central States. *Journal of Forestry* 81 (11), 736-739
- Carmean, W.H.; Hahn, J. T.; Jacobs, R.D. 1989. Site Index Curves for Forest Tree Species in the Eastern United States. USDA Forest Service, North Central Forest Experimental Station, Technical Report NC-128, 142 S.
- Chhin, S. 2018. Managing Red Oak (*Quercus rubra* L.) Reduces Sensitivity to Climatic Stress. *Journal of Forest and Environmental Science* 34 (4), 338-351; <https://doi.org/10.7747/JFES.2018.34.4.338>
- Chmura, D. 2004. Penetration and naturalization of invasive alien plant species (neophytes) in woodlands of the Silesian Upland (Southern Poland). *Nature Conservation* 60, 3-11
- Chmura, D. 2013. Impact of alien tree species *Quercus rubra* L. on understorey environment and flora: A study of the Silesian Upland (Southern Poland). *Polish Journal of Ecology* 61 (3), 431-442
- Cieszewski, C. J.; Bailey, R. L. 2000. Generalized algebraic difference approach: theory based derivation of dynamic site equations with polymorphism and variable asymptotes. *Forest Science*, 46 (1), 116-126
- Clark, S.L.; Schlarbaum, S.E.; Schweitzer, C.J. 2015. Effects of Visual Grading on Northern Red Oak (*Quercus rubra* L.) Seedlings Planted in Two Shelterwood Stands on the Cumberland Plateau of Tennessee, USA. *Forests* 6, 3779-3798; <https://doi.org/10.3390/f6103779>
- Cogliastro, A.; Paquette, A. 2012. Thinning effect on light regime and growth of underplanted red oak and black cherry in postagricultural forests of south-eastern Canada. *New Forests* 43, 941-954; <https://doi:10.1007/s11056-012-9329-5>
- Collins, R.J.; Carson, W.P. 2003. The fire and oak hypothesis: Incorporating the influence of deer browsing and canopy gaps. In: *Proceedings of the 13th Central Hardwood Forest Conference*, Gen. Techn. Rep. NC-234, St. Paul, MN: USDA Forest Service, North Central Research Station, 44-63
- Collins, R.J.; Carson, W.P. 2004. The effects of environment and life stage on *Quercus* abundance in the eastern deciduous forest, USA: are sapling densities most responsive to environmental gradients? *Forest Ecology and Management* 201, 241-258
- Condes, S.; Sterba, H. 2005. Derivation of compatible crown width equations for some important tree species of Spain. *Forest Ecology and Management* 217 (2), 203-218
- Crow, T.R. 1988. Reproductive Mode and Mechanisms for Self-Replacement of Northern Red Oak - A Review. *Forest Science* 34 (1), 19-40
- Czajkowski, T.; Kompa,; Bolte A. 2006. Zur Verbreitungsgrenze der Buche (*Fagus sylvatica* L.) im nordöstlichen Mitteleuropa. *Forstarchiv* 77, 203-216
- Dale, M.E. 1972. Growth and Yield Predictions for Upland Oak Forest Stands 10 years after initial thinning. USDA. Research Paper NE-241, 21 S.
- Danckelmann, B. 1884. Anbauversuche mit ausländischen Holzarten in den Preußischen Staatsforsten. *Zeitschr. f. Forst- u. Jagdwesen* 16, 289-315 und 345-371
- Danusevičius, J.; Gabrilavičius, R.; Danusevičius, D. 2002. Quality of Red Oak (*Quercus rubra* L.) Stands on Abandoned Agricultural Land. *Baltic Forestry* 8 (1), 51-56

- Daubree, J.B.; Kremer, A. 1993. Genetic and phenological differentiation between introduced and natural populations of *Quercus rubra* L. *Annals of Forest Science* 50, 271-280
- Davis, A.S.; Jacobs, D.F. 2004. First year survival of northern red oak seedlings planted on former surface coal mines in Indiana. In: Proceedings of A joint conference of American Society of Mining and Reclamation 21th annual conf. and 25th West Virginia Surface Mine Drainage Task Force symposium, Lexington, KY: American Society of Mining and Reclamation, 480-502
- Dech, J.P.; Robinson, L.M.; Nosko, P. 2008. Understory plant community characteristics and natural hardwood regeneration under three partial harvest treatments applied in a northern red oak (*Quercus rubra* L.) stand in the Great Lakes-St. Lawrence forest region of Canada. *Forest Ecology and Management* 256, 760-773
- Demchik, M. C.; Sharpe, W. E. 2000. The effect of soil nutrition, soil acidity and drought on northern red oak (*Quercus rubra* L.) growth and nutrition on Pennsylvania sites with high and low red oak mortality. *Forest Ecology and Management* 136, 199-207
- Denkinger, P.; Wiegleb, G. 2006. Diversität der Krautschicht in Roteichen-Ökosystemen (*Quercus rubra* L.) in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. In: Biodiversität und Sukzession in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. Norderstedt: Books on Demand, 1-21
- Desmarais, K. M. 1998. Northern Red Oak Regeneration: Biology and Silviculture. University of New Hampshire, 22 S.
- Dey, D.C. 1995. Acorn Production in Red Oak. Forest Research Information Paper 127. Ontario Forest Research Institute, 22 S.
- Dey, D. C. 2002. The Ecology Basis for Oak Silviculture in Eastern North America. In: McShea, W.J.; Healy W.M. (Hrsg.): Oak Forest Ecosystems: Ecology and Management for Wildlife. Baltimore, MD: The Johns Hopkins University Press, S. 60-79 (432 S.)
- Dey, D.C.; Parker W.C. 1997a. Morphological indicators of stock quality and field performance of red oak (*Quercus rubra* L.) seedlings underplanted in central Ontario shelterwood. *New Forests* 14, 145-156
- Dey, D.C.; Parker W.C. 1997b. Overstory Density Affects Field Performance of Underplanted Red Oak (*Quercus rubra* L.) in Ontario. *Northern Journal of Applied Forestry* 14 (3), 120-125
- Dey, D.C.; Jacobs, D.; McNabb, K.; Miller, G.; Baldwin, V.; Foster, G. 2008. Artificial Regeneration of Major Oak (*Quercus*) Species in the Eastern United States – A Review of the Literature. *Forest Science* 51 (1), 77-106
- Dey, D.C.; Spetich, M. A.; Weigel, D. R.; Johnson, P. S.; Graney, D. L.; Kabrick, J. M. 2009. A suggested approach for design of oak (*Quercus* L.) regeneration research considering regional differences. *New Forests* 37, 123-135
- Dieler, J.; Pretzsch, H. 2013. Morphological plasticity of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in pure and mixed-species stands. *Forest Ecology and Management* 295, 97-108
- Dietrich, P. 1987. Erfahrungen mit Roteichenkulturen. *AFZ* 42, 42-43
- Dilla, L. 1983. Die forstliche Rekultivierung im Rheinischen Braunkohlerevier. *AFZ* 38 , 1278-1283
- Dittmar, O.; Knapp, E.; Lembcke, G. (1985): Die neue DDR-Buchenertragstafel 1983. *Die sozialistische Forstwirtschaft* 35 (2), 57-59

- DKV - Deutsche Kontroll-Vereinigung. 2022. DKV-Sonderherkünfte für Roteiche.
<https://dkvnet.de/roteiche-quercus-rubra/> (zuletzt abgerufen am 26.06.2022)
- Döbbeler, H. 2004. Simulation und Bewertung von Nutzungsstrategien unter heutigen und veränderten Klimabedingungen mit dem Wuchsmodell SILVA 2.2. Dissertation an der Universität Göttingen, 227 S.
- Döbbeler, H.; Albert, M.; Schmidt, M.; Nagel, J. 2003. BWinPro. Handbuch zur Version 6.2. Göttingen, 121 S.
- Donley, D.E. 1981. Control of the Red Oak Borer by Removal of Infested Trees. *Journal of Forestry* 79 (11), 731-733
- Dreßel, R.; Jäger, E.J. 2002. Beiträge zur Biologie der Gefäßpflanzen des herzynischen Raumes. 5. *Quercus rubra* L. (Roteiche): Lebensgeschichte und agriophytische Ausbreitung im Nationalpark Sächsische Schweiz. *Hercynia N.F.* 35, 37-64
- Ek, A. R. 1974. Dimensional relationships of forest and open grown trees in Wisconsin. *Forestry research notes*
- Ek, A.R.; Monserud, R.A. 1974. Forest: a computer model for simulating the growth and reproduction of mixed species forest stands. Research Report R2635. School of Natural Resources, College of Agricultural and Life Sciences, University of Wisconsin, 72 S.
- Eyre, F.H. (Hrsg.) 1980. *Forest Cover Types of the United States and Canada*. Washington, DC: Society of American Foresters, 148 S.
- Evers, J.; Dammann, I.; König, N.; Paar, U.; Stüber, V.; Schulze, A.; Schmidt, M.; Schönfelder, E.; Eichhorn, J. 2019. Waldbodenzustandbericht für Niedersachsen und Bremen. Ergebnisse der zweiten Bodenzustanderhebung im Wald (BZE II). Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, Bd. 19. Universitätsverlag Göttingen, 488 S.
- Evers, J.; Paar, U.; Schmidt, W.; Eichhorn, J. 2013. Substratgruppen in der BZE als Brücke zur forstlichen Standortskartierung. *AFZ/Der Wald* 68 (14), 16-20
- Faccoli, M.; Rukalski, J.-P. 2004. Attractiveness of artificially killed red oaks (*Quercus rubra*) to ambrosia beetles (*Coleoptera, Scolytidae*). *Conservazione Habitat Invertebrati* 3, 171-179
- Fan, Z.; Ma, Z.; Dey, D.C.; Roberts, S.D. 2012. Response of advance reproduction of oaks and associated species to repeated prescribed fires in upland oak-hickory forests, Missouri. *Forest Ecology and Management* 266, 160-169; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.08.034>
- Fei, S.; Kong, N.; Steiner, K.C.; Moser, W.K.; Steiner, E.B. 2011. Change in oak abundance in the eastern United States from 1980 to 2008. *Forest Ecology and Management* 262, 1370–1377; <https://doi:10.1016/j.foreco.2011.06.030>
- Fekedulegn, D.; Hicks R.R.Jr.; Colbert, J.J. 2003. Influence of topographic aspect, precipitation and drought on radial growth of four major tree species in an Appalachian watershed. *Forest Ecology and Management* 177, 409–425
- Fekedulegn, D.; Mac Siurtain, M.P.; Colbert, J.J. 1999. Parameter estimation of nonlinear growth models in forestry. *Silva Fennica* 33 (4), 327–336
- Finzi, A.C.; Canham, C.D. 2000. Sapling growth in response to light and nitrogen availability in a southern New England forest. *Forest Ecology and Management* 131, 153-165

- Finzi, A.C.; Canham, C.D.; Van Breemen, N. 1998a. Canopy tree-soil interactions within temperate forests: Species effects on pH and cations. *Ecological Applications* 8 (2), 447-454
- Finzi, A.C.; Van Breemen, N.; Canham, C.D. 1998b. Canopy tree-soil interactions within temperate forests: Species effects on soil carbon and nitrogen. *Ecological Applications* 8 (2), 440-446
- Finzi, A.C.; Giasson, M.-A.; Barker Plotkin, A.A.; Aber, J.D.; Boose, E.R.; Davidson, E.A.; Dietze, M.C.; Ellison, A.M.; Frey, S.D.; Goldman, E.; Keenan, T.F.; Melillo, J.M.; Munger, J.W.; Nadelhoffer, K.J.; Ollinger, S.V.; Orwig, D.A.; Pederson, N.; Richardson, A.D.; Savage, K.; Tang, J.; Thompson, J.R.; Williams, C.A.; Wofsy, S.C.; Zhou, Z.; Foster, D.R. 2020. Carbon budget of the Harvard Forest Long-Term Ecological Research site: pattern, process, and response to global change; <https://doi.org/10.1002/ecm.1423>
- Fischer, C.; Schönfelder, E. 2017. A modified growth function with interpretable parameters applied to the age-height relationship of individual trees. *Canadian Journal of Forest Research* 47, 166-173; <https://doi.org/10.1139/cjfr-2016-0317>
- Flatley, W.T.; Lafon, C.W.; Grissino-Mayer, H.D.; LaForest, L.B. 2015. Changing fire regimes and old-growth forest succession along a topographic gradient in the Great Smoky Mountains. *Forest Ecology and Management* 350, 96-106; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.04.024>
- Fortmann, H.; Rademacher, P.; Groh, H.; Höper, P. 2012. Stoffgehalte und -vorräte im Boden und deren Veränderungen. *GeoBerichte* 39, LBEG Hannover, S. 48-69 (254 S.)
- Frech, A.; Leuschner, C.; Hagemeyer, M.; Holscher, D. 2003. Nachbarschaftsbezogene Analyse der Kronenraumbesetzung von Esche, Hainbuche und Winterlinde in einem artenreichen Laubmischwald (Nationalpark Hainich, Thüringen). *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 122 (1), 22-35
- Frey, B.R.; Ashton, M.S.; McKenna, J.J.; Ellum, D.; Finkral, A. 2007. Topographic and temporal patterns in tree seedling establishment, growth, and survival among masting species of southern New England mixed-deciduous forests. *Forest Ecology and Management* 245, 54-63; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.03.069>
- Fricke, O. 1982. Die Entwicklung von Eichen-Jungwüchsen und -Jungbeständen mit gleichalten Mischbaumarten. Dissertation am Fachbereich Forstwissenschaften der Universität Göttingen, Göttingen
- Gadow, K. v. 1999. Datengewinnung für Baumhöhenmodelle - permanente und temporäre Versuchsfelder, Intervallflächen. *Centralblatt für das gesamte Forstwesen* 116 (1/2), 81-90
- Gadow, K. v. 2003. Waldstruktur und Waldwachstum. Beilage zur Vorlesung im Wintersemester 2003/2004. Universitätsdrucke Göttingen. 241 S.
- Galford, J.R.; Auchmoody, L.R.; Walters, R.S.; Smith, H.C. 1992 Millipede Damage to Germinating Acorns of Northern Red Oak, US Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, Research Paper NE-667, 4 S.
- Ganghofer, A. v. 1884. Das Forstliche Versuchswesen. Bd. II. Augsburg. 477 S.
- García, D.; Houle, G. 2005. Fine-scale spatial patterns of recruitment in red oak (*Quercus rubra*): What matters most, abiotic or biotic factors? *Ecoscience* 12 (2), 223-235

- 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.
- Gauer, J.; Kroiher, F. (Hrsg.). 2012. Waldökologische Naturräume Deutschlands – Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke - Digitale Topographische Grundlagen - Neubearbeitung Stand 2011, Landbauforschung - vTI Agriculture and Forestry Research, Sonderheft 359, 39 S.
- Gebhardt, S.; Wöllecke, J.; Münzenberger B.; Hüttl, R.F. 2006. Sukzession der Diversität von Ektomykorrhizapilzen in Roteichen-Ökosystemen (*Quercus rubra* L.) in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. In: Biodiversität und Sukzession in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. Norderstedt: Books on Demand, 112-136
- Gelpe, J.; Lemoine, B.; Pilard-Landeau, B.; Timbal, J. 1986. Le Chêne rouge d'Amérique (*Quercus rubra* L. = *Quercus borealis* Michx) dans le Sud-Ouest de la France. Revue forestière française, AgroParisTech 38 (1), 27-40
- Gentili, R.; Ferrè, C.; Cardarelli, E.; Montagnani, C.; Bogliani, G.; Citterio, S.; Comolli, R. 2019. Comparing Negative Impacts of *Prunus serotina*, *Quercus rubra* and *Robinia pseudoacacia* on Native Forest Ecosystems. Forests 10, 842; <https://doi.org/10.3390/f10100842>
- Gerhardt, E. 1909: Ueber Bestandes-Wachstumsgesetze und ihre Anwendung zur Aufstellung von Ertragstafeln. Allgemeine Forst- u. Jagdztg. 85, 117-128
- Gerlach, A.; Russell, D.J.; Römbke, J.; Brüggemann, W. 2012. Consumption of introduced oak litter by native decomposers (*Glomeridae*, *Diplopoda*). Soil Biology & Biochemistry 44, 26-30
- Gevel, S.L. van de; Hart, J.L.; Spond, M.D.; White, P.B.; Sutton M.N.; Grissino-Mayer, H.D. 2012. American chestnut (*Castanea dentata*) to northern red oak (*Quercus rubra*): forest dynamics of an old-growth forest in the Blue Ridge Mountains, USA. Botany 90, 1263-1276
- Gevorkiantz, S.R. 1957. Site index curves for red oak in the Lake States. USDA Forest Service, Lake States For. Exp. Station, Tech. Note 485, 2 S.
- Gill, S.J.; Biging, G.S.; Murphy, E.C. 2000. Modeling conifer tree crown radius and estimating canopy cover. Forest Ecology and Management 126 (3), 405-416
- Gingrich, S.F. 1967. Measuring and Evaluating Stocking and Stand Density in Upland Hardwood Forests in the Central States. Forest Science 13 (1), 38-53
- Gingrich, S.F. 1971. Stocking, growth, and yield of oak stands. In: Oak Symposium Proceedings. 1971 August 16-20; U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station: Upper Darby, 65-73
- Göhre, K.; Wagenknecht, E. 1955. Die Roteiche und ihr Holz. Berlin: Deutscher Bauernverlag, 300 S.
- Goßner, M. 2002. Baumkronenwanzen der neophytischen Baumarten Douglasie und Roteiche im Vergleich zu Fichte und Stieleiche. Heteropteron, Mitteilungsblatt der Arbeitsgruppe mittel-europäischer Heteroptologen. Heft 15, 5-7
- Goßner, M. 2004. Diversität und Struktur arborikoler Arthropodenzönosen fremdländischer und einheimischer Baumarten. Untersuchung ausgewählter Arthropodengruppen für eine faunistisch-ökologische Bewertung des Anbaus von Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) und Amerikanischer Roteiche (*Quercus rubra* L.). Dissertation TU München.

- Goßner, M. 2005. Von Eichelbohrern und Eichelwicklern auf eingeführten und einheimischen Eichen. LWF aktuell, Heft Nr. 49, 18-19
- Goßner, M.; Simon, U. 2005. Effect of introduced *Quercus rubra* L. (Red Oak) on a specialised phytophagous Guild in Germany - a case study of seed infesting insects (Coleoptera, Lepidoptera). In: Nentwig, W. et al. (Hrsg.): Biological Invasions - From Ecology to Control. Neobiota 6, 89-109
- Gottschalk, K.W. 1994. Shade, leaf growth and crown development of *Quercus rubra*, *Quercus velutina*, *Prunus serotina* and *Acer rubrum* seedlings. Tree Physiology 14, 735-749
- Goudie, J. W.; Polsson, K. R.; Ott, P. K. 2009. An empirical model of crown shyness for lodgepole pine (*Pinus contorta* var. *latifolia* [Engl.] Critch.) in British Columbia. Forest Ecology and Management 257 (1), 321-331
- Grajewski, F. 1997. Ökologische Untersuchungen zum Wachstum von Sandbirke (*Betula pendula* Roth), Stieleiche (*Quercus robur* L.), Roteiche (*Quercus rubra* L.), Weißerle (*Alnus incana* (L.) Moench) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) unter Kieferschirm auf einem armen Sandboden. Diplomarbeit an der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Universität Göttingen, 88 S.
- Grammel, R. 1989: Forstbenutzung. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin. 193 S.
- Graney, D.L. 1977. Site Index Predictions for Red Oaks and White Oak in the Boston Mountains of Arkansas. USDA Forest Service, Southern Forest Experiment Station, Research Paper SO-139, 9 S.
- Graney, D.L.; Murphy, P.A. 1994. Growth and Yield of Thinned Upland Oak Stands in the Boston Mountains of Arkansas. Southern Journal of Applied Forestry 18 (1), 10-14
- Greenberg, C.H. 2000. Individual variation in acorn production by five species of southern Appalachian oaks. Forest Ecology and Management 132, 199-210
- Gribko, L.S. 1995. The Effect of acorn insects on the establishment and vigor of northern red oak seedling in north-central West Virginia. General Technical Report NE-197, Newton Square, PA: USDA Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, 430-441
- Gribko, L.S.; Schuler, T.M.; Ford, W.M. 2002. Biotic and Abiotic Mechanisms in the Establishment of Northern Red Oak Seedlings: a Review. Technical Report NE-295, Newton Square, PA: USDA Forest Service, Northeastern Research Station, 18 S.
- Grüneberg, E.; Riek, W., Schöning, I.; Evers, J.; Hartmann, P., Ziche, D. 2016. Kohlenstoffvorräte und deren zeitliche Veränderung in Waldböden. In: Wellbrock, N.; Bolte, A., Flessa H. (Hrsg.): Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland. Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008. Thünen Report 43. Braunschweig, 181-209
- Grundner, F. 1921. Die Anbauversuche mit fremdländischen Holzarten in den Braunschweigischen Staatsforsten. Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft Nr. 31. Sonderdruck. 68 S.
- Guericke, M. 2001. Untersuchungen zur Wuchsdynamik von Mischbeständen aus Buche und Europäischer Lärche (*Larix decidua*, Mill.) als Grundlage für ein abstandsabhängiges Einzelbaumwachstumsmodell. Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen.

- Gulder, H.J. 1999. Standörtliche Ansprüche von Douglas, Grandis, Strobe und Co. LWF aktuell Nr. 20, 13-16
- Hahn, J.T.; Carmean, W.H. 1982. Lake Site Index Curves Formulated. USDA Forest Service, North Central Forest Experimental Station, Technical Report NC-88, 7 S.
- Hann, D.W. 1997. Equations for predicting the largest crown width of stand-grown trees in western Oregon. Forest Research Laboratory Oregon State University - Research Contribution 17
- Hanson, J.H.; Lorimer, C.G.; Halpin, C.R. 2011. Predicting long-term sapling dynamics and canopy recruitment in northern hardwood forests. Canadian Journal of Forest Research 41, 903-919; <https://doi.org/10.1139/X11-014>
- Hansen, R.A. 1999. Red oak litter promotes a microarthropod functional group that accelerates its decomposition. Plant and Soil 209, 37-45
- Hansen, J.; Nagel, J. 2014. Waldwachstumskundliche Softwaresysteme auf Basis von TreeGrOSS: Anwendung und theoretische Grundlagen. Universitätsverlag Göttingen; <https://doi.org/10.17875/gup2014-757>
- Haltofová, P.; Jankovský, L.; Palovčíková, D. 2005. New finds of *Cryphonectria parasitica* and the first record of chestnut blight on red oak *Quercus rubra* L. in the Czech Republic. Journal of Forest Science 51 (6), 256-258
- Hartman, J.P.; Buckley, D.S.; Sharik, T.L. 2005. Differential success of oak and red maple regeneration in oak and pine stands on intermediate-quality sites in northern Lower Michigan. Forest Ecology and Management 216, 77-90
- Healy, W.M.; Lewis, A.M.; Boose, E. F. 1999. Variation of red oak acorn production. Forest Ecology and Management 116, 1-11
- Heger, L. 1968. A method of constructing site-index curves from stem analyses. The Forestry Chronicle 44, 11 -15
- Hegyí, F. 1974. A simulation model for managing jack-pine stands. In: Fries, J. 1974. Growth models for tree and stand simulation. Royal College of Forest, Stockholm
- Heinken, T. 1993. Phytosociological and historical investigations in beech woods and birchoak woods on pleistocene sandy soils without groundwater influence in Lower Saxony (NW Germany). Scripta Geobot 21, 61-66.
- Heinsdorf, D.; Krauß, H.H. 1974a. Ergebnisse eines Meliorationsversuches zu Kiefer und Roteiche auf einem humusarmen Sandboden im Tieflandsgebiet der DDR. Beiträge f. d. Forstwirtschaft 8 (1), 1-37
- Heinsdorf, D.; Krauß, H.H. 1974b. Ergebnisse eines Meliorationsversuches zu Kiefer und Roteiche auf einem humusarmen Sandboden im Tieflandsgebiet der DDR. Fortsetzung. Beiträge f. d. Forstwirtschaft 8 (2), 105-110
- Heinsdorf, D. 1983. Wirkung der Mineraldüngung auf Ernährung und Wachstum von Roteichen (*Quercus rubra* L.) auf unterschiedlichen Kippbodenformen der Lausitz. Beiträge für die Forstwirtschaft 17 (2), 75-83
- Heinsdorf, D. 2002. Zum Einfluss einiger wichtiger ausländischer Baumarten auf den Bodenzustand, dargestellt an ausgewählten Anbauversuchen in der Lehroberförsterei Freienwalde. In: Ausländische Baumarten in Brandenburgs Wäldern. Eberswalde: Landesforstanstalt, 137-160

- Heinsdorf, D.; Uebel, E.; Chrzon, S. 2011. Begründung und Entwicklung stabiler Forstökosysteme auf ehemals ackerbaulich genutzten degradierten Sandböden. Kassel: Verlagsgesellschaft für Ackerbau, S. 102-124 (314 S.)
- Heinsdorf, D. 2013. Zur Entwicklung und waldökologischen Bedeutung von neun Baumarten bei unterschiedlicher Nährstoffversorgung auf degradierten, nährstoffarmen Sandstandorten. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 52, S. 73-86 (168 S.)
- Hesmer, H.; Günther, K.-H. 1966. Kulturversuche und Aufforstungserfahrungen auf Pseudogleyböden des Kottenforstes. Erster Teil: Laubholzanbau. Forstarchiv 37 (1), 1-26
- Hesse, S. 1998. Die Roteiche. Geschichte des Roteichenanbaus im Münsterland. http://www.wald-und-holz.nrw.de/fileadmin/media/Dokumente/IMPORT/Roteiche_im_Muensterland__S_Hesse.pdf (zuletzt abgerufen am 04.07.2014)
- Heydeck, P.; Majunke C. 2002. Gefährdung ausgewählter ausländischer Baumarten durch biotische und abiotische Schadeinwirkungen. In: Ausländische Baumarten in Brandenburgs Wäldern. Eberswalde: Landesforstanstalt, 172-180
- Hickler, T.; Bolte, A.; Hartard, B.; Beierkuhnlein, C.; Blaschke, M.; Blick, Th.; Brüggemann, W.; Dorow, W.H.O.; Fritze, M.-A.; Gregor, Th.; Ibisch, P.; Kölling, C.; Kühn, I.; Musche, M.; Pompe, S.; Petercord, R.; Schweiger, O.; Seidling, W.; Trautmann, S.; Waldenspuhl, Th.; Walentowski, H.; Wellbrock, N. 2012. Folgen des Klimawandels für die Biodiversität in Wald und Forst. In: Mosbrugger, V.; Brassuer, G.; Schaller, M.; Stribrny, B. (Hrsg.): Klimawandel und Biodiversität. Folgen für Deutschland. Wissenschaftliche Buchgesellschaft Darmstadt, S. 164-221 (432 S.)
- Hicks, R.R.Jr. 1997. A resource at the crossroads: A history of the central hardwoods. In: Proceedings of the 11th Central Hardwood Forest Conference, Gen. Techn. Report NC-GTR 188, St. Paul, MN: USDA Forest Service, North Central Experiment Station, 1-22
- Hillebrand, K. (1998): Vogelbeere (*Sorbus aucuparia* L.) im Westfälischen Bergland - Wachstum, Ökologie, Waldbau. Landesamt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/ Landesamt für Agrarordnung NRW, LÖBF Schriftenreihe, Band 15
- Hix, D.M.; McNeel, C.A.; Townsend, E.C. 1994. Treatments for Enhancing Early Survival and Growth of Northern Red Oak Seedlings. Tree Planter's Notes 45 (4), 137-141
- Hoffmann, N.; Heinrichs, S.; Schall, P.; Vor, T. 2020. Climatic factors controlling stem growth of alien tree species at a mesic forest site: a multispecies approach. European Journal of Forest Research; <https://doi.org/10.1007/s10342-020-01295-3>
- Hothorn, T. 2021. R-Package ‚multcomp‘, Version 1.4-17: Simultaneous tests and confidence intervals. URL: <https://multcomp.R-forge.R-project.org>
- Hyndman, R.J.; Koehler, A.B. 2006. Another look at measures of forecast accuracy. International Journal of Forecasting 22 (4), 679–688; <https://doi.org/10.1016/j.ijforecast.2006.03.001>
- Iverson, L.R.; Hutchinson, T.F.; Prasad, A.M.; Peters, M.P. 2008. Thinning, fire, and oak regeneration across a heterogeneous landscape in the eastern U.S.: 7-year results. Forest Ecology and Management 255, 3035-3050; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.088>
- Jahn, G. 1979. Zur Frage der Buche im nordwestdeutschen Flachland. Forstarchiv 50, 85-95
- Jahn, G. 1983. Die Buche auf dem Vormarsch im Flachland des nordwestlichen Mitteleuropa. Forst- u. Holzwirt 38, 142-145

- Janzen, H.H. 2004. Carbon cycling in earth systems - a soil science perspective. *Agriculture Ecosystems & Environment* 104 (3), 399-417
- Jantzen, A. 2016. Wachstum und Qualität eines Roteichen-Rotbuchen-Voranbaus unter Kiefer bei unterschiedlichen Pflanzverbänden. Göttingen: Bachelorarbeit an der Fakultät Ressourcenmanagement der HAWK Göttingen/Holzminden/Hildesheim (unveröffentlicht), 60 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
- Johnson, P.S. 1984. Responses of planted northern red oak to three overstory treatments. *Canadian Journal of Forest Research* 14 (4), 536-542
- Johnson, P.S.; Stephen, R.S.; Rogers, R. 2002. *The Ecology and Silviculture of Oaks*. New York: CABI Publishing, 503 S.
- Kätzel, R.; Kamp, T.; Höltken, A.M.; Becker, F.; Riederer, H.J.; Schröder, J. 2014. Die Vorkommen der Flaum-Eiche und ihrer Hybriden nördlich der Alpen. *Landbauforschung: Journal of Sustainable and Organic Agricultural Systems* (vormals: *Applied Agricultural Forestry Research*) 64 (2), 73-84; https://doi.org/10.3220/LBF_2014_73-84
- Kätzel, R.; Schröder, J.; Becker, F.; Leinemann, L.; Grüll, M.; Hosius, B.; Löffler, S. 2020. Die Rot-Eiche (*Quercus rubra* L.) - Von der Ersatzbank ins Spielfeld? Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 69: Wald im Wandel – Risiken und Lösungsansätze. S. 95-106
- Kahle, M. 2004. Untersuchungen zum Wachstum der Elsbeere (*Sorbus torminalis* [L.] Crantz) am Beispiel einiger Mischbestände in Nordrhein-Westfalen. *LÖBF Nordrhein-Westfalen*, 155 S.
- Kehr, R.A.; 1991. Der Pezicula-Krebs der Amerikanischen Roteiche - Folgen für den künftigen Anbau. *Forst u. Holz* 46 (15), 408-410
- Kennel, R. 1966. Soziale Stellung, Nachbarschaft und Zuwachs. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 85 (7/8), 193-236
- Kern, C.C.; Reich, P.B.; Montgomery, R.A.; Strong, T.F. 2012. Do deer and shrubs override canopy gap size effects on growth and survival of yellow birch, northern red oak, eastern white pine, and eastern hemlock seedlings? *Forest Ecology and Management* 267, 134–143
- Kilius, R. 1930. Anbauversuche fremdländischer Holzarten in badischen Waldungen nach dem Stand von 1929/30. Freiburg: Mitteilungen der Badischen Forstlichen Versuchsanstalt, Heft 3, 96 S.
- Kindermann, G. 2016: Evaluation of growth functions for tree height modelling. *Austrian journal of forest science* 133 (4), 353-376)
- Kirchler, E.-M. 2013. Untersuchungen zur Roteiche im Hessischen Forstamt Nidda. Göttingen: Bachelorarbeit an der Fakultät Ressourcenmanagement der HAWK Göttingen/Holzminden/Hildesheim (unveröffentlicht), 45 S.
- Klädtker, J. 2016. Zum Wachstum eingeführter Baumarten in Baden-Württemberg. *Allgemeine Forst- u. Jagd-Ztg.* 187 (5/6), 81-93
- Klarhölter, I. 2015. Untersuchung zur Verjüngungsökologie und Verjüngungsdynamik der Roteiche (*Quercus rubra* L.). Göttingen: Bachelorarbeit an der Fakultät Ressourcenmanagement der HAWK Göttingen/Holzminden/Hildesheim (unveröffentlicht), 48 S.

- Klemmt, H.-J.; Neubert, M.; Falk, W. 2013. Das Wachstum der Roteiche im Vergleich zu den einheimischen Eichen. LWF aktuell 97, 28-31
- Knoepp, J.D.; Coleman, D.C.; Crossley, D.A.Jr.; Clark, J.S. 2000. Biological indices of soil quality: an ecosystem case study of their use. *Forest Ecology and Management* 138, 357-368; [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00424-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00424-2)
- Kölling, C. 2013. Nichtheimische Baumarten - Alternativen im klimagerechten Waldumbau? LWF aktuell 20 (5), 4-11
- Köhl, M.; Frühwald, A.; Kenter, B.; Olschofsky, K.; Köhler, P.; Köthke, M.; Rüter, S.; Pretzsch, H.; Rötzer, T.; Makeschin, F.; Abiy, M.; Dieter, M. 2009. Potenzial und Dynamik der Kohlenstoffspeicherung in Wald und Holz: Beitrag des deutschen Forst- und Holzsektors zum Klimaschutz. *Landbauforschung – vTI Agriculture and Forestry Research, Sonderheft* 327, 103-109
- König, N.; Blum, U.; Symosseck, F.; Bussian, B.; Furtmann, K.; Gärtner, A.; Groeticke, K.; Gutwasser, F.; Höhle, J.; Hauenstein, M.; Kiesling, G.; Klingenberg, U.; Klinger, T.; Nack, T.; Stahn, M.; Trefz-Malcher, G.; Wies, K. 2014. *Handbuch Forstliche Analytik, einschließlich 5. Ergänzung (Grundausgabe 2005)*, Onlineresource: https://www.bmel.de/DE/Wald-Fischerei/01_Nachhaltige-Waldwirtschaft/Zustandserhebungen/_texte/Handbuch-Forstliche-Analytik.html (zuletzt abgerufen am 24.01.2020)
- Köstler, N.; Brückner, E.; Bibelriether, H. 1968. Die Wurzeln der Waldbäume. Hamburg u. Berlin: Paul Parey Vlg., S. 152-157 (284 S.)
- Kohler, M.; Pyttel, P.; Kuehne, C.; Modrow, T.; Bauhus, J. 2020. On the knowns and unknowns of natural regeneration of silviculturally managed sessile oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) forests — a literature review. *Annals of Forest Science* 77 (101); <https://doi.org/10.1007/s13595-020-00998-2>
- Kolb, T. E.; Steiner, K.C. 1990. Growth and Biomass Partitioning of Northern Red Oak and Yellow-Poplar Seedlings: Effects of Shading and Grass Root Competition. *Forest Science* 36 (1), 34-44
- Kolb, T. E.; Steiner, K.C.; McCormick, L.H.; Browercox, T.W. 1990. Growth response of northern red-oak and yellow-poplar seedlings to light, soil moisture and nutrients in relation to ecological strategy. *Forest Ecology and Management* 38, 65-78
- Koller, S.; Holland, V.; Brüggemann, W. 2020. Seasonal monitoring of PSII functionality and relative chlorophyll content on a field site in two consecutive years: A case study of different oak species. *Photosynthetica* 58 (Spec. Issue), 194-205
- Kormanik, P.P.; Sung, S.-J.S.; Zarnoch, S.J.; Tibbs, T. 2002. Artificially Regeneration of Northern Red Oak and White Oak on high quality sites: Effects of Root Morphology and Relevant Biological Characteristics. In: Parker, S.; Hummel, S.S. [Compilers]. *Beyond 2001: A Silvicultural Odyssey to Sustaining Terrestrial and Aquatic Ecosystems. Proceedings of the 2001 National Silviculture Workshop, May 6-100, Hood River Oregon. General Technical Report 546, Portland, Oregon, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 83-91*
- Kormanik, P.P.; Sung, S.-J.S.; Kormanik, T.L.; Zarnoch, S.J.; Cook, C.D.; Tibbs, T.; Schlarbaum, S.E. 2006. Survival, growth, and acorn production of artificially regenerated northern red oak on two high-quality mesic sites at year seven. In: *Proceedings of the 13th biennial southern silviculture research conference. Gen. Techn. Rep. SRS-92. Asheville, NC: USDA Forest Service, Southern Research Station, 234-240*

- Kowarik, I. 2002. Biologische Invasionen in Deutschland: zur Rolle nichtheimischer Pflanzen. In: Kowarik, I.; Starfinger, U. (Hrsg.) 2002. Biologische Invasionen. Herausforderungen zum Handeln? Neobiota 1, 5-24
- Krajicek, J. E.; Brinkman, K. A.; Gingrich, S. F. 1961. Crown competition. A measure of density. Forest Science 7, 35-42
- Kramer, H. 1988. Waldwachstumslehre. Hamburg u. Berlin: Paul Parey Vlg., 374 S.
- Kramer, H.; Akça, A. (1995) Leitfaden zur Waldmeßlehre. JD Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main, 266 S.
- Kriebel, H.B.; Bagley, W.T.; Deneke, F.J.; Funsch, R.W.; Roth, P.; Jokela, J. J.; Merritt, C.; Wright, J. W.; Williams, R.D. 1976. Geographic Variation in *Quercus rubra* in North Central United States Plantations. Silvae Genetica 25, 118-126
- Kruse, A.H. 2020. Wachstumsdynamik verschiedener Roteichenbestände im niedersächsischen Forstamt Ankum. Göttingen: Masterarbeit an der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Universität Göttingen (unveröffentlicht), 38 S.
- Kuchler, A. W. 1964. Manual to accompany the map of potential natural vegetation of the conterminous United States. No. 36, Spec. Publication, New York: American Geographical Society, 77 S.
- Kupka, I.; Vopálka-Melicharová, L. 2020. Northern red oak (*Quercus rubra* L.) as a species suitable for the upcoming seasons with frequent dry periods. Central European Forestry Journal 66, 97-103; <https://doi.org/10.2478/forj-2020-0003>
- Kuehne C.; Nosko, P.; Horwarth, T.; Bauhus, J. 2014. A comparative study of physiological and morphological seedling traits associated with shade tolerance in introduced red oak (*Quercus rubra*) and native hardwood tree species in southwestern Germany. (Online-Publikation). Tree Physiology 00, 1-10; <https://doi.org/10.1093/treephys/tpt124>
- Laliberté, E.; Cogliastro, E.; Bouchard, A. 2008. Spatiotemporal patterns in seedling emergence and early growth of two oak species direct-seeded on abandoned pastureland. Annals of Forest Science 65; <https://doi.org/10.1051/forest:2008019>
- Laliberté, J.; Pothier, D.; Achim, A. 2016. Adjusting harvest rules for red oak in selection cuts of Canadian northern hardwood forests. Forestry 0, 1-10; <https://doi.org/10.1093/forestry/cpw012>
- Larsen, L.L.; Johnson, P.S. 1998. Linking the ecology of natural oak regeneration to silviculture. Forest Ecology and Management 106, 1-7
- Laurent, C.; Rondeux, J.; Thill, A. 1988. Production du chêne rouge d'Amérique (*Quercus rubra* L.) en moyenne et haute Belgique. Gembloux: Centre de recherche et de promotion forestieres, 37 S.
- Lear, D.H. van; Brose, P.H.; Keyser, P.D. 2000. Using prescribed fire to Regenerate Oaks. In: Proceedings: workshop on fire, people, and the central Hardwood landscape. Newtown Square, PA: USDA, Forest Service, Northeastern Research Station, 97-101
- Lembcke, G.; Knapp, E.; Dittmar, O. (1975): DDR-Kiefern-Ertragstafel 1975. Eigenverlag des Instituts für Forstwissenschaften Eberswalde, 82 S.
- Lemke, K. 1956. Untersuchungen über das Wurzelsystem der Roteiche auf diluvialen Standortformen. Archiv für Forstwesen 5, 8-45 u. 161-202

- LeBlanc, D.C.; Berland, A.M. 2019. Spatial variation in oak (*Quercus* spp.) radial growth responses to drought stress in eastern North America. *Canadian Journal of Forest Research* 49 (8); <https://doi.org/10.1139/cjfr-2018-0360>
- Lhotka, J.; Loewenstein, E.F. 2011. An individual-tree diameter growth model for managed uneven-aged oak-shortleaf pine stands in the Ozark Highlands of Missouri, USA. *Forest Ecology and Management* 261 (3), 770-778; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.12.008>
- Liesebach, M; Schneck, V. 2011. Entwicklung von amerikanischen und europäischen Herkünften der Roteiche in Deutschland. *Forstarchiv* 82 (4), 125-133
- Lincke, M. 1946. Die Umwandlung der reinen Nadelholzbestände Nordwestdeutschlands in Mischwald. Hannover: Vlg. Schaper, 240 S.
- Lindner, M.; Fitzgerald, J.B.; Zimmermann, N.E.; Reyer, C.; Delzon, S.; Maaten, E.v.d.; Schelhaas, M.-J.; Lasch, P.; Eggers, J.; Maaten-Theunissen, M.v.d.; Suckow, S.; Psomas, A.; Poulter, B.; Hanelwinkel, M. 2014. Climate change and European forests: What do we know, what are the uncertainties, and what are the implications for forest management? *Journal of Environmental Management* 146, 69-83; <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.030>
- Little, E.L.Jr. 1971. Atlas of United States trees, volume 1, conifers and important hardwoods: USDA Miscellaneous Publication 1146, 9 S., 200 Karten
- Lockow, K.-W. 1995. Neue Ertragstafel für die Roterle. *DerWald* 45 (8), 268 - 271
- Lockow, K.-W. 2002. Ergebnisse der Anbauversuche mit amerikanischen und japanischen Baumarten. In: *Ausländische Baumarten in Brandenburgs Wäldern*. Eberswalde: Landesforstanstalt, 41-101
- Lockow, K.-W. 2004. Die erste Ertragstafel für Berg-Ahorn im nordostdeutschen Tiefland. *Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie* 38, 121-130
- Loftis, D. 2004. Upland Oak Regeneration and Management. In: Spetich, M.A. (Hrsg.). *Upland oak ecology symposium: history, current conditions, and sustainability*. USDA Forest Service, Southern Research Station, Gen. Tech. Rep. SRS-73, Asheville, NC, S. 163-167 (311 S.)
- Lorimer, C.G. 1983. Tests of age-independent competition indices for individual trees in natural hardwood stands, *Forest Ecology and Management* 6 (4), 343-360; [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(83\)90042-7](https://doi.org/10.1016/0378-1127(83)90042-7)
- Lüdemann, G. H.; Bernsmann, R. 1998. Schnellwachsende Baumarten in Wald und Landschaft Norddeutschlands. *Eutin: Gesellschaft zur Förderung schnellwachsender Baumarten in Norddeutschland*, 144 S.
- Lüpke, B.v. 2001. Steigerung waldbaulicher Vielfalt durch Anbau und Förderung schnellwachsender Baumarten am Beispiel von Europäischer Lärche, Strobe, Roteiche und Birke. *Forst u. Holz* 56 (3), 69-73
- Lüpke, B.v. 2004. Risikominderung durch Mischwälder und naturnaher Waldbau: ein Spannungsfeld. *Forstarchiv* 75, 43-50
- Lüpke, B.v. 2008. Einfluss unterschiedlicher Hiebsformen auf die Naturverjüngung eines Traubeneichen-Buchen-Mischbestandes. *Forstarchiv* 79, 4-15
- Lüpke, B.v. 2009. Überlegungen zu Baumartenwahl und Verjüngungsverfahren bei fortschreitender Klimaveränderung in Deutschland. *Forstarchiv* 80, 67-75

- Lungren, A.L.; Dolid, W.A. 1970. Biological growth functions describe published site index curves for Lake State timber species. USDA Forest Service, North Central Forest Experiment Station, Research Paper NC-36, 9 S.
- LWF - Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (Hrsg.). 2020. Praxishilfe Klima - Boden - Baumartenwahl. Band II. Freising, 124 S.
- Lyford, W.H. 1980. Development of the Root System of Northern Red Oak (*Quercus rubra* L.). Petersham, MA: Harvard Forest Paper No. 21, 30 S.
- Lyr, H.; Hoffmann, G. 1967. Growth Rates and Growth Periodicity of Tree Roots. International Review of Forestry Research 2, 181-236
- Machulla, G.; Blume, H. P.; Jahn, R. 2001. Schätzung der mikrobiellen Biomasse von Böden aus anthropogenen und natürlichen Substraten - ein Beitrag zur Standortbewertung. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 164, 547-554
- Magni, C.R.; Ducouso, A.; Caron, H.; Petit, R.J.; Kremer A. 2005. Chloroplast DNA variation of *Quercus rubra* L. in North America and comparison with other Fagaceae. Molecular Ecology 14 (2), 513-524
- Major, K.C.; Nosko, P.; Kuehne, C.; Campbell, D.; Bauhus, J. 2013. Regeneration dynamics of non-native northern red oak influenced by environmental factors: A case study in managed hardwood forests of southwestern Germany. Forest Ecology and Management 291, 144-153
- Marozas, V.; Straigyte, L.; Sepentiene, J. 2009. Comparative Analysis of Alien Red Oak (*Quercus rubra* L.) and Native Common Oak (*Quercus robur* L.) Vegetation in Lithuania. Acta Biol. Univ. Daugavpils 9 (1), 19-24
- Marozas, V.; Augustaitis, A.; Armolaitis, K.; Kliucius, A.; Pilkauskas, M. 2014. Effects of planted European beech on the understory in Scots pine forests in Lithuania. iForest 7, 12-18 [online 2013-10-07] URL: <http://www.sisef.it/forest/contents/?id=ifor0695-007> (zuletzt abgerufen am 7.9.2014)
- Matisons, R.; Jansons, J.; Katrevičs, J.; Jansons Ā. 2015. Relation of tree-ring width and earlywood vessel size of alien *Quercus rubra* L. with climatic factors in Latvia. Silva Fennica 49 (4), Artikel-ID 1931, 14 S.; <https://doi.org/10.14214/sf.1391>
- Mauerhof, J.H. 2011. Wachstum junger Roteichenbestände (*Quercus rubra* L.) im norddeutschen Tiefland in Abhängigkeit von Standort und waldbaulicher Behandlung. Göttingen: Masterarbeit an der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Universität Göttingen (unveröffentlicht), 128 S.
- McClenahan, J.R.; Hutnik, R.J.; Davis, D.D. 1997. Patterns of Northern Red Oak growth and mortality in Western Pennsylvania. In: Proceedings of the 11th Central Hardwood forest conference, St. Paul, MN: USDA Forest Service, North Central Forest Experiment Station, 386-399
- McClenahan, J.R.; Davis, D.D.; Hutnik, R.J. 1999. Northern red oak growth response to climate and industrial air pollution in western Pennsylvania. In: Proceedings of the 12th Central Hardwood forest conference, Gen. Techn. Rep. SRS-24, Asheville, NC: USDA Forest Service, Southern Research Station, 245-251
- McDougal, K.M.; Parks, C.R. 1984. Elevational variation in foliar flavonoids of *Quercus rubra* L. (Fagaceae). American Journal of Botany 71 (3), 301-308

- McGee, C.E. 1975. Change in Forest Canopy Affects Phenology and Development of Northern Red and Scarlet Oak Seedlings. *Forest Science* 21 (2), 175-179
- McGee, C.E.; Loftis, D.L. 1993. Oak Regeneration: A Summary. In: Oak Regeneration: Serious problems, practical recommendations. Symposium Proceedings, General Technical Report SE-94. Asheville, NC: USDA, Forest Service, Southeastern Forest Experiment Station, 316-319
- Meiners, S. J.; Matinkovic, M. J. 2002. Survival of and Herbivore Damage to a Cohort of *Quercus rubra* Planted Across a Forest-Old-field Edge. Faculty Research & Creative Activity. Paper 96; https://thekeep.eiu.edu/bio_fac/96 (zuletzt abgerufen am 21.3.2014)
- Messier, C.; Bauhus, J.; Doyon, F.; Maure, F.; Sousa-Silva, R.; Nolet, P.; Mina, M.; Aquilué, N.; Fortin, F.-J.; Puettmann, K. 2019. The functional complex network approach to foster forest resilience to global changes. *Forest Ecosystems* 6 (Article 21); <https://doi.org/10.1186/s40663-019-0166-2>
- Mette, T.; Brandl, S.; Kölling, C. 2021. Climate Analogues for Temperate European Forests to Raise Silvicultural Evidence Using Twin Regions. *Sustainability* 13, 6522; <https://doi.org/10.3390/su13126522>
- Metzler, B.; Halsdorf, M.; Franke, D. 2010. Befallsbedingungen für Wurzelfäule an Roteiche. *AFZ/Der Wald* 65 (3), 26-28
- Mews, C. 2012. Untersuchung von Qualitätsmerkmalen an Roteichenjungbeständen in Nordwest-Niedersachsen. Göttingen: Masterarbeit an der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Universität Göttingen (unveröffentlicht), 134 S.
- Michigan Department of Natural Resources, Forest Management Division, Wildlife Division (Hrsg.) 2000. Oaks: A Management Guide for Michigan's State Forests. 64 S.
- Miller, G.W. 2000. Effect of crown growing space on the development of young hardwood crop trees. *Northern Journal of Applied Forestry* 17 (1), 25-35
- Miller, D.R.; Schlarbaum, S.E. 2005. Acorn Fall and Weeviling in a Northern Red Oak Seedling Orchard. *Journal of Entomol. Science* 40 (1), 31-38
- Mindrup, M.; Höper, H. 2012. Bodenbiologische Untersuchungen. *GeoBerichte* 23, LBEG Hannover, S. 79-94 (272 S.)
- Mindrup, M.; Meiwes, K.J.; Wolters, V. 2001. Mikrobiologische Eigenschaften des Auflagehumus unter Douglasie und Kiefer in Nordwestdeutschland. *Forst und Holz* 56 (12), 363-366
- Miltner, S.; Kupka, I. 2016. Silvicultural potential of northern red oak and its regeneration – Review. *Journal of Forest Science* 62 (4), 145–152; <https://doi.org/10.17221/115/2015-JFS>
- Mitscherlich, G. 1957a. Die Roteichenversuchsflächen der Badischen forstlichen Versuchsanstalt. Schriftenreihe der Badischen Forstlichen Versuchsanstalt, Heft 13. Freiburg i. Br., 1-12
- Mitscherlich, G. 1957b. Die Roteichenversuchsflächen der Badischen forstlichen Versuchsanstalt. *Allgemeine Forst- u. Jagdztg.* 128 (1), 1-12
- Mitscherlich, G. 1970. *Wald, Wachstum und Umwelt*. 1. Bd.: Form und Wachstum von Baum und Bestand. J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a. M., 144 S.

- Mölder, A.; Meyer, P.; Nagel, R.-V. 2019a. Integrative management to sustain biodiversity and ecological continuity in Central European temperate oak (*Quercus robur*, *Q. petraea*) forests: An overview. *Forest Ecology and Management* 437, 324-339; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.01.006>
- Mölder, A.; Sennhenn-Reulen, H.; Fischer, C.; Rumpf, H.; Schönfelder, E.; Stockmann, J.; Nagel, R.V. 2019b. Success factors for high-quality oak forest (*Quercus robur*, *Q. petraea*) regeneration. *Forest Ecosystems* 4 (49); <https://doi.org/10.1186/s40663-019-0206-y>
- Möller, G. 1998. Hinweise zur Berücksichtigung des Schutzes holzbewohnender Insekten und Pilze beim Umgang mit neophytischen Gehölzen. *Novius* Nr. 23 (I/1998), 524-534
- Möllerová, J. 2005. Notes on invasive and expansive trees and shrubs. *Journal of Forest Science* 51, 19-23
- Moran, E.V. 2010. Seed Dispersal, Gene Flow, and Hybridization in Red Oak. Diss. (Online-Publikation) https://dukespace.lib.duke.edu/dspace/bitstream/handle/10161/2483/D_Moran_Emily_a_201005.pdf?sequence=1 (zuletzt abgerufen am 07.08.2014)
- Morrissey, R.C.; Douglass, F.J.; Seifert, J.R. 2008. Response of Northern Red Oak, Black Walnut, and White Ash seedlings to various levels of simulated summer deer browsing. West Lafayette, In: *Proceedings of the 16th Central Hardwood Forest Conference*, 50-58
- Münder, K. 2005. Konkurrenzuntersuchungen und Wachstumsmodellierung in Waldumbaubeständen des Mittleren Erzgebirges. Dissertation an der TU Dresden
- MULE Sachsen-Anhalt (Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Energie des Landes Sachsen-Anhalt) (Hrsg.). 2017. Merkblatt Pflanzenzahlen zur künstlichen Bestandesbegründung des Landes Sachsen-Anhalt. Magdeburg. 11 S.
- MULE Sachsen-Anhalt u. NW-FVA (Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt) (Hrsg.). 2020. Entscheidungshilfen zur klimaangepassten Baumartenwahl im Land Sachsen-Anhalt. Magdeburg u. Göttingen, 69 S.
- Muth, C.C.; Bazzaz, F.A. 2002. Tree canopy displacement at forest gap edges. *Canadian Journal of Forest Research* 32 (2), 247-254
- Muth, C.C.; Bazzaz, F.A. 2003. Tree canopy displacement and neighborhood interactions. *Canadian Journal of Forest Research* 33 (7), 1323-1330
- Myczko, Ł.; Dylewski, Ł.; Zduniak, P.; Sparks, T.H.; Tryjanowski, P. 2014. Predation and dispersal of acorns by European Jay (*Garrulus glandarius*) differs between a native (*Pedunculate Oak Quercus robur*) and an introduced oak species (Northern Red Oak *Quercus rubra*) in Europe. *Forest Ecology and Management* 331, 35-39; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.07.027>
- Nagel, J. 1985: Wachstumsmodell für Bergahorn in Schleswig-Holstein. Dissertation an der Universität Göttingen
- Nagel, J. 1990. Einheitshöhenkurvenmodell für Roteiche. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 162 (1), 16-18
- Nagel, J. 1994. Ein Einzelbaumwachstumsmodell für Roteichenbestände. *Forst u. Holz* 49, 69-75

- Nagel, J. 1999. Konzeptionelle Überlegungen zum schrittweisen Aufbau eines waldwachstumskundlichen Simulationssystems für Norddeutschland. Schriften aus der Forstl. Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächs. Forstlichen Versuchsanstalt, Bd. 128. J. D. Sauerländer's Vlg., Frankfurt/M., 122 S.
- Nagel, J. 2009. Waldwachstumssimulation mit dem Java Software Paket TreeGrOSS - Vorläufiges Handbuch. URL: <http://www.nw-fva.de/?id=194#524> (zuletzt abgerufen am 21.10.2010)
- Nagel, J.; Albert, M.; Schmidt, M. 2002. Das waldbauliche Prognose- und Entscheidungsmodell BWIN-Pro 6.1 - Neuparametrisierung und Modellerweiterungen. Forst und Holz 57 (15/16), 486-493
- Nagel J.; Geb, M. 2009. Abschlussbericht des BMBF-Forschungsvorhabens „Verwertungsorientierte Untersuchungen an Buche und Küstentanne aus nachhaltig bewirtschafteten Mischbeständen zur Herstellung innovativer und zukunftsfähiger Holzprodukte und –werkstoffe“. Teilprojekt „Verwendungsorientierte Managementstrategien für Buchen-Küstentannen-Mischbestände“, FKZ: 0330551B. Göttingen (unveröffentlicht), 33 S.
- Nagel, R.-V. 2015. Roteiche (*Quercus rubra* L.). In: Vor, T.; Spellmann, H.; Bolte, A.; Ammer, C. (Hrsg.). Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten: Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung. Universitätsverlag Göttingen, 220-267 (296 S.)
- Nagel, R.-V. 2018. Die Roteiche in Norddeutschland. Mitt. der Gesellschaft zur Förderung schnellwachsender Baumarten in Norddeutschland, Heft 5, 16 S.
- Nagel, R.-V.; Rumpf, H.; Meiwes, K.-J.; Klinck, U.; Spellmann, H. 2014. Hiebsformen zum Umbau älterer Fichtenbestände. AFZ/DerWald 69 (10), 22-26
- Nehring, S.; Kowarik, I.; Rabitsch, W.; Essl, F. (Hrsg.) 2013. Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. Bonn: BfN-Skripten 352, 202 S.
- NFP (Niedersächsisches Forstplanungsamt); LLUR (Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt u. Ländliche Räume Schleswig-Holstein). 2009. Forstliche Standortaufnahme. Geländeökologischer Schätzrahmen. Anwendungsbereich: pleistozänes (diluviales) Tiefland, 14 S.
- NFV – Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt (2005): Aufnahmeanweisung für ertragskundliche-Versuchsflächen (unveröff.)
- Nieukerken, E.J.van; Doorenweerd, C.; Ellis, W.N.; Huisman, K.J.; Koster, J.C.; Mey, W.; Muus, T.S.T.; Schreurs, A. 2012. *Bucculatrix ainsliella* Murtfeldt, a new North American invader already widespread in northern red oaks (*Quercus rubra*) in Western Europe (Bucculatricidae). Nota lepidopterologica 35 (2), 135-159
- Niinemets, Ü.; Valladares, F. 2006. Tolerance to shade, drought, and waterlogging of temperate Northern Hemisphere trees and shrubs. Ecological Monographs 76 (4), 521-547
- Nicolescu, V.N.; Vor, T.; Mason, W.L.; Bastien, J.C.; Brus, R.; Henin, J.M.; Kupka, V.L.; La Porta, N.; Mohren, F.; Petkova, K.; Rédei, K.; Štefančík, I.; Wąsik, R.; Perić, S.; Hernea, C. 2020. Ecology and management of northern red oak (*Quercus rubra* L. syn. *Q. borealis* F. Michx.) in Europe: a review, Forestry 93 (4), 481–494; <https://doi.org/10.1093/forestry/cpy032>
- 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.

- North Central Forest Experiment Station, USDA Forest Service (Hrsg.). 1977. Manager's Handbook for Oaks in the North Central States. General Technical Report NC-37, 35 S.
- Nowacki, G.J.; Abrams, M.D. 2008. The Demise of Fire and "Mesophication" of Forests in the Eastern United States. *BioScience* 58 (2), 123-138
- Nowacki, G.J.; Abrams, M.D.; Lorimer, C.G. 1990. Composition, Structure, and Historical Development of Northern Red Oak Stands along an Edaphic Gradient in North-Central Wisconsin. *Forst Science* 36 (2), 276-292
- NW-FVA; Hessischer Waldbesitzerverband. 2021. Waldentwicklungsziele (WEZ) für den hessischen Kommunal- und Privatwald. Stand 23.05.2023, Online-Ressource: https://www.nw-fva.de/fileadmin/nwfva/common/unterstuetzen/pdf/software/WEZ_Katalog_2023.pdf (zuletzt abgerufen am 03.06.2023)
- Nyland, R.D. 1998. Selection System in Northern Hardwoods. *Journal of Forestry* 96 (7), 18-21
- O'Brien, J.G.; Mielke, M.E.; Starkey, D.; Juzwik, J. 2011. How to Identify, Prevent, and Control Oak Wilt. USDA Forest Service, Newton Square, PA: Northeastern State and Private Forestry. 30 S.
- Oliver, C.D. 1978. The Development of Northern Red Oak in Mixed Stands in Central New England. New Haven: Yale University: School of Forestry and Environmental Studies, Bulletin No. 91, 63 S.
- Oosterbaan, A.; Olsthoorn, A.F.M. 2005. Control strategies for *Prunus serotina* and *Quercus rubra* as exotic tree species in The Netherlands. In: Nentwig, W. et al. (Hrsg.) 2005: Biological Invasions - From Ecology to Control. *Neobiota* 6, 177-181
- Otto, H.-J. 1993. Fremdländische Baumarten in der Waldbauplanung. *Forst u. Holz* 48 (16), 454-456
- Ottow, J.C.G. 2011. Mikrobiologie von Böden. Biodiversität, Ökophysiologie und Metagenomik. Berlin und Heidelberg: Springer Vlg., 500 S.
- Pampe, A.; Wagner, S. 2005. Einbringung von Buche, Stieleiche, Roteiche und Sandbirke in einem Kiefernreinbestand auf degradiertem Flugsandstandort – Auswertung eines Waldumbauexperimentes nach 13-jähriger Beobachtungsdauer. unveröffentlichte Versuchsauswertung
- Pan, C.; Tajchman, S.J.; Kochenderfer, J.N. 1997. Dendroclimatological analysis of major forest species of the central Appalachians. *Forest Ecology and Management* 98, 77-87
- Parker, W.C.; Dey, D.C. 2008. Influence of overstory density on ecophysiology of red oak (*Quercus rubra*) and sugar maple (*Acer saccharum*) seedlings in central Ontario shelterwoods. *Tree Physiology* 28, 797-804
- Patterson, W.A.; Sassaman, K.E. 1988. Indian Fires in the Prehistory of New England. In: Nicholas, G.P. (Hrsg.). *Holocene Human Ecology in Northeastern North America*. Plenum Publishing Corporation, S. 107-135; https://doi.org/10.1007/978-1-4899-2376-9_6
- Pedersen, E.; Miller, D.; Simpson, G.; Ross, N. 2019. Hierarchical generalized additive models in ecology: an introduction with mgcv. *PeerJ* 7 (e6876)
- Penschuck, H. 1935. Die Anbauversuche mit ausländischen Holzarten unter Berücksichtigung ihrer Ertragsleistung. *Zeitschr. f. Forst- u. Jagdwesen* 67 (3), 113-137
- Penschuck, H. 1937. Die Anbauversuche mit ausländischen Holzarten unter Berücksichtigung ihrer Ertragsleistung. Zweiter Teil. *Zeitschr. f. Forst- u. Jagdwesen* 69 (11), 525-555

- Petersen, R.; Annighöfer, P.; Spellmann, H.; Leder, B. 2015. Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.). In: Vor, T.; Spellmann, H.; Bolte, A.; Ammer, C. (Hrsg.). Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten: Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung. Universitätsverlag Göttingen, 167-186 (296 S.)
- Phares, R.E. 1971. Growth of Red Oak (*Quercus rubra* L.) Seedlings in Relation to Light and Nutrients. *Ecology* 52, 669-672
- Pinheiro, J.C.; Bates, D.M. 2000. Mixed-effects models in S and S-PLUS. Springer Verlag, New York, USA.
- Pinheiro, J.C.; Bates, D.M.; DebRoy, S.; Sarkar, D.; R Core Team. 2019. nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-141; <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>
- Polster, H. 1953. Die Anwelkmethode Arlands im Blickfelde der Transpirationsphysiologie. *Archiv für Forstwesen* 2, 384-425
- Popović, V.; Lučić, A.; Rakonjac, L.; Ćirković-Mitrović, T.; Brašanac-Bosanac, L. 2015. Influence of acorn size on morphological characteristics of one-year-old Northern red oak (*Quercus rubra* L.) seedlings. *Archives of Biological Sciences* 67 (4), 1357-1360
- Povac, N.A.; Lorimer, C.G.; Guries, R.P. 2008. Altering successional trends in oak forests: 19 year experimental results of low- and moderate-intensity silvicultural treatments. *Canadian Journal of Forest Research* 38, 2880-2895; <https://doi.org/1039/X08-118>
- Pretzsch, H. 1992. Konzeption und Konstruktion von Wuchsmodellen für Rein- und Mischbestände. Schriftenreihe der Forstwissenschaftlichen Fakultät, Universität München, Nr. 115, 332 S.
- Pretzsch, H. 2001. Modellierung des Waldwachstums. Blackwell Verlag Berlin u. Wien. 341 S.
- Pretzsch, H. 2002. Grundlagen der Waldwachstumsforschung. Blackwell Verlag Berlin u. Wien. 414 S.
- Pretzsch, H. 2006. Von der Standflächeneffizienz der Bäume zur Dichte-Zuwachs-Beziehung des Bestandes. Beitrag zur Integration von Baum- und Bestandesebene. *Allgemeine Forst- u. Jagdztg.* 177 (10/11), 188-199
- Pretzsch, H. 2016. Ertragstafel-Korrekturfaktoren für Umwelt- und Mischungseffekte. *AFZ/Der Wald* 187(14), 44–47
- Pretzsch, H. 2020. Density and growth of forest stands revisited. Effect of the temporal scale of observation, site quality, and thinning. *Forest Ecology and Management* 460, 117879; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117879>
- Pretzsch, H.; Biber, P. 2005. A Re-evaluation of Reineke's rule and stand density index, *Forest Science* 51, 304-320
- Pretzsch, H.; Biber, P.; Dursky, J. 2002a. The single tree-based stand simulator SILVA: construction, application and evaluation. *Forest Ecology and Management* 162 (1), 3-21
- Pretzsch, H.; Biber, P.; Dursky, J.; Gadow, K. v.; Hasenauer, H.; Kändler, G.; Kenk, G.; Kublin, E.; Nagel, J.; Pukkala, T.; Skovsgaard, J.P.; Sotke, R.; Sterba, H. 2002b. Recommendations for Standardized Documentation and Further Development of Forest Growth Simulators. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 121, 138-151
- Pretzsch, H.; Dursky, J. 2001. Evaluierung von Waldwachstumssimulatoren auf Baum- und Bestandesebene. *Allgemeine Forst- u. Jagdztg.* 172 (8–9), 146-150

- Prodan, M. 1965. Holzmesslehre. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a. M., S. 474-476 (644 S.)
- Pyšek, P.; Richardson, D.M.; Rejmánek, M.; Webster, G.L.; Williamson, M.; Kirschner, J. 2004. Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon* 53 (1), 131-143
- Pyšek, P.; Chytrý, M.; Pergl, J.; Sadlo, J.; Wild, J. 2012. Plant invasions in the Czech Republic: current state, introduction dynamics, invasive species and invaded habitats. *Preslia* 84, 575-629
- R Core Team. 2019. R: A language and environment for statistical computing. Vers. 3.6.1. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, www.R-project.org
- Rédei, K.; Veperdi, I.; Csiha, I. 2007. Yield of Red Oak Stands in Nyírség Forest Region (Eastern-Hungary). *Silva Lusitana* 15 (1), 79-87
- Rédei, K.; Csiha, I.; Keserű, Z.; Rásó, J.; Győri, J. 2010. Management of red oak (*Quercus rubra* L.) stands in the Nyírség Forest Region (Eastern-Hungary). *Hungarian Agricultural Research*, 13-17
- Reimers, H.R. 2011. Die Roteichenwirtschaft in Lübeck (unveröffentlichtes Manuskript), 8 S.
- Reineke, L.H. 1933. Perfecting a stand density index for even aged forests. *Journal of Agricultural Research*, 46 (7), 627-638
- Rentch, J.C.; Fajvan, M.A.; Hicks Jr., R.R. 2003. Oak establishment and canopy accession strategies in five old-growth stands in the central hardwood forest region. *Forest Ecology and Management* 184, 285-297
- Reynolds, J.H.; Ford, E.D. 2005. Improving competition representation in theoretical models of self-thinning: a critical review. *Journal of Ecology* 93, 362-372;
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2005.00976.x>
- Richards, F.J. 1959. A flexible growth function for empirical use. *Journal of Experimental Botany* 10, 290-300
- Riepšas, E.; Straigytė, L. 2008. Invasiveness and Ecological Effects of Red Oak (*Quercus rubra* L.) in Lithuanian Forests. *Baltic Forestry* 14 (2), 122-130
- Röhe, P.; Lockow, K.-W.; Noack, M. 2020. Ertragstafel für die Stieleiche (*Quercus robur* L.). Nordwest Media Verlagsgesellschaft. Grevesmühlen. 78 S.
- Röhle, H. 1983. Untersuchungen zur Ermittlung der Genauigkeit bei der Ablotung von Kronenradien und der Berechnung von Kronengrundflächen. Jahrestagung der Sektion Ertragskunde des Deutschen Verbandes forstlicher Forschungsanstalten in Neuhaus
- Röös, M. 1990. Zum Wachstum der Vogelkirsche (*Prunus avium* L.) in Nordrhein-Westfalen und angrenzenden Gebieten. Dissertation an der Universität Göttingen
- Rogers, D.A.; Rooney, T.P.; Olson, D.; Waller, D.M. 2008. Shifts in southern Wisconsin forest canopy and understory richness, composition, and heterogeneity. *Ecology* 89 (9), 2482-2492
- Roloff, A. 2001. Baumkronen: Verständnis und praktische Bedeutung eines komplexen Naturphänomens. Ulmer, Stuttgart, 146 S.
- Roloff, A.; Grundmann, B.M. 2008. Waldbaumarten und ihre Verwendung im Klimawandel. *Archiv für Forstwesen u. Landschaftsökologie* 42 (3), 97-109

- Rooney, T.P.; Waller, D.M. 2003. Direct and indirect effects of white tailed deer in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 181, 165-176
- RP Stuttgart (Hrsg.) 2011. Pflege- und Entwicklungsplan für das FFH-Gebiet 7018-341 „Stromberg“ mit EU-Vogelschutzgebiet (VSG) 6919-441 „Stromberg“ und VSG 7018-401 „Weiher bei Maulbronn“. Stuttgart: Ref. 56 – Naturschutz u. Landschaftspflege, ARGE Planungsgruppe Stromberg, 124-126
- Russel, M. B.; Weiskittel, A. R. 2011. Maximum and largest crown width equations for 15 tree species in Maine. *Northern Journal of Applied Forestry* 28 (2), 84-91
- Sammler, P.; Schmidt, M.; Kaspar, R. 2011. Beobachtungen von Ektomykorrhizapilzen, lignikolen und phytoparasitischen Pilzen sowie von Gallbildnern und Blattminierern mit Bezug zur Roteiche (*Quercus rubra*). *Boletus* 33 (2), 79-94
- Sander, I.L. 1990. *Quercus rubra* L. Northern Red Oak. In: Burns, R.M.; Honkala, B.H. (Hrsg.) 1990. *Silvics of North America: 1. Conifers; 2. Hardwoods. Agriculture Handbook 654.* USDA, Forest Service, Washington, D.C.; <http://web2.cnre.vt.edu/dendro/dendrology/US-DAFSSilvics/38.pdf> (zuletzt abgerufen am 20.05.2014)
- Sattler, D. F.; LeMay, V. 2011. A system of nonlinear simultaneous equations for crown length and crown radius for the forest dynamics model SORTIE-ND. *Canadian Journal of Forest Research* 41 (8), 1567-1576; <https://doi.org/10.1139/X11-078>
- Schabel, A. 2012. Insekt des Jahres 2012: der Hirschkäfer. *FVA-Einblick* 16 (1), 10-11
- Schenck, C.A. 1939. *Fremdländische Wald- und Parkbäume. Dritter Bd., Die Laubhölzer.* Berlin: Vlg. Paul Parey, 480-492
- Schlarbaum, S.E.; Adams, R.P.; Bagley, W.T.; Wayne, W.J. 1982. Postglacial Migration Pathways of *Quercus rubra* L., Northern Red Oak, as Indicated by Regional Genetic Variation Patterns. *Silvae Genetica* 31, 150-158
- Schlesinger, W. (1997) *Biogeochemistry: An analysis of global change. 2. Aufl., Academic Press.* San Diego, 588 S.
- Schmidt, M. 2001. *Prognosemodelle für ausgewählte Holzqualitätsmerkmale wichtiger Baumarten.* Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen
- Schmidt, M. 2020. Standortsensitive und kalibrierbare Bonitätsfächer: Wachstumspotenziale wichtiger Baumarten unter Klimawandel. *Allgemeine Forst- u. Jagdztg.* 190 (5/6), 136-160
- Schmidt, M.; Spellmann, H.; Nagel, J. 2001. Waldwachstumskundliche Entscheidungshilfen zur Ästung der Douglasie. *Allgemeine Forst- u. Jagdztg.*, 172, 126-136
- Schmiedel, D.; Wilhelm, E.-G.; Winter, S.; Roth, M.; Schmidt, P. A. 2013. Neobiota in Sachsen. *AFZ/Der Wald* 68 (5), 14-16
- Schnur, G.L. 1937. Yield, Stand and Volume Tables for even-aged Upland Oak Forests. Technical Bulletin No. 560. Washington D. C.: U. S. Department of Agriculture, 87 S.
- Schober, R. 1951. Zum Einfluß der letzten Dürrejahre auf den Dickenzuwachs. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 70, 204-228
- Schober, R. 1971. *Die Rotbuche.* J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a.Main. 443 S.

- Schober, R. (Hrsg.) 1987. Ertragstabeln wichtiger Baumarten. Dritte, neubearb. u. erw. Aufl. (1. Aufl. 1975). Frankfurt a. M.: J.D. Sauerländer's Vlg., 166 S.
- Schröder, J.; Gerold, D.; Röhle, H. 2005. Modellierung der Kronenbreite in BWINPro-Sachsen für die Anwendung in strukturreichen Beständen. Jahrestagung der Sektion Ertragskunde des Deutschen Verbandes Forstlicher Forschungsanstalten in Freising
- Schütt, P. 1998. Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie. Weinheim: Wiley, Landsberg am Lech: Ecomed, Loseblattsammlung mit lfd. Erg.-Lieferungen
- Schwappach, A. 1901. Die Ergebnisse der in den Preußischen Staatsforsten ausgeführten Anbauversuche mit fremdländischen Holzarten. Zeitschrift f. Forst- u. Jagdwesen 33, 137-225 u. 263-292
- Schwappach, A. 1911. Die weitere Entwicklung der Versuche mit fremdländischen Holzarten in Preußen. Zeitschrift f. Forst- u. Jagdwesen 43, 591-611 u. 757-782
- Schwarz, G. 1978. Estimating the Dimension of a Model. *Annals of Statistics* 2 (2), 461-464; <https://doi.org/10.1214/aos/1176344136>
- Seidel, J.; Kenk, G. 2003: Wachstum und Wertleistung der Eichenarten in Baden-Württemberg. *AFZ/Der Wald* 58 (1), 28-31
- SHLF – Schleswig-Holsteinische Landesforsten. 2011. Betriebsanweisung Waldbau (BA-Waldbau) der Schleswig-Holsteinischen Landesforsten (AöR). Neumünster, 77 S.
- Skovsgaard, J.P.; Vanclay, J.K. 2008. Forest site productivity: a review of the evolution of dendrometric concepts for even-aged stands. *Forestry* 81 (1), 13-31; <https://doi.org/10.1093/forestry/cpm041>
- Sloboda, B. 1971. Zur Darstellung von Wachstumsprozessen mit Hilfe von Differentialgleichungen erster Ordnung. Mitt. Bad.-Württemb. FVA, Freiburg, Heft 32
- Smith, V.G. 1984. Asymptotic Site-Index Curves, Fact or Artifact? *The Forestry Chronicle* 60, 150-156; <https://pubs.cif-ifc.org/by/93.217.215.13> (zuletzt heruntergeladen am 04.01.2022)
- Sork, V.L. 1984. Examination of seed dispersal and survival in red oak, *Quercus rubra* (Fagaceae), using metal-tagged acorns. *Ecology* 65 (3), 1020-1022
- Spellmann, H. 1994. Ertragskundliche Aspekte des Fremdländeranbaus. *Allgemeine Forst- u. Jagdztg.* 165 (2), 27-34
- Spellmann, H. 2001. Bewirtschaftung der Eiche auf der Grundlage waldwachstumskundlicher Untersuchungen in Nordwestdeutschland. *Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie* 35, 145–152
- Spellmann H., Albert M., Schmidt M., Sutmöller J., Overbeck M., 2011: Waldbauliche Anpassungsstrategien für veränderte Klimaverhältnisse. *AFZ/Der Wald* 66, 19-23
- Spellmann, H.; Sutmöller, J.; Schulz, C.; Nagel, R.-V. 2020. Entscheidungshilfen zur klimaangepassten Baumartenwahl. In: Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (Hrsg.): *Waldzustandsbericht 2020*. S. 25-30 (39 S.)
- Spetich, M.A.; Dey, D.C.; Johnson, P.S.; Graney, D.L. 2002. Competitive Capacity of *Quercus rubra* L. Planted in Arkansas' Boston Mountains. *Forest Science* 48 (3), 504-517

- Spiecker, H.; Mielikäinen, K.; Köhl, M.; Skovsgaard, J.P. (Hrsg.). 1996. Growth Trends in European Forests. European Forest Institute Research Report, Berlin / Heidelberg: Springer Vlg., 372 S.
- Sprauer, S. 2013. Modelle zur Abbildung asymmetrischer Kronenformen und zur Beschreibung der Zuwachsleistung für sechs Baumarten in Nordwestdeutschland. Dissertation an der Universität Göttingen. 207 S.
- Sprauer, S.; Schmidt, M. 2016. Modellierung des Durchmesserzuwachses von Fichten in Nordwestdeutschland: ein Vergleich von Modellen auf Basis der Sloboda-Funktion und „empirischen Modellen“. In: Tagungsbericht der Jahrestagung 2016 der Sektion Ertragskunde im DVFFA vom 09.-11.05.2016 in Lyss/Schweiz, S. 81-88
- Stähr, F.; Bergmann, H.-J. 2006. Der Einfluss von Verhaltensmustern des Eichelhäfers auf das Ankommen und die Etablierung von Hähersaaten unter Kiefer. In: Aktuelle Ergebnisse und Fragen zur Situation der Eiche und ihrer Bewirtschaftung in Brandenburg. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. XXV, S. 101-105
- Stähr, F.; Peters, T. 2004. Wirkungen von Durchforstungsmaßnahmen auf ausgewählte Weiser für die Volumen- und Wertleistung der Roteiche. Forst u. Holz 59 (12), 578-582
- Stanek, M.; Piechnik, Ł.; Stefanowicz, A. M. 2020. Invasive red oak (*Quercus rubra* L.) modifies soil physicochemical properties and forest understory vegetation. Forest Ecology and Management 472; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118253>
- Starfinger, U.; Kowarik, I. 2003. *Quercus rubra* (Artensteckbrief, Überarbeitung am 15.12.2008, zuletzt aktual. am 02.08.2011). Bundesamt für Naturschutz; <https://neobiota.de/12629.html> (zuletzt abgerufen am 04.07.2014)
- 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
- Staupendahl, K.; Schmidt, M. 2016: Kalibrierung der Ertragstafeln für die Hauptbaumarten in Hessen mithilfe der Daten der Bundeswaldinventur. Allgemeine Forst- u. Jagdztg. 187 (9/10), 197-216
- Stimm, K.; Heym, M.; Nagel, R.-V.; Uhl, E.; Pretzsch, H. 2022. Long-Term Productivity of Monospecific and Mixed Oak (*Quercus petraea* [Matt.] Liebl. and *Quercus robur* L.) Stands in Germany: Growth Dynamics and the Effect of Stand Structure. Forests 13 (5); <https://doi.org/10.3390/f13050724>
- Straigytė, L.; Jurkšienė, G.; Armolaitis, K. 2009. Decomposition of Oak and Maple Leaf Litters: Comparative Study of Native and Alien Species. Kaunas: Rural Development 2009, Proceedings, Vol. 4, Book 2, 196-200
- Straigytė, L.; Marozas, V.; Žalkauskas, R. 2012. Morphological Traits of Red Oak (*Quercus rubra* L.) and Ground Vegetation in Stands in Different Sites and Regions of Lithuania. Baltic Forestry 18 (1), 91-99
- Sterba, H. 1975. Assmanns Theorie der Grundflächenhaltung und die "Competition-Density-Rule" der Japaner Kira, Ando und Tadaki. Centralblatt für das gesamte Forstwesen 92, 46-62
- Sterba, H. 1981. Natürlicher Bestockungsgrad und Reineckes SDI. Centralblatt für das gesamte Forstwesen 98 (2), 101-116

- Sterba, H. 1983. Single stem models from inventory data with temporary plots. *Mitteilungen der FBVA Wien* 147, 87-101
- Sterba, H. 1987. Estimating potential density from thinning experiments and inventory data. *Forest Science* 33, 1022-1034
- Sterba, H.; Monserud, R.A. 1993. The maximum density concept applied to uneven-aged mixed stands. *Forest Science* 39, 432-452
- Stratmann, J. 1988. Ausländeranbau in Niedersachsen und den angrenzenden Gebieten. *Schriften aus der Forstl. Fakultät der Uni Göttingen* 91. Frankfurt a. M.: J.D. Sauerländer's Vlg., 102-107
- Stratmann, J.; Warth, H. 1987. Die Roteiche als Alternative zur Eiche oder Buche in Nordwestdeutschland. *AFZ* 42 (3), 40-41
- Swaim, J.T.; Dey, D.C.; Saunders, M.R.; Weigel, D.R.; Thornton, C.D.; Kabrick, J.M.; Jenkins, M.A. 2016. Predicting the height growth of oak species (*Quercus*) reproduction over a 23-year period following clearcutting. *Forest Ecology and Management* 364, 101-112; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.01.005>
- Talbot, J.M.; Adrien C.; Finzi, A.C. 2008. Differential effects of sugar maple, red oak, and hemlock tannins on carbon and nitrogen cycling in temperate forest soils. *Oecologia* 155, 583-592; <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0940-7>
- Thomasius, H.; Hartig, M. 1989. Monographien der forstwirtschaftlich wichtigsten Baumarten (Lehrmaterial, Waldbau 5), Tharandt: TU Dresden, Sekt. Forstwirtschaft, 135-138
- Thompson, R.S.; Anderson, K.H.; Bartlein, P.J. 1999. Atlas of Relations between Climatic Parameters and Distribution of Important Trees and Shrubs in North America. U.S. Geological Survey Professional Paper 1650 A&B, Online-Version; <https://pubs.usgs.gov/pp/p1650-a/> (zuletzt abgerufen am 01.09.2014)
- Thompson, J.R.; Carpenter, D.N.; Cogbill, C.V.; Forster, D.R. 2013. Four Centuries of Change in Northeastern United States Forests. *PLoS ONE* 8 (9), e72450; <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0072540>
- Thorpe, H.; Astrup, R.; Trowbridge, A.; Coates, K. 2010. Competition and tree crowns: A neighborhood analysis of three boreal tree species. *Forest Ecology and Management* 259 (8), 1586-1596; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.01.035>
- Thurm, E.A.; Hernandez, L.; Baltensweiler, A.; Ayan, S.; Rasztovits, E.; Bielak, K.; Zlatanov, T. M.; Hladnik, D.; Balic, B.; Freudenschuss, A.; Büchsenmeister, R.; Falk, W. 2018. Alternative tree species under climate warming in managed European forests. *Forest Ecology and Management* 430, 485-497; <https://doi:10.1016/j.foreco.2018.08.028>
- Timbal, J. 1990. Le Chêne rouge d'Amérique. Écologie et facteurs limitants. *Revue forestière française, AgroParisTech* 42 (2), 165-173
- Tirmenstein, D.A. 1991. *Quercus rubra*. In: Fire Effects Information System, [Online]. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, <https://www.fs.fed.us/database/feis/plants/tree/querub/all.html> (zuletzt abgerufen am 17.06.2021)

- Tote, H. 2016. Untersuchungen zur Bestandesbegründung der Roteiche unter schwierigen standörtlichen Bedingungen im Hessischen Ried. Göttingen: Bachelorarbeit an der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der HAWK Göttingen/Holzminden/Hildesheim (unveröffentlicht), 36 S.
- Trauboth, V. 2004. Anbau der Amerikanischen Roteiche in Thüringen. *Forst u. Holz* 59 (5), 245-249
- Trillmich, H.-D.; Uebel, E. 1982. Ergebnisse eines Roteichenvoranbaues unter einem 65-jährigen Kiefernbestand bei gleichzeitiger mineralischer Düngung. *Beiträge für die Forstwirtschaft* 16 (1), 34-39
- Tripler, C.E.; Canham, C.D.; Inoyoue, R.S.; Schnurr, J.L. 2005. Competitive hierarchies of temperate tree species: Interactions between resource availability and white-tailed deer. *Ecoscience* 12 (4), 494-505
- USDA NRCS - United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service (Hrsg.) 2002. Plantguide. Plant Fact Sheet Northern Red Oak (*Quercus rubra* L.). Online-Resource: https://plants.usda.gov/plantguide/pdf/cs_quru.pdf (zuletzt abgerufen am 28.05.2018)
- USGS - United States Geological Survey (Hrsg.) 2013. Tree Species Distribution Maps for North America. Digital Representations of Tree Species Range Maps from "Atlas of the United States Trees" by Elbert L. Little, Jr. (and other publications); <https://esp.cr.usgs.gov/data/little/> (zuletzt abgerufen am 28.05.2016)
- Valladares, F.; Niinemets, Ü. 2008. Shade Tolerance, a Key Plant Feature of Complex Nature and Consequences. *The Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 39, 237-257; <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173506>
- Vance, E.D.; Brooks, P.C.; Jenkinson, D.S. 1987. An extraction method for measuring soil microbial C. *Soil Biology and Biochemistry* (19), 703-708
- Vanclay, J.K.; Sands, P.J. 2009. Calibrating the self-thinning frontier. *Forest Ecology and Management* 259, 81-85; <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.045>
- Vanclay, J.K.; Skovsgaard, J.P. 1997. Evaluating Forest Growth Models. *Ecological Modelling* 98, 1-12; [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(96\)01932-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(96)01932-1)
- Vansteenkiste, D.; De Boever, L.; Acker, J.van. 2005. Alternative processing solutions for Red Oak (*Quercus rubra*) from converted forests in Flanders, Belgium. Cost Action E44 Conference in Vienna on Broad Spectrum Utilization of Wood
- Vivin, P.; Aussenac, G.; Levy, G. 1993. Differences in drought resistance among 3 deciduous oak species grown in large boxes. *Annals of Forest Science* 50, 221-233; <https://doi.org/10.1051/forest:19930301>
- Volk, H. 2004. Planung und Monitoring in geschützten Waldgebieten. *FVA-Einblick* 8 (3), 6-12
- Vor, T.; Lüpke, B.v. 2004. Das Wachstum von Roteiche, Traubeneiche und Rotbuche unter verschiedenen Lichtbedingungen in den ersten beiden Jahren nach der Pflanzung. *Forstarchiv* 75, 13-19
- Vor, T. 2005. Natural regeneration of *Quercus rubra* L. (Red Oak) in Germany. In: Nentwig, W. et al. (Hrsg.): *Biological Invasions - From Ecology to Control*. *Neobiota* 6, 111-123

- Vor., T.; Spellmann, H.; Bolte, A.; Ammer, C. (Hrsg.). 2015. Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten. Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung. In: Reihe Göttinger Forstwissenschaften, Bd. 7. Universitätsverlag Göttingen, 296 S.
- Vospornik, S.; Sterba, H. 2015. Do competition-density rule and self-thinning rule agree? *Annals of Forest Science* 72 (3), 379-390; <https://doi.org/10.1007/s13595-014-0433-x>
- Wagner, S. 1994a. Strahlungsschätzung in Wäldern durch hemisphärische Fotos - Methode und Auswertung. Dissertation an der Universität Göttingen, 166 S.
- Wagner, S. 1994b. Einbringung von Laubbaumarten in Kiefernbestände auf armen Sanden im Nordosten Niedersachsens. *Forstarchiv* 65, 3-9
- Wagner, S. 2004. Klimawandel - einige Überlegungen zu waldbaulichen Strategien. *Forst u. Holz* 59 (8), 394-398
- Wakeland, B.; Swihart, R.K. 2009. Ratings of white-tailed deer preferences for woody browse in Indiana. *Proceedings of the Indiana Academy of Science* 118 (1), 96-101
- Walters, M.B.; Reich, P.B. 1996. Are Shade Tolerance, Survival and Growth Linked? Low Light and Nitrogen Effects on Hardwood Seedlings. *Ecology* 77 (3), 841-853
- Wangenheim, F.A.J v. 1787. Beytrag zur teutschen holzgerechten Forstwissenschaft. die Anpflanzung Nordamericanischer Holzarten, mit Anwendung auf teutsche Forste, betreffend. Göttingen. 124 S.
- Ward, J.S. 2003. Influence of Thinning Style on Stand Structure and Growth in Upland Oaks: A 58-Year Case Study. In: *Proceedings, 13th Central Hardwood Forest conference; 2002 April 1-3; Urbana, IL. Gen. Tech. Rep. NC-234. St. Paul, MN: U.S.Department of Agriculture, Forest Service, North Central Research Station, S. 306-316 (565 S.)*
- Ward, J.S.; Gent, M.P.N.; Stephens, G.R. 2000. Effects of planting stock quality and browse protection-type on height growth of northern red oak and eastern white pine. *Forest Ecology and Management* 127, 205-216
- Ward, J.S.; Wikle, J. 2019. Increased Individual Tree Growth Maintains Stand Volume Growth after B-Level Thinning and Crop-Tree Management in Mature Oak Stands. *Forest Science* 65 (6), 784-795; <https://doi.org/10.1093/forsci/fxz042>
- Wargo, P.M.; Houston, D.R.; LaMadeleine, L.A. 1983. Oak Decline. *Forest Insect & Disease Leaflet* 165. USDA Forest Service. 7 S.; https://www.fs.usda.gov/research/sites/default/files/2023-06/srs-fsbdev2_043337.pdf (zuletzt abgerufen am 16.09.2019)
- Weiskittel, A.; Gould, P.; Hailemariam, T. 2009. Sources of Variation in the Self-Thinning Boundary Line for Three Species with Varying Levels of Shade Tolerance. *Forest Science* 55 (1), 84-93
- Weiskittel, A.; Kuehne, C.; McTague, J.P.; Oppenheimer, M. 2016. Development and evaluation of an individual tree growth and yield model for the mixed species forest of the Adirondacks Region of New York, USA. *Forest Ecosystems* 3 (Article 26); <https://doi.org/10.1186/s40663-016-0086-3>
- Wellbrock, N.; Bolte, A.; Flessa, H. (Hrsg.). 2016. Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland : Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008. von Thünen-Institut Braunschweig: Thünen Report 43, 550 S.; <https://doi.org/10.3220/REP1473930232000>

- Weller, A. 2018. Analyse des Wachstums von Großer Küstentanne und Douglasie entlang klimatischer und bodenkundlicher Gradienten in Nordwestdeutschland. *Austrian Journal of Forest Science* 135 (1), 53-89
- Wenk, G.; Antanaitis, V.; Šmelko, Š. 1990. *Waldertragslehre*. Berlin: Deutscher Landwirtschaftsvlg., S. 374-376
- Wenk, G.; Römisch, K.; Gerold, D. 1985. DDR-Fichtenertragstafel 1984. *Agrarwiss. Gesellsch. d. DDR. Tharandt*
- Wensel, L.; Meerschaert, W.; Biging, G.S. 1987. Tree Height and Diameter Growth Models for Northern California Conifers. *Hilgardia, University of California* 55 (8)
- Westphal, B. 1998. Beschreibung und Modellierung des Wachstums von Japan-Lärchen (*Larix kaempferi*) im Reinbestand. Dissertation an der Universität Göttingen
- Wezel, R. 1950. Erfahrungen mit dem Anbau der Roteiche in Württemberg. *Allgemeine Forst- u. Jagdztg.* 121 (6), 173-187
- Wiedemann, E. 1951. Ertragskundliche und waldbauliche Grundlagen der Forstwirtschaft. 3. Aufl. (1. Aufl. 1950). Frankfurt a. M.: J.D. Sauerländer's Vlg., S. 223-231
- Wiemann, M.C.; Schuler, T.M.; Baumgras, J.E. 2004. Effects of Uneven-Aged and Diameter-Limit Management on West Virginia Tree and Wood Quality. USDA Forest Service. Research Paper FPL-RP-621, 16 S.
- Wittich, W. 1943. Untersuchungen über den Verlauf der Streuzersetzung in einem Boden mit Mullzustand II. *Forstarchiv* 19 (1/19), 1-18
- Wittich, W. 1961. Der Einfluß der Baumart auf den Bodenzustand. *AFZ* 16 (2), 41-45
- 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); <http://www.pik-potsdam.de/to-pik/t6scs/safe/home/waldstudie/tp6.pdf> (zuletzt abgerufen am 13. 07 2012)
- Wördehoff, R. 2016. Kohlenstoffspeicherung als Teilziel der strategischen Waldbauplanung erläutert an Reinbeständen verschiedener Baumarten in Niedersachsen. Dissertation an der Universität Göttingen, 190 S.
- Wördehoff, R.; Schmidt, M.; Nagel, R.V.; Spellmann, H. 2014. Prognose der maximalen Bestandesgrundfläche mit Hilfe von Quantilsregressionen und Entwicklung eines grundflächengesteuerten Nutzungskonzeptes für die Baumarten Buche und Fichte in Nordwestdeutschland. Tagung DVFFA-Sektion Ertragskunde in Lenzen/Elbe. Tagungsbericht, S. 88–92
- Wood S.N. 2017. *Generalized Additive Models: An Introduction with R* (2nd edition). Chapman and Hall/CRC Press
- Wood, S.N.; Pya, N.; Saefken, B. 2016. Smoothing parameter and model selection for general smooth models. *Journal of the American Statistical Association* 111, 1548-1575; <https://doi.org/10.1080/01621459.2016.1180986>
- Woodall, C.W.; Miles, P.D.; Vissage, J.S. 2005. Determining maximum stand density index in mixed species stands for strategic-scale stocking assessments. *Forest Ecology and Management* 216, 367-377

- Woodall, C.W.; Morin, R.S.; Steinman, J.R.; Perry, C.H. 2008. Status of Oak Seedlings and Saplings in the Northern United States: Implications for Sustainability of Oak Forests. Proceedings of the 16th Central Hardwood Forest Conference, Gen. Techn. Report NRS-P 24, Newtown Square, PA: USDA Forest Service, Northern Research Station, 535-542
- Woziwoda, B.; Kopeć, D.; Witkowski, J. 2014. The negative impact of intentionally introduced *Quercus rubra* L. on a forest community. Acta Soc Bot Pol 83 (1), 39-49
- Wu, J.R.; Joergensen, R.G.; Pommerening, B.; Chaussod, R.; Brookes, P.C. 1990. Measurement of soil microbial biomass-C by fumigation-extraction – an automated procedure. Soil Biology and Biochemistry (22), 1167-1169
- Wykoff, W.R. 1990. A basal area increment model for individual conifers in the northern Rocky Mountains. Forest Science 36 (4), 1077-1104
- Yuska, A.M.; Steiner, K.C.; Finley, J.C. 2008. Effects of Deer Exclosure on Oak Regeneration in Closed Canopy Stands. Proceedings of the 16th Central Hardwood Forest Conference, Gen. Techn. Report NRS-P 24, Newtown Square, PA: USDA Forest Service, Northern Research Station, 91-99
- Zaczek, J.J.; Steiner, K.C. 2011. The influence of cultural treatments on the long-term survival and growth of planted *Quercus rubra*. In: Proceedings of the 17th Central Hardwood Forest Conference, Gen. Techn. Report NRS-P 78, Newtonsquare, PA: USDA Forest Service, Northern Research Station, 294-305
- Zeide, B. 2003. Intrinsic units in growth modeling. Ecological Modelling 175, 249-259; <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.10.017>
- Zeide, B. 2005. How to measure stand density. Trees 19, 1-14; <https://doi.org/10.1007/s00468-004-0343-x>
- Zeileis, A. 2021. R-Package 'sandwich', Vers. 3.0-1 [21-05-18]: Robust Covariance Matrix Estimators. URL <https://sandwich.R-Forge.R-project.org/> (zuletzt abgerufen am 18.07.2022)
- Zeischwitz, E.v. 1985. Qualitätsänderungen des Waldhumus. Forstwissenschaftliches Centralbl. 104 (1), 205-220
- Zimmerle, H. 1930. Erfahrungen mit ausländischen Holzarten in den württembergischen Staatswaldungen unter besonderer Berücksichtigung der Aufnahmeergebnisse von Ertragsprobeflächen. Mitteilungen der Württembergischen Forstlichen Versuchsanstalt Nr. 2, 15-88
- Zimmerle, H. 1950. Anbauwürdigkeit fremdländischer Holzarten nach neueren Erfahrungen in Württemberg. II. Die Laubhölzer. AFZ 5 (13), 145-148
- Zimmerle, H. 1952. Ertragszahlen für grüne Douglasie, Japanlärche und Roteichen in Württemberg. Mitteilungen der Württembergischen Forstlichen Versuchsanstalt Bd. IX, Heft 2, 15-88

12 Anhang

Anlage 1: Ertragskundliche Bestandeskennwerte der Versuchsflächen des LFE

Versuchsfläche Eldena 70

Parzelle ID 13113000					Derbholz														
Art	Alter	nV	nA	nE	verbleibend								ausscheidend				Ekl	iV	
					D100	H100	Dg	Hg	N	G	V	B°	Dg	N	G	V			
					cm	m	cm	m	St/ha	m ² /ha	m ³ /ha		cm	St/ha	m ² /ha	m ³ /ha		m ³ /ha	
Aufnahme 1 3/1954 0.25 ha																			
REI	47	264	16	0	26.7	22.3	14.6	16.4	1008	16.8	140.6	0.9	15.0	64	1.1	9.8	1.4	0.0	
O	47	71	8	0			22.9		284	11.7			19.7	32	1.0	9.3		0.0	
U	47	193	8	0			9.5		724	5.2			8.0	32	0.2	0.5		0.0	
Aufnahme 2 5/1958 0.25 ha																			
REI	51	256	8	0	29.7	23.4	15.6	17.1	1000	19.2	169.8	0.9	17.2	32	0.7	7.0	1.4	8.5	
O	51	67	4	0			25.3		268	13.5			22.7	16	0.6	6.5		0.0	
U	51	189	4	0			10.0		732	5.7			8.7	16	0.1	0.4		0.0	
Aufnahme 3 7/1964 0.25 ha																			
REI	58	239	17	0	34.3	25.1	17.5	18.7	940	22.6	218.5	1.0	14.5	64	1.1	9.3	1.4	8.9	
O	58	62	5	0			29.4		248	16.8			21.8	20	0.7	7.7		0.0	
U	58	177	12	0			10.4		692	5.8			9.5	44	0.3	1.6		0.0	
Aufnahme 4 4/1968 0.25 ha																			
REI	61	218	21	0	36.1	25.9	18.6	19.3	868	23.6	236.3	1.0	12.5	84	1.0	8.5	1.3	8.1	
O	61	58	4	0			31.3		232	17.8			22.9	16	0.7	7.0		0.0	
U	61	160	17	0			10.7		636	5.7			8.3	68	0.4	1.5		0.0	
Aufnahme 5 5/1973 0.25 ha																			
REI	66	196	22	0	38.6	26.9	20.0	20.2	784	24.6	257.9	1.0	16.3	84	1.8	17.5	1.3	7.4	
O	66	52	6	0			34.0		208	18.8			27.5	24	1.4	16.1		0.0	
U	66	144	16	0			11.3		576	5.8			8.5	60	0.3	1.4		0.0	
Aufnahme 6 10/1979 0.25 ha																			
REI	73	145	51	0	41.8	28.5	23.6	22.4	580	25.5	290.1	1.0	11.8	204	2.2	16.5	1.2	7.2	
O	73	49	3	0			37.0		196	21.1			27.1	12	0.7	8.1		0.0	
U	73	96	48	0			12.0		384	4.4			10.1	192	1.5	8.4		0.0	
Aufnahme 7 10/1985 0.25 ha																			
REI	79	107	38	0	44.2	30.1	28.0	25.3	428	26.3	324.7	1.0	11.1	152	1.5	9.3	1.0	7.3	
O	79	49	0	0			38.9		196	23.3				0				0.0	
U	79	58	38	0			12.8		232	3.0			11.1	152	1.5	9.3		0.0	

Parzelle ID 13113000					Derbholz														
Art	Alter	nV	nA	nE	verbleibend								ausscheidend				Ekl	iV	
					D100	H100	Dg	Hg	N	G	V	B°	Dg	N	G	V			
					cm	m	cm	m	St/ha	m ² /ha	m ³ /ha		cm	St/ha	m ² /ha	m ³ /ha		m ³ /ha	
Aufnahme 8 9/1990 0.25 ha																			
REI	84	88	18	0	46.6	31.1	29.6	26.7	352	24.2	309.8	0.9	27.1	72	4.2	52.2	0.9	7.5	
O	84	36	12	0			43.4		144	21.3			32.2	48	3.9	50.4		0.0	
U	84	52	6	0			13.2		208	2.8			11.8	24	0.3	1.8		0.0	
Aufnahme 9 10/1995 0.25 ha																			
REI	89	75	8	0	49.3	32.3	33.4	28.4	300	26.2	352.9	0.9	10.8	32	0.3	1.9	0.7	9.0	
O	89	36	0	0			45.9		144	23.8				0				0.0	
U	89	39	8	0			14.0		156	2.4			10.8	32	0.3	1.9		0.0	

Versuchsfläche Schwenow 192

Parzelle ID 99900200					Derbholz														
					verbleibend							ausscheidend							
Art	Alter	nV	nA	nE	D100	H100	Dg	Hg	N	G	V	B°	Dg	N	G	V	Ekl	iV	
					cm	m	cm	m	St/ha	m²/ha	m³/ha		cm	St/ha	m²/ha	m³/ha		m³/ha	
Aufnahme 1					3/1984					0.22 ha									
REi	31	679	0	0	21.1	21.9	12.8	17.2	1964	25.3	203.4			0				-0.4	0.0
O	31	281	0	0			14.5		1277	21.0				0					0.0
U	31	398	0	0			9.0		686	4.3				0					0.0
Ki	128	3	0	0			49.4	28.6	14	2.6	32.1			0				1.6	0.0
SUM		682	0	0					1977	27.9	236	1.6		0	0.0	0			0.0
Aufnahme 2					3/1990					0.22 ha									
REi	36	271	410	0	24.7	22.5	16.1	19.1	1100	22.4	203.2		10.9	941	8.8	61.4	0.2	10.2	
O	36	198	84	0			17.2		900	21.0			13.4	382	5.4	43.7		0.0	
U	36	73	326	0			9.5		200	1.4			8.9	559	3.4	17.6		0.0	
Ki	133	3	0	0			50.8	27.9	14	2.8	33.1			0				1.8	0.2
SUM		274	410	0					1114	25.2	236	1.4		941	8.8	61			10.4
Aufnahme 3					3/1994					0.22 ha									
REi	40	168	102	0	27.2	23.5	17.8	20.4	718	17.9	174.0		16.2	382	7.9	72.5	0.3	10.8	
O	40	120	78	0			19.7		545	16.7			16.6	355	7.7	71.7		0.0	
U	40	48	24	0			9.8		173	1.3			8.7	27	0.2	0.8		0.0	
Ki	137	3	0	0			52.8	28.4	14	3.0	36.4			0				1.8	0.8
SUM		171	102	0					732	20.9	210	1.1		382	7.9	72			11.6
Aufnahme 4					3/1999					0.22 ha									
REi	45	160	8	0	30.7	25.5	20.2	21.3	691	22.2	228.7		17.1	32	0.7	6.8	0.2	12.3	
O	45	115	5	0			22.4		523	20.6			19.2	23	0.7	6.4		0.0	
U	45	45	3	0			10.9		168	1.6			10.1	9	0.1	0.4		0.0	
Ki	142	3	0	0			53.8	27.2	14	3.1	36.2			0				2.2	0.0
SUM		163	8	0					705	25.3	265	1.2		32	0.7	7			12.3
Aufnahme 5					3/2004					0.22 ha									
REi	50	140	18	0	33.7	26.5	21.8	22.9	609	22.7	247.1		24.5	82	3.9	43.5	0.3	12.4	
O	50	99	14	0			24.4		450	21.0			27.4	64	3.7	42.9		0.0	
U	50	41	4	0			11.6		159	1.7			9.1	18	0.1	0.6		0.0	
Ki	147	3	0	0			54.6	27.8	14	3.2	38.0			0				2.1	0.4
SUM		143	18	0					623	25.9	285	1.2		82	3.9	43			12.8

Anlage 2: Modellzusammenfassung und Residuen des neuen linearen Kronenbreiten-Modells („glm“) für Roteiche in Nordwestdeutschland

```
> summary(glm)
```

```
glm(formula = kbmess ~ BHD, family = Gamma(link = "identity"), data = dr)
```

```
Deviance Residuals:
```

```
      Min       1Q   Median       3Q      Max
-1.41388 -0.16235 -0.00137  0.13904  0.93457
```

```
Coefficients:
```

```
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  1.236668   0.042804  28.89 <2e-16 ***
BHD          0.142947   0.002373   60.25 <2e-16 ***
```

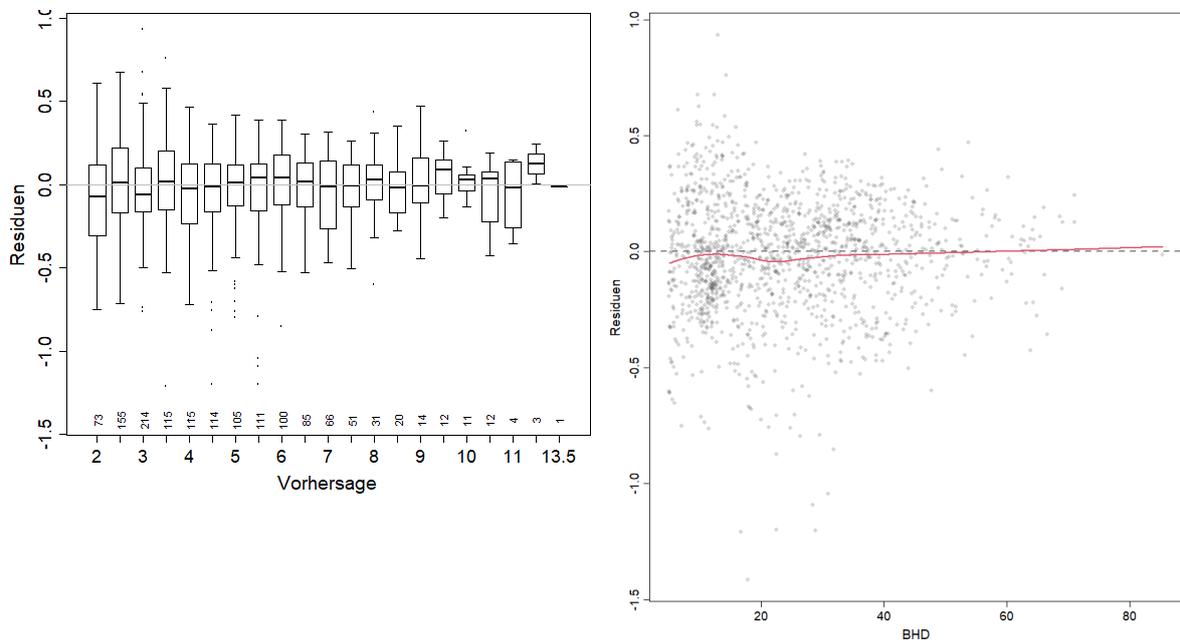
```
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

```
(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 0.05606722)
```

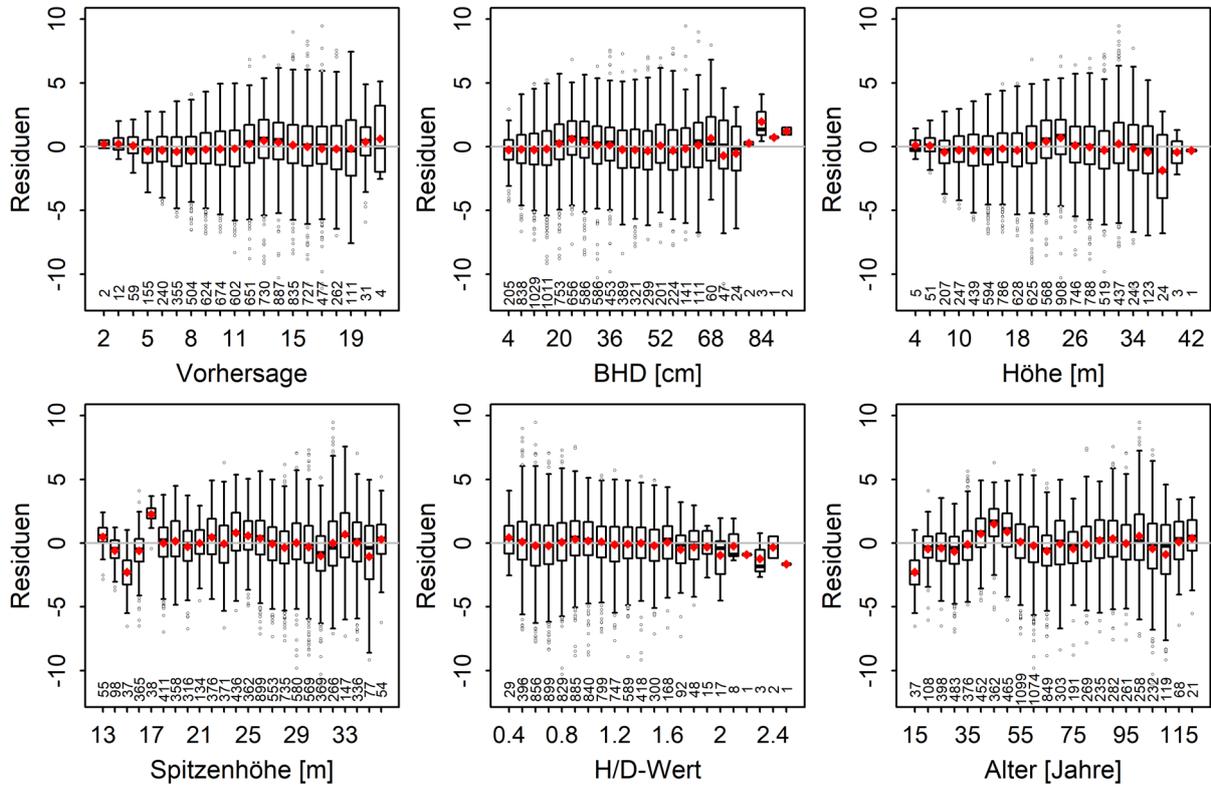
```
Null deviance: 331.27 on 1411 degrees of freedom
Residual deviance: 87.51 on 1410 degrees of freedom
AIC: 4152.7
```

```
Number of Fisher Scoring iterations: 4
```

Residuenplots über den Vorhersagen und der erklärenden Variablen BHD:



Anlage 3: Residuen des neuen Kronenansatzmodells als verallgemeinertes, nicht-lineares Modell (Generalized nonlinear least squares fit; ,gnls‘)



Anlage 4: Modellzusammenfassung des linearisierten alternativen Grundflächenzuwachsmodells AMod_AU („m.lin“)

```
> summary(m.lin) #
Family: gaussian
Link function: log logb

Formula:
ig ~ lism(d, 16.1, 1.1) + rism(d, 16.1, 1.2) + rhs(d, 16.1) +
      I(0.03^bgmess) + I(alt^-0.75) + c66Ges.n + c66c.n
~d + alt + c66Ges.n

Parametric coefficients:
              Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)    2.941301   0.065361  45.001  <2e-16 ***
lism(d, 16.1, 1.1) -0.122364   0.005336 -22.931  <2e-16 ***
rism(d, 16.1, 1.2) -0.064470   0.002886 -22.342  <2e-16 ***
rhs(d, 16.1)    0.195081   0.006512  29.956  <2e-16 ***
I(0.03^bgmess) -0.700599   0.079869  -8.772  <2e-16 ***
I(alt^-0.75)    28.958436   0.744409  38.901  <2e-16 ***
c66Ges.n       -0.576948   0.032101 -17.973  <2e-16 ***
c66c.n         0.942963   0.070652  13.347  <2e-16 ***
(Intercept).1  3.454563   0.075497  45.758  <2e-16 ***
d.1            0.047437   0.001686  28.128  <2e-16 ***
alt.1         -0.011597   0.001003 -11.565  <2e-16 ***
c66Ges.n.1    -0.423045   0.047870  -8.837  <2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

Deviance explained = 88.1%
-REML = 20998 Scale est

BIC-Vergleich:

linearisiertes Modell AMod_AU („m.lin“): 42008.41

AMod_GAULSS: 41956.75

Anlage 5: Ertragstafel der Roteiche in Nordwestdeutschland, gestaffelte Durchforstung

Roteiche Nordwestdeutschland; gestaffelte Hochdurchforstung (Nagel, R., 2021)

0. Ertragsklasse

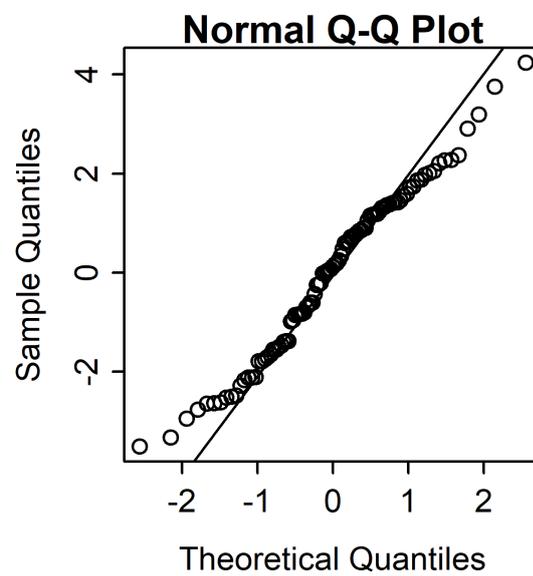
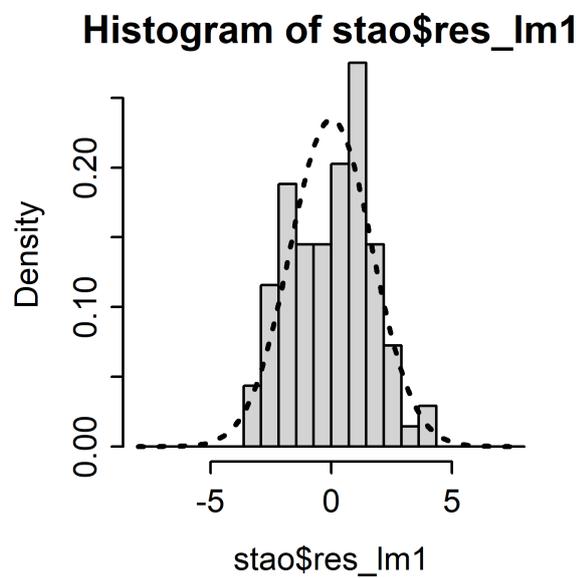
Alter [Jahre]	Verbleibender Bestand											Ausscheidender Bestand											lf. jähr. Zuw. zurückkl. 5 J. zurückkl. 5 J. [m³*ha⁻¹*a⁻¹]	Summe Vorerträge VN [m³*ha⁻¹]	Gesamt- leistung GWL [m³*ha⁻¹]	durchschn. Ges.-Zuwachs DGZ [m³*ha⁻¹*a⁻¹]
	h ₁₀₀ [m]	O. Grenze [m]	U. Grenze [m]	d ₁₀₀ [cm]	h _g [m]	N _g [ha⁻¹]	d _g [cm]	Formzahl	g ₁₀₀ [m³*ha⁻¹]	v ₁₀₀ [m³]	V ₁₀₀ [m³*ha⁻¹]	N _g direkt [ha⁻¹]	d _g a [cm]	g _a [m³*ha⁻¹]	h _g a [m]	Formzahl _a	v _a [m³]	V _a [m³*ha⁻¹]								
15	13.5	14.1	12.9	10.6	11.2	2788	5.9					857	857	11.0	8.1	15.8	0.3423	0.051	44	14.3	44	112	5.6			
20	16.0	16.8	15.3	14.5	14.1	1931	9.5	0.3521	13.7	0.035	69	690	645	12.4	7.7	17.0	0.3422	0.070	45	12.2	89	173	6.9			
25	18.2	19.1	17.4	17.4	16.6	1241	12.3	0.3409	14.9	0.068	84	387	321	14.8	5.5	19.0	0.3486	0.114	37	11.6	126	231	7.7			
30	20.2	21.1	19.3	20.6	18.8	854	15.5	0.3489	16.0	0.123	105	218	193	17.3	4.5	20.7	0.3568	0.173	33	11.4	159	288	8.2			
35	22.0	23.0	20.9	23.8	20.8	636	18.6	0.3593	17.2	0.202	129	138	130	19.8	4.0	22.1	0.3646	0.250	32	11.4	192	345	8.6			
40	23.6	24.7	22.5	26.9	22.6	498	21.7	0.3685	18.4	0.308	153	94	93	22.5	3.7	23.5	0.3714	0.345	32	11.5	224	402	8.9			
45	25.0	26.2	23.9	30.1	24.3	404	24.8	0.3761	19.6	0.442	178	68	68	25.3	3.4	24.8	0.3776	0.470	32	11.6	256	460	9.2			
50	26.4	27.6	25.2	33.2	25.7	336	28.1	0.3824	20.8	0.608	204	51	51	28.4	3.2	26.0	0.3831	0.631	32	11.7	288	519	9.4			
55	27.7	28.9	26.4	36.4	27.1	285	31.3	0.3874	22.0	0.810	231	39	39	31.6	3.1	27.2	0.3877	0.826	33	11.9	321	578	9.6			
60	28.8	30.1	27.5	39.6	28.4	245	34.7	0.3916	23.2	1.050	258	31	31	34.7	3.0	28.2	0.3914	1.042	33	12.0	353	638	9.8			
65	29.9	31.3	28.5	42.8	29.5	214	38.1	0.3951	24.4	1.331	285	25	25	38.0	2.9	29.1	0.3947	1.304	33	12.1	386	699	10.0			
70	30.9	32.3	29.4	46.0	30.6	189	41.6	0.3980	25.7	1.656	312	21	21	41.0	2.8	30.0	0.3972	1.571	33	12.2	419	760	10.1			
75	31.8	33.3	30.3	49.2	31.6	168	45.2	0.4005	26.9	2.026	340	17	17	44.5	2.7	30.8	0.3996	1.917	33	12.2	452	820	10.3			
80	32.7	34.2	31.2	52.4	32.5	151	48.8	0.4026	28.2	2.445	369	15	15	46.6	2.6	31.3	0.4009	2.144	33	12.2	484	881	10.4			
85	33.5	35.0	31.9	55.6	33.4	136	52.4	0.4044	29.4	2.914	397	12	12	51.0	2.5	32.3	0.4033	2.662	32	12.2	517	942	10.5			
90	34.2	35.8	32.6	58.8	34.2	124	56.1	0.4059	30.6	3.433	425	11	11	53.5	2.4	32.8	0.4044	2.989	32	12.1	549	1003	10.6			
95	34.9	36.6	33.3	62.0	34.9	113	59.8	0.4073	31.9	4.003	454	9	9	57.1	2.3	33.5	0.4059	3.485	32	12.0	580	1063	10.6			
100	35.6	37.3	34.0	65.1	35.6	104	63.6	0.4085	33.1	4.624	482	8	8	60.7	2.2	34.2	0.4072	4.032	31	11.9	612	1122	10.7			
105	36.2	37.9	34.5	68.3	36.3	96	67.4	0.4095	34.3	5.295	510	7	7	64.4	2.1	34.8	0.4083	4.631	31	11.7	642	1180	10.7			
110	36.8	38.5	35.1	71.5	36.9	89	71.1	0.4104	35.5	6.015	538	6	6	68.1	2.1	35.4	0.4093	5.282	30	11.5	672	1238	10.8			
115	37.4	39.1	35.6	74.9	37.5	83	74.9	0.4113	36.7	6.783	566	5	5	71.8	2.0	36.0	0.4102	5.986	29	11.3	701	1295	10.8			
120	37.9	39.6	36.1	78.6	38.0	78	78.6	0.4120	37.9	7.597	593															

Roteiche Nordwestdeutschland; gestaffelte Hochdurchforstung (Nagel, R., 2021)

I. Ertragsklasse

Verbleibender Bestand																Ausscheidender Bestand										Ifl. jähr. Zuw. zurlückl. 5 J.		Summe Vorerträge		Gesamtw.-leistung		durchschn. Ges.-Zuwachs
Alter [Jahre]	h ₁₀₀ [m]	O. Grenze [m]	U. Grenze [m]	d ₁₀₀ [cm]	h _g [m]	N _{VB} [ha ⁻¹]	d _g [cm]	Formzahl	g _{VB} [m ² *ha ⁻¹]	V _{VB} [m ³]	V _{VB} [m ³ *ha ⁻¹]	N _a indirekt [ha ⁻¹]	d _{g,a} [cm]	g _a [m ² *ha ⁻¹]	h _{g,a} [m]	Formzahl _a	V _a [m ³]	V _a [m ³ *ha ⁻¹]	lz	VN	GWL	DGZ										
15	12.2	12.9	11.6		9.8							832	12.3	9.9	15.7	0.3378	0.063	52	9.2	52	120	4.8										
20	14.5	15.3	13.8	12.9	12.4	2280	8.1					474	13.6	5.1	16.8	0.3406	0.083	29	9.0	82	166	5.5										
25	16.5	17.4	15.7	16.1	14.7	1448	11.1	0.3385	14.0	0.048	69	260	15.9	4.2	18.4	0.3480	0.127	27	9.0	109	211	6.0										
30	18.3	19.3	17.4	19.0	16.7	974	14.0	0.3404	14.9	0.087	85	161	18.2	3.8	19.8	0.3559	0.184	26	9.1	135	256	6.4										
35	19.9	20.9	18.9	21.9	18.5	714	16.8	0.3499	15.9	0.144	103	108	20.6	3.5	21.0	0.3632	0.254	27	9.2	162	302	6.7										
40	21.4	22.5	20.3	24.8	20.2	552	19.7	0.3595	16.8	0.221	122	77	23.2	3.3	22.3	0.3701	0.348	27	9.3	189	349	7.0										
45	22.7	23.9	21.6	27.6	21.7	444	22.6	0.3679	17.7	0.319	141	57	26.3	3.1	23.5	0.3768	0.482	27	9.4	216	396	7.2										
50	24.0	25.2	22.7	30.4	23.0	367	25.4	0.3748	18.7	0.439	161	44	29.3	2.9	24.7	0.3821	0.635	28	9.5	244	444	7.4										
55	25.1	26.4	23.8	33.2	24.3	310	28.4	0.3805	19.6	0.584	181	34	32.3	2.8	25.7	0.3865	0.813	28	9.6	272	492	7.6										
60	26.1	27.5	24.8	35.9	25.4	266	31.3	0.3853	20.5	0.755	201	28	35.0	2.7	26.5	0.3898	0.993	28	9.6	300	540	7.7										
65	27.1	28.5	25.7	38.7	26.5	232	34.3	0.3892	21.4	0.954	221	23	38.0	2.6	27.3	0.3929	1.218	28	9.7	328	588	7.8										
70	28.0	29.4	26.6	41.4	27.5	204	37.3	0.3926	22.3	1.180	241	19	41.0	2.5	28.1	0.3955	1.468	28	9.6	356	636	8.0										
75	28.9	30.3	27.4	44.1	28.4	182	40.3	0.3954	23.2	1.436	261	16	43.8	2.5	28.8	0.3977	1.726	28	9.6	385	684	8.0										
80	29.6	31.2	28.1	46.8	29.3	163	43.4	0.3979	24.1	1.722	281	13	47.5	2.4	29.6	0.4001	2.101	28	9.5	413	732	8.1										
85	30.4	31.9	28.8	49.5	30.1	148	46.5	0.4000	25.0	2.038	301	11	50.5	2.3	30.3	0.4018	2.435	28	9.4	440	779	8.2										
90	31.1	32.6	29.5	52.1	30.8	134	49.5	0.4018	25.9	2.384	320	10	53.2	2.2	30.8	0.4031	2.760	27	9.3	468	828	8.3										
95	31.7	33.3	30.1	54.6	31.5	123	52.6	0.4033	26.8	2.760	340	8	56.5	2.1	31.4	0.4046	3.187	27	9.2	495	872	8.3										
100	32.3	34.0	30.7	57.1	32.1	113	55.7	0.4047	27.6	3.164	359	7	59.8	2.0	32.0	0.4058	3.648	27	9.0	521	917	8.3										
105	32.9	34.5	31.2	59.6	32.7	105	58.7	0.4059	28.4	3.597	378	6	62.5	2.0	32.5	0.4068	4.050	26	8.9	548	962	8.4										
110	33.4	35.1	31.7	61.7	33.3	98	61.7	0.4070	29.3	4.057	397	6	66.0	1.9	33.0	0.4079	4.607	26	8.7	573	1005	8.4										
115	33.9	35.6	32.2	63.8	33.8	91	64.7	0.4080	30.1	4.542	415																					
120	34.4	36.1	32.6	66.7	34.3	86	67.7	0.4088	30.9	5.051	433																					

Anlage 6: Verteilung der Residuen und Q-Q-Plot des Standort-Leistungsmodells für Roteiche in Nordwestdeutschland



Lebenslauf

Ralf-Volker Nagel

Forstbeamter des Landes Niedersachsen
geboren am 19.04.1968 in Templin

Wilhelm-Bendick-Str. 9
37130 Gleichen

Familienstand: verheiratet, zwei Töchter

Schule

1974 - 1984

Allgemeinbildende Oberschule Hammelspring

1984 - 1986

Erweiterte Oberschule Templin
Abschluss: Abitur

11/1986 – 08/1989

Militärdienst

09/1989 – 09/1990

Berufsausbildung vor dem Studium und Berufspraxis

Erwachsenenqualifizierung zum Forstfacharbeiter
im Staatlichen Forstwirtschaftsbetrieb Templin

05/1995 – 05/1996

Forstwirt im Stadtwald Templin

Studium

10/1990 – 10/1995

Studium der Forstwissenschaften an der TU Dresden
Abschluss: Dipl.-Ing. für Forstwirtschaft (Uni)

Weiterer beruflicher Werdegang

07/1996 – 06/1998

Referendariat in der Niedersächsischen Landesforstverwaltung
Abschluss: Assessor des Forstdienstes

07/1998 – 09/1998

Freiberufliche Tätigkeit (Waldzustandserhebung, Forsteinrichtung)

10/1998 – 03/2004

Sachgebietsleiter Forstliche Rahmenplanung am Niedersächsischen
Forstplanungsamt in Wolfenbüttel

seit 04/2004

Sachgebietsleiter Ertragskunde an der Nordwestdeutschen Forstli-
chen Versuchsanstalt (bis 2006 Niedersächsische Forstliche Ver-
suchsanstalt)