

Laubholz mit niedriger Umtriebszeit in Nordwestdeutschland -
Charakterisierung der Vorkommen, Wachstumsmodellierung und waldbauliche Steuerung

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades Doctor of Philosophy
der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie
der Georg-August-Universität Göttingen

vorgelegt von

Christoph Fischer

geboren in Wolfsburg

Göttingen, 2017

1. Gutachter: Prof. Dr. Jürgen Nagel

2. Gutachter: Prof. Dr. Christian Ammer, Prof. Dr. Hermann Spellmann

Tag der mündlichen Prüfung: 27. Oktober 2017

Danksagung

Diese Arbeit entstand im Rahmen meiner Tätigkeit an der Abteilung Waldwachstum der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt. Mein großer Dank gilt allen Kolleginnen und Kollegen, denn das großartige Arbeitsumfeld und Miteinander an der Abteilung Waldwachstum haben den entscheidenden Beitrag zum Gelingen der Arbeit geleistet. Besonders bedanken möchte ich mich bei

- Prof. Dr. Hermann Spellmann und Prof. Dr. Jürgen Nagel, die mir die Promotion ermöglicht haben, die Arbeit inhaltlich begleiteteten und mit fachlichem Rat jederzeit zur Seite standen
- meinen (ehemaligen) Büro-Mitinsassen Kai Husmann, Rene Würdehoff und Egbert Schönfelder für den regen fachlichen Austausch und vor allem für die vielen wichtigen Diskussionen jenseits der forstlichen Themen
- meiner Büronachbarin Susanne Sprauer, die stets eine Lösung parat hat (selbst wenn das Nachmittagstief umgeht)
- Matthias Schmidt für die Unterstützung bei Fragen zur statistischen Modellierung
- Ralf Nagel, Hendrik Rumpf, Axel Noltensmeyer und Regina Petersen für fachlichen Rat im Bereich Waldbau
- Jochen Eggemann und Jan Hansen für die Hilfe bei technischen Fragen rund um die EDV
- Prof. Dr. Christian Ammer und Prof. Dr. Joachim Saborowski für die Bereitschaft als Prüfer zu fungieren
- Laura Ehrenbruch für die Durchsicht und sprachliche Korrektur des Manuskriptes
- allen Freunden und hier besonders den Wolfsburgern
- meiner Familie für den ständigen Rückhalt
- Wendy für unsere gemeinsame Zeit

Inhalt

1	Einleitung	1
1.1	Vorbemerkungen.....	1
1.2	Zielsetzung.....	3
2	Laubholz mit niedriger Umtriebszeit	4
2.1	Begriffsabgrenzung	4
2.2	Ökologische Eigenschaften	4
2.3	Waldbauliche Bedeutung	5
2.3.1	Jungwuchs.....	5
2.3.2	Waldbauplanung.....	6
2.3.3	Vorwald	8
2.4	Baumarten.....	8
2.4.1	Vorbemerkung	8
2.4.2	Birke (<i>Betula</i> [L.].....	8
2.4.2.1	Sandbirke (<i>Betula pendula</i> Roth).....	9
2.4.2.2	Moorbirke (<i>Betula pubescens</i> Ehrh.).....	10
2.4.3	Erle (<i>Alnus</i> [Mill.].....	12
2.4.3.1	Roterle (<i>Alnus glutinosa</i> [L.] Gaertn.).....	12
2.4.3.2	Grauerle (<i>Alnus incana</i> [L.] Moench)	14
2.4.4	Pappel (<i>Populus</i> [L.]	15
2.4.4.1	Schwarzpappel (<i>Populus nigra</i> [L.].....	16
2.4.4.2	Weißpappel (<i>Populus alba</i> [L.]	17
2.4.4.3	Aspe (<i>Populus tremula</i> [L.]	17
2.4.5	Eberesche (<i>Sorbus aucuparia</i> [L.]	18
2.4.6	Weide (<i>Salix</i> [L.].....	19
3	Material und Methoden.....	21
3.1	Charakterisierung der ALn- Vorkommen	21
3.1.1	Bundeswaldinventur	21
3.1.1.1	Inventurverfahren	21
3.1.1.2	Auswertungskollektiv	22
3.1.1.3	Auswertungsverfahren	24
3.2	Wachstumsmodellierung	27
3.2.1	Waldwachstumsmodelle	27
3.2.2	Bestandesmodelle	28
3.2.3	Einzelbaummodelle	28
3.2.4	Aufstellung von Wachstumsmodellen für ALn	29
3.2.4.1	Auswahl der Datengrundlage	30
3.2.4.2	Einzelbaumvolumen	33
3.2.4.3	Kronenbreite.....	34
3.2.4.4	Kronenansatz.....	35
3.2.4.5	Site Index	36
3.2.4.6	Höhenzuwachs	40
3.2.4.7	Durchmesserzuwachs	43
3.2.4.8	Maximales Alter	45
3.2.4.9	Maximale Bestandesdichte	45
3.3	Biomasseschätzfunktionen und Elementgehalte.....	48
3.3.1	Vorbemerkungen.....	48
3.3.2	Datengrundlage und Aufnahmeverfahren.....	48
3.3.2.1	Randomized Branch Sampling (RBS).....	49
3.3.2.2	Probenahme.....	50

3.3.2.3	Herleitung von Schätzfunktionen	51
3.4	Waldbauliche Szenariensimulation	52
3.4.1	Vorbemerkung	52
3.4.2	Modellbestände	53
3.4.3	Waldbauliche Szenarien	53
3.4.3.1	Ertragstafel	53
3.4.3.2	Z-Baum-Auslese	54
3.4.3.3	NLF-Konzept	54
3.4.3.4	Extensiv	54
3.4.3.5	Nullvariante	54
3.4.4	Simulationseinstellungen	55
3.5	Statistische Analyse und Validierung	55
4	Ergebnisse	58
4.1	Charakterisierung der ALn-Vorkommen	58
4.2	Wachstumsmodelle	63
4.2.1	Einzelbaumvolumen	63
4.2.2	Kronenbreite	64
4.2.3	Kronenansatz	65
4.2.4	Site Index	68
4.2.5	Höhenzuwachs	74
4.2.6	Durchmesserzuwachs	78
4.2.7	Maximales Alter	85
4.2.8	Maximale Bestandesdichte	87
4.3	Biomasseschätzfunktionen und Elementgehalte	88
4.3.1	Modellparametrisierung	88
4.3.2	Elementgehalte	91
4.4	Waldbauliche Szenariensimulation	94
4.4.1	Birke	94
4.4.2	Erle	99
5	Diskussion	104
5.1	Charakterisierung der ALn-Vorkommen	104
5.2	Wachstumsmodellierung	110
5.2.1	Einzelbaumvolumen	110
5.2.2	Kronenbreite	111
5.2.3	Kronenansatz	112
5.2.4	Site Index	113
5.2.5	Höhenzuwachs	115
5.2.6	Durchmesserzuwachs	116
5.2.7	Maximale Grundfläche	118
5.2.8	Maximales Alter	119
5.3	Biomasse und Elementgehalte	121
5.3.1	Modellparametrisierung	121
5.3.2	Elementgehalte	123
5.4	Waldbauliche Szenariensimulation	123
6	Schlussfolgerungen	130
7	Zusammenfassung	132
7.1	Charakterisierung des ALn-Aufkommens	132
7.2	Wachstumsmodellierung	132
7.3	Waldbauliche Szenariensimulation	133
8	Summary	135
8.1	Characterising the ALn supply	135

8.2	Growth modelling	135
8.3	Silviculture scenario simulation.....	136
9	Literaturverzeichnis	138

1 Einleitung

1.1 Vorbemerkungen

Holz als nachhaltiger und CO₂-neutraler Rohstoff bietet zahlreiche Möglichkeiten sowohl zur stofflichen als auch zur energetischen Nutzung. Die 2002 verabschiedete Charta für Holz hat eine verstärkte Nutzung heimischen Holzes zum Ziel, zugunsten von Klima, Lebensqualität, Innovationen und Arbeitsplätzen. Von Regierungsseite wird aber auch die energetische Nutzung von Holz über das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG 2009 inkl. Novelle 2011) und das Erneuerbare-Energien-Wärmegesetz (EEWärmeG 2009/2011) explizit gefördert. In der Konsequenz ergab sich über die letzten Jahre eine steigende stoffliche und energetische Holzverwendung (Mantau 2012). Die Entwicklungen der Einschlagszahlen entsprechen diesem Trend. Von 2001 bis 2007 nahm der bundesweite Holzeinschlag von 39 Mio. m³ (ohne Rinde) auf 77 Mio. m³ zu. Nach einem zu verzeichnenden Rückgang auf 48 Mio. m³ im Jahr 2009 erfolgte bis 2014 wieder ein deutlicher Anstieg auf 56 Mio. m³ (Statistisches Bundesamt 2014).

Mit Blick auf eine zunehmende Verknappung von Rohöl und mögliche Weiterentwicklungen im Bereich der Biokraftstoffe der zweiten Generation sowie einer verstärkten Nachfrage nach Brennholz geraten zunehmend auch forstwirtschaftliche Flächen als potenzielle Rohstofflieferanten in den Blickpunkt. Zusätzlich werden die angestrebte Verringerung des Nadelholzanteils in Wäldern sowie die Ziele der nationalen Biodiversitätsstrategie, wonach bis zu 10 % der öffentlichen Wälder aus der Nutzung genommen werden sollen, zu Verknappungen bei bestimmten Holzsortimenten führen.

Vor diesem Hintergrund erscheint im Zuge einer möglichen Intensivierung der Rohholzproduktion die Betrachtung von Baumarten sinnvoll, die bisher nahezu ungenutzt blieben oder zu Produkten geringer Wertschöpfung verarbeitet werden. Zu diesen zählt die Gruppe der Laubhölzer mit niedriger Produktionszeit (ALn) mit den Baumarten Birke, Erle, Pappel, Weide und Eberesche. Gleichzeitig ist anzunehmen, dass Baumarten aus der ALn-Gruppe im Zuge einer in Deutschland angestrebten Laub- und Mischwaldvermehrung zumindest als Begleitbaumarten an Bedeutung gewinnen könnten. Als Pioniergehölze weisen die meisten ALn-Arten bestimmte ökologische Besonderheiten auf, die sich im Rahmen eines naturnah ausgerichteten Waldbaus als vorteilhaft erweisen können. Dazu zählt nach Leder (1992, 1995) ein hohes Verjüngungspotenzial, ein starkes vegetatives Regenerationsvermögen, eine geringe Empfindlichkeit gegenüber klimatischen Extremen (Wind, Hitze, Frost) und ein schnelles Wachstum in der Jugendphase.

Auswertungen der Bundeswaldinventuren (BWI) haben gezeigt, dass vor allem in den norddeutschen Bundesländern mit ihren eiszeitlich geprägten Standorten bemerkenswert hohe ALn-Vorräte stocken (Fischer et al. 2011; BMEL 2014). In den Bundesländern Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern und Niedersachsen liegt der ALn-Anteil am gesamten bestockten Holzboden bei 15-20 % (Stichjahr 2012) und übertrifft damit sowohl den Buchen- als auch den Eichenanteil (TI 2015). Gleichzeitig ist aber der Nutzungsanteil, d.h. der Anteil des verwerteten Abgangs am gesamten ausgeschiedenen Vorrat, im Vergleich zu den Hauptbaumarten sehr gering. Zwischen 2002 und 2012 betrug dieser in den genannten Ländern 57-63 %, etwa 40 % des ausgeschiedenen Vorrates blieben beim ALn folglich ungenutzt. Demgegenüber liegt der Nutzungsanteil bei Eiche, Buche, Fichte und Kiefer bei 80-95 % (TI 2015). Auch im deutschlandweiten Vergleich ist diese hohe Diskrepanz zu beobachten.

Im nordwestdeutschen Raum gehören Baumarten aus der ALn-Gruppe auf einer Vielzahl von Standorten zumindest als Zeitmischung zum natürlichen Baumartenspektrum. Vor diesem Hintergrund als auch mit Blick auf die angestrebte Erhöhung des Laubbaumanteils und der Strukturvielfalt sieht die aktuelle Waldbauplanung im Landeswald daher vor, das ALn am

Bestandesaufbau wenigstens zeitweise zu beteiligen. So sind bspw. Birke, Aspe, Weide und Eberesche in nahezu allen 38 für Niedersachsen und Schleswig-Holstein definierten Waldentwicklungstypen explizit als Begleitbaumart vorgesehen (ML 2004a; SHLF 2011). Demgegenüber ist das ALn aber nur in wenigen, oftmals für Extensivstandorte vorgesehene, Waldentwicklungstypen am Hauptbestand beteiligt (z.B. Kiefer-Birke, Eiche-Birke, Moorbirke, Roterle, Roterle-Esche).

Die bezogen auf die Holzerzeugung eher untergeordnete Bedeutung von ALn in der Forstwirtschaft ist ausschlaggebend dafür, dass weiterführende Analysen zur großräumigen Charakterisierung der ALn-Vorkommen bislang fehlen. Erste Untersuchungen auf Basis der BWI finden sich bei Fischer et al. 2011 und Fischer (2013) für den nordwestdeutschen Raum, allerdings wurden dort schwerpunktmäßig die Vorräte betrachtet. Kenngrößen, die für eine umfassendere Analyse des aktuellen Zustandes und darauf aufbauend eine Abschätzung der künftigen Entwicklung erforderlich sind, wurden nicht einbezogen. Dazu zählen z.B. Altersaufbau, Nutzung, Zuwachs, Mischungsform und Verjüngungszusammensetzung.

In der forstlichen Forschung und Praxis finden Bestandesmodelle in Form von Ertragstafeln und in neuerer Zeit auch flexibler einsetzbare Einzelbaummodelle Anwendung. Im Vergleich zu den Hauptbaumarten existiert für das ALn im deutschsprachigen Raum jedoch nur eine sehr begrenzte Anzahl an waldwachstumskundlichen Untersuchungen. Ältere Bestandesmodelle für Birke und Roterle (Schwappach 1903; Mitscherlich 1945) werden als nicht mehr geeignet angesehen, um Wachstum und Ertrag dieser Baumarten adäquat zu beschreiben, so dass Lockow (1995a, 1997a) auf Basis von Versuchsflächen neue Ertragstafeln mit veränderter Durchforstungsweise für Nordostdeutschland aufstellte. Darüber hinaus entwickelten Lockow (1997b) und Lockow u. Schrötter (2004) für dieselbe Region Bestandesmodelle für Moorbirke und Grauerle. Ertragstafeln für verschiedene Pappelsorten wurden von Blume (1949), Crocoll (1954) und Rätzel (1969) auf Basis regionaler Versuchsanbauten erstellt. Einzelbaummodelle liegen für Birke (Baden-Württemberg, Hein et al. 2009), Erle (Mecklenburg-Vorpommern, Schröder 2006) oder Eberesche (Nordrhein-Westfalen, Hillebrand 1996) vereinzelt vor. Oftmals weisen die genannten Modelle einen engen regionalen Bezug auf, so dass diese aufgrund unterschiedlicher Wuchsverhältnisse nicht ohne Weiteres übernommen werden können und die Gültigkeit für Nordwestdeutschland zumindest zu überprüfen ist. Nagel (1999) entwickelte auf Basis der Versuchsflächendaten der ehemaligen Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt (jetzt Nordwestdeutsche Forstl. Versuchsanst.) ein Einzelbaumwachstumsmodell für die Hauptbaumarten in Nordwestdeutschland. Die ALn-Arten blieben jedoch bedingt durch die sehr begrenzte Datenlage unberücksichtigt. Gleiches gilt auch für weitere im deutschsprachigen Raum verwendete Einzelbaumwachstumsmodelle (z.B. SILVA, Pretzsch et al. 2002). Entsprechend gering ist auch die Anzahl an veröffentlichten Auswertungen ertragskundlicher Versuchsreihen, in welchen die Wirkung von Standort und Behandlung auf Wuchsleistung und Qualität untersucht wird. Lediglich für Birke (Dong et al. 2009) und Erle (Utschig 2003) existieren einige Beispiele, während umfangreichere Untersuchungen vor allem aus Skandinavien (Hynynen et al. 2009) und Westeuropa vorliegen (Claessens et al. 2010).

Ein großes Potenzial für die Aufstellung von Wachstumsmodellen bieten neben langfristigen Versuchsflächen aber auch Einzelbaumerhebungen aus den forstlichen Großrauminventuren. Während diese Datengrundlage in anderen Ländern bereits seit längerem für Modellierungszwecke verwendet wird (z.B. Monserud u. Sterba 1996), sind die Erfahrungen in Deutschland begrenzt. Das bislang einzige Beispiel bildet WEHAM (Waldentwicklungs- und Holzaufkommensmodellierung, Bösch 2005), das aber anhand der deutschlandweiten Daten der BWI parametrisiert wurde und bei regionaler Anwendung aufgrund eines zu erwartenden räumlich korrelierten Modellfehlers zu verzerrten Schätzungen führen würde. Dennoch bilden sowohl die BWI als auch andere Großrauminventuren, wie z.B. Stichprobenerhebungen größerer Forstbetriebe, aufgrund des großen Datenumfanges eine

wichtige Grundlage, um Wachstumsmodelle für seltenere oder bislang wenig beachtete Baumarten zu entwickeln.

1.2 Zielsetzung

Gegenstand der vorliegenden Arbeit bildet das ALn in Nordwestdeutschland. In einem ersten Schritt werden allgemeine Aspekte zur waldbaulichen Stellung dieser Baumartengruppe kurz erläutert und es wird auf einzelne Baumarten näher Bezug genommen. Anschließend wird das großräumige Aufkommen auf Basis der niedersächsischen Daten der BWI genauer analysiert. Im Rahmen bisher veröffentlichter Standardauswertungen der BWI wurde auf die ALn-Gruppe nur selten genauer Bezug genommen (Fischer et al. 2011), so dass eine entsprechende Informationsgrundlage für den nordwestdeutschen Raum fehlt. Trotz der zahlreichen Auswertungsmöglichkeiten erlauben die bereitgestellten Ergebnistabellen der Bundeswaldinventuren (TI 2015) außerdem keine Einzelbetrachtung der unter ALn zusammengefassten Baumarten, obwohl einige Arten wie Birke oder Erle quantitativ von Bedeutung sind. Vor diesem Hintergrund wurden in Anlehnung an BMELV (2008) Auswertungsroutinen entwickelt, um wichtige Kenngrößen wie Baumartenanteile, Vorräte, Zuwachs, Nutzung und Verjüngungszusammensetzung aus den niedersächsischen Inventurdaten der BWI 2 und BWI 3 zu berechnen und darzustellen.

Anschließend wird für die Arten Birke, Erle, Pappel, Weide und Eberesche ein Einzelbaumwachstumsmodell nach dem in TreeGrOSS (Nagel 1999; Hansen u. Nagel 2014) verwendeten Schema aufgestellt. Dieses beinhaltet baumartenspezifische Teilmodelle für den Durchmesser- und Höhenzuwachs, Kronenbreite und -ansatz, Einzelbaumvolumen und Biomasse, Site Index, maximale Bestandesdichte und altersbedingte Mortalität. Soweit möglich, sollen die Modelle baumartenweise an den Daten der BWI und der Betriebsinventur der Niedersächsischen Landesforsten (Böckmann et al. 1998; NFP 2009) parametrisiert werden. Bei nicht ausreichendem Datenumfang werden bereits veröffentlichte Modelle auf ihre Plausibilität überprüft und ggf. übernommen.

Die aufgestellten Einzelbaumwachstumsmodelle werden in das Softwaresystem *WaldPlaner* (Hansen u. Nagel 2014) implementiert und darauf aufbauend wird mit dem System für die Baumarten Birke und Erle eine waldbauliche Szenariensimulation mit verschiedenen Behandlungsvarianten durchgeführt. Hintergrund ist, dass beiden Baumarten eine gewisse forstwirtschaftliche Bedeutung zukommt, bislang aber im deutschsprachigen Raum kaum wissenschaftliche Untersuchungen vorliegen, die sich aus ertragskundlicher Perspektive mit der Wirkung verschiedener waldbaulicher Behandlungskonzepte befassen. Hier sollen die Simulationsergebnisse einen Beitrag dazu leisten, den derzeitigen Kenntnisstand zu erweitern. Außerdem sollen auf Basis der Simulation die aktuellen waldbaulichen Behandlungsempfehlungen für Birke und Erle, die zusammenfassend eine früh einsetzende und gezielte Bestandespflege zur Stammholzerzeugung vorsehen, mit vier alternativen Behandlungsvarianten aus ertragskundlicher Sicht verglichen werden.

2 Laubholz mit niedriger Umtriebszeit

2.1 Begriffsabgrenzung

Unter den Begriffen "Anderes Laubholz mit niedriger Umtriebszeit" oder "Anderes Laubholz mit niedriger Produktionszeit" (kurz: ALn) werden in der forstlichen Forschung und Praxis in Deutschland bestimmte Laubbaumarten zusammengefasst, deren gemeinsames Merkmal in den ökologischen Eigenschaften und dem Stellenwert in der waldbaulichen Praxis besteht. Als ALn werden zusammenfassend Pioniergehölze bezeichnet, also Arten, die sich auf Freiflächen schnell einfinden und im Verlauf primärer oder sekundärer Sukzessionen in den frühen Stadien dominieren, in den späteren dagegen seltener sind oder fehlen. Nur auf wenigen, meist durch Extrembedingungen gekennzeichneten Standorten bilden sie die Klimax-Baumart. In der Regel betragen die forstlichen Produktionszeiträume bei ALn weniger als 100 Jahre. Der Einteilung der Niedersächsischen Landesforsten folgend gehören zur ALn-Gruppe die Birken- (*Betula spec.*), Erlen- (*Alnus spec.*) und Pappelarten (*Populus spec.*). Weiterhin dazu zählen die nicht strauchförmig wachsenden Weidenarten (vor allem *Salix alba*, z.T. *Salix fragilis*), die Eberesche (*Sorbus aucuparia*) und die Traubenkirschen (*Prunus padus*, *Prunus serotina*) (NFP 2009).

Synonym zu ALn wird häufig der Begriff "Weichlaubholz" verwendet. Im weiteren Sinne sind unter "Weichlaubholz" neben den baumförmig wachsenden Pioniergehölzen auch solche mit strauchförmigem Habitus, wie z.B. Faulbaum und diverse Weidenarten, zusammengefasst (Leder 1992, 1995). Weiterhin ist auch die Bezeichnung "Weichhölzer" üblich (z.B. Röhrig et al. 2006). Dies ist z.T. etwas irreführend, da zu Weichholz ursprünglich Hölzer mit einer Rohdichte unter 0,55 g/cm³ gezählt wurden, was vor allem auf die heimischen Nadelbäume aber keineswegs auf alle Arten der ALn-Gruppe zutrifft (Schütt et al. 1992).

Den Gegenstand der vorliegenden Arbeit bilden schwerpunktmäßig die Baumarten Birke und Erle, die quantitativ bedeutsamsten Pioniergehölze. Daneben sind auch Pappel, Eberesche und Weide einbezogen. Im weiteren Verlauf bezieht sich der Begriff "ALn" auf die genannten Baumarten, während die Begriffe "Weichlaubholz" und "Weichlaubebäume" auch die strauchförmig wachsenden Arten einschließen.

2.2 Ökologische Eigenschaften

Baumarten aus der ALn-Gruppe zeichnen sich durch eine Anzahl gemeinsamer Eigenschaften aus. Zu den Besonderheiten bzgl. ihrer Stellung im Sukzessionsverlauf zählen nach Leder (1992, 1995):

- frühe und reichliche Samenproduktion mit weiter Verbreitung
- starkes vegetatives Regenerationsvermögen nach mechanischer Beschädigung
- geringe Empfindlichkeit gegenüber Freiflächenbedingungen wie Wind, Hitze und Frost
- schnelles Höhenwachstum mit früher Kulmination

Die Ursachen für ein Ausscheiden im weiteren Ablauf der Sukzession ergeben sich durch einen Faktorenkomplex, der als Konkurrenzschwäche bezeichnet wird. Die wesentlichen Elemente sind:

- geringe Schattentoleranz und daher Empfindlichkeit gegen Dichtstand und Kronendruck
- stark nachlassendes Wachstum nach der Kulmination
- kurze Lebensspanne (meist < 100 Jahre)

Aus ökologischer Sicht erfüllen Pioniergehölze wichtige Funktionen (Röhrig et al. 2006). Zum einen werden Freiflächen oder Bestandeslücken relativ schnell bedeckt, wodurch diese

vor Erosion geschützt sind und gleichzeitig eine übermäßige Ausbreitung der Bodenvegetation verhindert werden kann. Als Wind- und Strahlungsschutz tragen sie dazu bei, dass später auftretende, empfindlichere Arten günstigere Bedingungen vorfinden. Außerdem wirkt sich neben dem Aufschluss des Bodens durch das Wurzelsystem die nährstoffreiche und in der Regel gut zersetzbare Streu positiv auf Mineralisationsprozesse und somit den Stoffkreislauf aus (Zerbe u. Meiwes 2000). Daneben sind Aspekte der Biodiversität von Bedeutung. So belegen Zerbe u. Kreyer (2007) bei einer Beimischung von Weichlaubholz in Kiefernwäldern eine Erhöhung der Krautschichtdiversität, während von Leder (1992) eingehend ihre Bedeutung für den Artenschutz von Vögeln, Säugern und Insekten beschrieben wird. Umfangreiche Literatur zur ökologischen Stellung der Baumarten findet sich bei Schütt et al. (2006).

2.3 Waldbauliche Bedeutung

2.3.1 Jungwuchs

Die Wirkung von Weichlaubbäumen in Verjüngungen anderer Baumarten basiert auf der Konkurrenz um Licht, Wasser und Nährstoffe. In der Vergangenheit wurde das Auftreten von Weichlaubbäumen in Jungwüchsen von Hauptbaumarten oftmals negativ beurteilt. Als Hauptgrund wurde angeführt, dass durch Beimischung sowohl das Wachstum als auch die Qualität der aus wirtschaftlichen Gesichtspunkten bevorzugten Hauptbaumarten negativ beeinflusst werden. In der Konsequenz wurden Weichlaubhölzer in vielen Fällen vollständig aus Jungbeständen beseitigt (Ammer u. Dingel 1997). Allerdings setzte sich in der Praxis zunehmend die Einsicht durch, dass Weichlaubhölzer Bestandteil eines auf naturnaher Grundlage ausgerichteten Waldbaus sind und sich durch deren ökologische Eigenschaften durchaus Vorteile ergeben können (Leder 1995). Daneben zeigen auch die Ergebnisse verschiedener Untersuchungen (Leder 1992; Ammer u. Dingel 1997; Nüßlein 1999; Ott 2003), dass das Auftreten von Weichlaubholz nicht zwangsläufig aufwendige Pflegeeingriffe zur Vermeidung vermeintlich negativer Wirkungen rechtfertigt. Zum einen belegen die genannten Studien weder eine nennenswerte Mortalität der Wirtschaftsbaumarten bei hohem Dichtstand des Weichlaubholzes noch eine Minderung der Geradschäftigkeit. Eine deutliche Beeinflussung des Höhenwachstums tritt erst bei Überschreiten einer bestimmten Konkurrenzschwelle ein. Als positiv beschreibt Ott (2003), dass der Konkurrenzdruck in einer Buchenkultur häufiger zur Ausbildung feiner und schneller absterbender Äste der Buchen führt und damit zur natürlichen Astreinigung beiträgt. Auch Ammer u. Dingel (1997) schlagen vor, den durch Weichlaubhölzer ausgeübten Seitendruck soweit wie möglich auszunutzen. Das Durchmesserwachstum der Wirtschaftsbaumart wird mit zunehmendem Konkurrenzdruck hingegen negativ beeinflusst (z.B. Petersen et al. 2009), was durch den geringeren Lichtzutritt begründet ist (Röhrig et al. 2006). Die damit einhergehende Ausbildung ungünstiger Schlankheitsgrade, also hoher Werte des Verhältnisses von Höhe zu Durchmesser, kann sich zunehmend negativ auf die Bestandesstabilität auswirken.

Die Intensität des Konkurrenzdrucks hängt vom Standort, der Konkurrenzverträglichkeit der Hauptbaumart und der Konkurrenzkraft der Weichlaubholzart ab. Nach ML (2004b) gilt die Reihenfolge: Salweide > Aspe/Birke > Eberesche/Erle. Während die Buche aufgrund ihrer Schattenverträglichkeit robust gegenüber Konkurrenz ist und allenfalls sehr stammzahlreiche und breitkronige Weichlaubholz-Beimischung zu erhöhten Ausfällen führen kann, reagieren lichtbedürftige Arten wie Kiefer und Eiche empfindlich. Der Kronenschluss der Weichlaubbäume über dem Schirm der Hauptbaumart kann hier zum Totalausfall der Kultur führen, so dass lediglich ein lichter Schirm vorwüchsiger Einzelbäume waldbaulich sinnvoll ist. Bei den Halbschattbaumarten Fichte und Douglasie führt intensive Kronenspannung zum Absterben der Leittriebe und damit zu Zuwachsverlusten und Stammdeformationen.

Die Notwendigkeit, regulierend einzugreifen, ist neben dem Standort und der auftretenden Mischungszusammensetzung der Haupt- und Konkurrenzbaumart auch vom Verjüngungszustand abhängig. Aus wirtschaftlichen Gesichtspunkten ist es nicht sinnvoll, die Entwicklung der Hauptbaumart durch zu hohe Beimischung von Weichlaubholz zu gefährden, so dass eine Jungwuchspflege oft unumgänglich ist. In weitständigen oder lückigen Kulturen beschränkt sich die Entnahme oftmals lediglich auf die Hauptbedränger, um die Füll- und Treibholzfunktion der übrigen Weichlaubebäume auszunutzen. Auf Fehlstellen bietet die Übernahme der Weichlaubebäume eine Alternative zu aufwendigen Nachbesserungen und trägt zur Extensivierung der Bestandesbegründung bei.

Allgemeine Empfehlungen sehen vor, die Eingriffstärke entsprechend dem Waldentwicklungsziel anzupassen. Hinweise für die Eingriffsnotwendigkeit sind erste Anzeichen eines nachlassenden Höhenwachstums der Hauptbaumart sowie Verhältnisse von Höhe zu Wurzelhalsdurchmesser > 100 (ML 2004b).

2.3.2 Waldbauplanung

Für Niedersachsen liegt seit 1991 das Programm "Langfristige ökologische Waldentwicklung in den Landesforsten" (LÖWE) vor, in dem wesentliche Grundsätze zur nachhaltigen und ökologisch verträglichen Waldbewirtschaftung verfasst sind (NLF 1991). Ein Kernelement bildet dabei die standortgerechte Baumartenwahl bei der Waldbauplanung, auf dessen Grundlage sowohl in Niedersachsen als auch in Schleswig-Holstein je nach Wuchsgebiet bzw. Waldbauregion und Standortstyp verschiedene Waldentwicklungstypen (WET) definiert sind (ML 2004a; SHLF 2011). Ein Waldentwicklungstyp beschreibt ein standortabhängiges Entwicklungsziel, welches über Baumartenanteile in der anzustrebenden Zielbestockung definiert ist. Vor dem Hintergrund der ebenfalls im LÖWE-Programm angestrebten Erhöhung des Laubbaumanteils zeigt die Einzelbetrachtung der insgesamt 38 verschiedenen WET's, dass Birke, Aspe, Eberesche und Weide sehr häufig explizit als Begleitbaumarten vorgesehen sind (Tabelle 2-1). Diese Arten gehören auf einer Vielzahl von Standorten im nordwestdeutschen Raum zum natürlichen Baumartenspektrum und sollen daher am Bestandaufbau zumindest zeitweise beteiligt werden. Auf bestimmten Standortstypen kann auch das primäre Produktionsziel auf den Weichlaubholz-Arten liegen. So ist die Birke (Sand- u./o. Moorbirke) in insgesamt sieben WET's für den Hauptbestand vorgesehen, auf dem das wirtschaftliche Schwergewicht bei der Holzerzeugung und damit bei der Bestandespflege liegt. In der überwiegenden Anzahl der Fälle handelt es sich um nährstoffarme Feucht- oder Nassstandorte einschl. Moore sowie um trockenere Sandböden im Tiefland. Während die Roterle vorwiegend auf nährstoffreichen Nassböden noch in zwei Waldentwicklungstypen die (mit)herrschende Baumart bildet, sind Aspe, Weide und Eberesche in erster Linie als Begleitbaumarten von Bedeutung. Lediglich in Pionierstadien einiger Waldgesellschaften (Aspe-Birke), in regelmäßig überschwemmten Weichholzlauen (Weide-Schwarzpappel) und in hochmontanen Fichtengesellschaften (Fichte-Eberesche) sind diese Arten als bestandesbildend vorgesehen (Tabelle 2-2).

2 Laubholz mit niedriger Umtriebszeit

Tabelle 2-1. Anzahl der Waldentwicklungstypen, in denen die ALn-Baumarten im Hauptbestand (primär für die Holzherzeugung) oder als Begleitbaumart (bis 20 % Mischungsanteil) vorgesehen sind. Insgesamt 38 WET's (ML 2004a)

	Birke	Roterle	Aspe	Schwarzpappel	Eberesche	Weide
Hauptbestand	7	2	1	1	1	1
Begleitbaumart	21	4	19	-	25	20

Tabelle 2-2. Kurzbeschreibung der Waldentwicklungstypen mit ALn im Hauptbestand (teilweise Sukzessions- bzw. Pionierstadien). B = Begleitbaumarten

WET (Nr.)	Standorte	Baumart	Bestandesziel
Eiche-Birke (14) (Sand- u./o. Moorbirke)	überwiegend auf mäßig bis schwach nährstoffversorgten grund- und staunassen Böden	Eiche	50-70 %
		Birke	30-50 %
		B	10-30 %
Eiche-Kiefer-Sandbirke (17)	schwach bis sehr schwach nährstoffversorgte, mäßig sommertrockene bis trockene Sandstandorte	Eiche	50-70 %
		Kiefer	20-40 %
		Sandbirke	10-20 %
		B	10-20 %
Esche-Roterle (34)	gut bis sehr gut nährstoffversorgte, grundnasse, staunasse oder quellige Standorte; auch Moore	Esche	50-70 %
		Roterle	30-50 %
		B	bis 10 %
Roterle (40)	mindestens ziemlich gut nährstoffversorgte grundnasse, staunasse oder quellige Standorte; auch Moore	Roterle	80-100 %
		B	bis 20 %
Aspe mit Birke (42)	überwiegend auf mäßig bis sehr schwach nährstoffversorgten, frischen bis grundnassen oder staufeuchten Standorten	Aspe/Birke	30-90 %
		B	10-70 %
Moorbirke (44)	mäßig bis sehr schwach nährstoffversorgte, grundnasse bis staunasse Standorte einschl. Moore	Moorbirke	50-100 %
		Kiefer/ Fichte/ Roterle	bis 40 %
		B	10-30 %
Weide-Schwarzpappel (49)	gut nährstoffversorgte grund- und staunasse Böden. Regelmäßig überschwemmte Standorte an Fließgewässern mit hoch anstehendem, strömendem Grundwasser	Weide	20-100 %
		Schwarzpappel	bis 80 %
Fichte-Eberesche (54)	nahezu unabhängig von der Bodenfeuchte und Nährstoffversorgung auf zahlreichen Standorten der montanen und hochmontanen Höhenstufe	Fichte	50-70 %
		Eberesche	20-40 %
		B	bis 10 %
Kiefer-Birke (74)	auf mäßig bis sehr schwach nährstoffversorgten organischen und mineralischen Nassstandorten oder mäßig sommertrockenen bis trockenen Sandstandorten	Kiefer	50-70 %
		Birke	20-40 %
		B	10-20 %
Kiefer-Fichte-Birke (75)	schwach nährstoffversorgte grundwasserbeeinflusste Standorte im Tiefland, auch Moore	Kiefer	60-70 %
		Fichte	bis 30 %
		Birke	10-20 %
		B	bis 20 %

2.3.3 Vorwald

Im Rahmen eines ökologisch ausgerichteten, d.h. natürliche Prozesse einbeziehenden Waldbaus kommt einigen ALn-Arten beim Vorwald-Konzept Bedeutung zu. Darunter versteht man einen Schirm aus Baumarten früher Sukzessionsphasen, welche sich auf größeren Freiflächen (Erstaufforstungen, Kalamitätsflächen) auf natürliche Weise einfinden oder gezielt angebaut werden. Durch die geringe Störanfälligkeit eines Vorwaldgefüges sollen anspruchsvolle und empfindlichere Baumarten späterer Sukzessionsstadien zunächst vor Witterungseinflüssen (v.a. Frost und Transpirationsverlust) geschützt werden, um sie nach allmählicher Räumung des Vorwaldes in den Hauptbestand zu überführen. Qualitativ wertvolle und wüchsige Exemplare des Vorwaldes werden zum Teil auch in den längerfristigen Nutzholzbestand übernommen und helfen somit beim Aufbau von Mischbeständen (Lockow 2000; Röhrig et al. 2006). Darüber hinaus kann ein Vorwaldschirm die Entwicklung verdämmender Grasdecken hemmen. Als Vorwaldbaumarten bieten sich je nach Standort vor allem Birke, Erle, Pappel, Aspe oder Eberesche an.

Neuere Untersuchungen zur Bedeutung von Vorwäldern entstanden verstärkt im Zuge zunehmender Holznachfrage seitens der energetischen Verwerter (Unselde et al. 2010; Weinreich u. Wenzel 2010; Stark et al. 2011; Steinkraus et al. 2011; Unselde u. Bauhus 2011; Weich u. Unselde 2011). Vorwälder als Zeitmischungen im Hochwald gelten als umweltschonende Methode zur Biomasseerzeugung und haben im Gegensatz zu Kurzumtriebsplantagen den Aufbau eines vitalen Folgebestandes zum Ziel. Als Flächen bieten sich vor allem durch Sturmwurf, Schneebruch oder Insektenkalamitäten entstandene Freiflächen an sowie instabile und nicht standortgerecht bestockte Bestände, die für Umbaumaßnahmen vorgesehen sind.

2.4 Baumarten

2.4.1 Vorbemerkung

Im Abschnitt 2.2 wurden zusammenfassend gemeinsame Eigenschaften der ALn-Arten erläutert, aus denen sich der Stellenwert in der waldbaulichen Praxis ableitet. Bei der Einzelbetrachtung der hier relevanten Arten Birke, Erle, Pappel, Weide und Eberesche ergeben sich jedoch z.T. erhebliche Unterschiede in Bezug auf Verbreitung und Verbreitungsgeschichte, Morphologie, Taxonomie, Pathologie, Standortansprüche, Wachstum, Rolle in der Forstwirtschaft und im Waldbau, Holzeigenschaften und Verwertungsmöglichkeiten oder auch in der Bedeutung für den Naturschutz. Dementsprechend umfangreich ist die Anzahl an veröffentlichten Studien, die sich mit diesen Themenkomplexen befassen. Eine umfassende Analyse sämtlicher Quellen und deren zusammenfassende Gegenüberstellung ist nicht Zielsetzung dieser Untersuchung und außerdem bereits an anderen Stellen erfolgt (z.B. Schriftenreihen LWF-Skripten, Eberswalder Schriften). Andererseits erscheint im Kontext eine einleitende aber eng umgrenzte Charakterisierung der Baumarten erforderlich. Die folgende Darstellung der aus forstlicher Sicht bedeutsamsten ALn-Arten beschränkt sich daher vorwiegend auf eine Zusammenfassung wesentlicher Merkmale zum Vorkommen sowie der forstlichen Nutzung und Holzverwendung. Sofern nicht anders aufgeführt, wurden die Angaben zur Verbreitung aus Schütt et al. (1992, 2006) zusammengestellt.

2.4.2 Birke (*Betula* [L.])

Birken gehören zur Familie der *Betulaceae* (Birkengewächse) und bilden eine Gattung mit etwa 40 sommergrünen Baum- oder Straucharten, die fast ausschließlich in der nördlichen gemäßigten Zone verbreitet sind. In Europa treten in erster Linie die beiden Arten Sand- und

Moorbirke auf, die anhand makroskopischer Merkmale im Gelände oft nur schwierig zu unterscheiden sind.

In Skandinavien und den baltischen Ländern ist die Birke die wichtigste Laubbaumart mit bedeutenden Anteilen am Holzaufkommen (Hynynen et al. 2009) und somit von hoher ökonomischer Relevanz. In Deutschland wurden Birken hingegen in der Vergangenheit meist mit hohem Aufwand massiv zurückgedrängt oder höchstens als Nebenbaumart bei der Pflege von Beständen anderer Baumarten geduldet (Bilke 2000; ML 2004b). Allgemein galt das Vorkommen der Birke in Wirtschaftswäldern als Beleg schlechter Waldwirtschaft (Wiechert u. Röhrig 1987), so dass die Holzproduktion daher in der Regel zufällig und extensiv erfolgte. Eine Konsequenz der negativen Auslese von wüchsigen Birken aus Kulturen und der Verdrängung auf suboptimale Standorte sind die in der Gegenwart oftmals anzutreffenden qualitativ schlechten Stammformen geringer Dimensionen (Leder 1992), wodurch eine Vermarktung erheblich erschwert wird. Infolge sich ändernder waldbaulicher Rahmenbedingungen (z.B. Erhöhung von Laubbaumanteilen und ökologischer Vielfalt, bevorzugt natürliche Waldverjüngung) rückten die Birkenarten zuletzt vermehrt in den Fokus.

2.4.2.1 Sandbirke (*Betula pendula* Roth)

Die Sandbirke ist in fast ganz Europa verbreitet, ausgenommen in Nordskandinavien sowie Teilen des Mittelmeerraumes (Abbildung 2-1). Der Schwerpunkt der vertikalen Ausdehnung liegt in den Tieflagen, allerdings sind auch Vorkommen in den Alpen bis auf eine Höhe von 2000 m möglich. Als anspruchsloser, standorttoleranter Ubiquist in Verbindung mit sehr großer Frostresistenz besitzt die Sandbirke eine sehr weite ökologische Amplitude, wird aber durch Konkurrenzdruck vorwiegend auf entweder feuchte oder trockene bis sehr trockene, nährstoffarme und saure Böden abgedrängt. Sehr stark vernässte Standorte werden jedoch vermieden. Die Sandbirke kommt natürlicherweise in Reinbeständen, vor allem im Verlauf früher Sukzessionsphasen, oder in Mischbeständen vorwiegend mit anderen Lichtbaumarten wie Kiefer und Eiche vor.

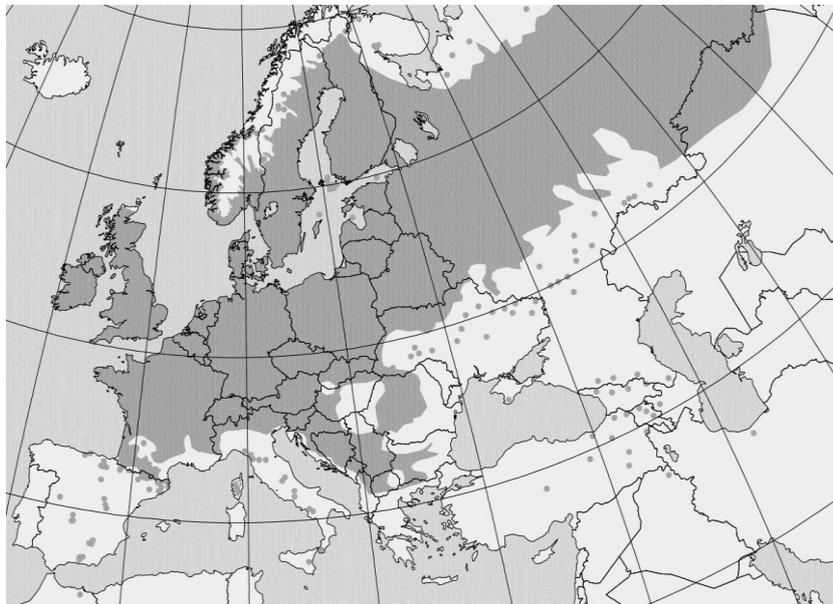


Abbildung 2-1. Verbreitungsgebiet der Sandbirke (EUFORGEN 2009a)

Im Vergleich mit den Hauptbaumarten werden der Sandbirke eine relativ geringe flächenbezogene Volumenleistung sowie erhöhte Produktionsrisiken in Form von Farbverkernung oder Schneebruch bescheinigt, dennoch waren die Möglichkeiten einer Qualitätsverbesserung und Wertholzproduktion zuletzt vermehrt Gegenstand forstlicher

Forschung (Cameron et al. 1995; Lockow 1997a, 2000; Kleinschmit 2002; Hein et al. 2009; Hynynen et al. 2009; Stahl u. Gauckler 2009). Als Vorteile werden stets das enorme Verjüngungspotenzial, das schnelle Jugendwachstum und die anspruchslosigkeit an die Standortsgüte angeführt (Cameron 1996; Hein et al. 2009). Zur Erzeugung von Stammholz in Birken-dominierten Beständen bzw. Bestandesteilen auf mindestens mäßig nährstoffversorgten und mäßig frischen Standorten sehen die waldbaulichen Behandlungskonzepte im deutschsprachigen Raum zusammenfassend eine möglichst frühzeitige Freistellung der Kronen der vitalsten und qualitativ besten Bäume vor. Dies ist erforderlich, da die Birke ab einem Alter von ca. 25 Jahren auf eine Freistellung kaum noch mit einem Kronenausbau reagiert und mit der eingeschränkten Kronenentwicklung der Durchmesserzuwachs stark zurückgeht (Hein et al. 2009). Die Förderung der Z-Bäume (Elitebäume) mit Abständen zwischen den Kronenrändern von ca. 1 m wird konsequent bis zum Erreichen standortabhängiger Zielstärken (40-60 cm BHD) betrieben. Entsprechend dem natürlichen Wachstumsgang der Birke, also stark nachlassender Zuwachs mit zunehmendem Alter, gehen die starken Eingriffe im Jungwuchs bzw. Jungbestand zu schwachen Entnahmen im höheren Alter über. Die Produktionszeit soll dabei nach Möglichkeit 60-80 Jahre nicht übersteigen, um eine Holzentwertung durch Kernbildung zu vermeiden. Bei sehr wüchsigen und qualitativ guten Beständen wird zudem eine Wertästung auf 4,5 bis 6,5 m empfohlen, um die Erzeugung besser zu vermarktender, astfreier Abschnitte zu gewährleisten.

Das Holz der Birke ist elastisch, biegsam, fest und zäh, jedoch von geringer natürlicher Dauerhaftigkeit und geringer Tragfähigkeit. Neben der hervorragenden Eignung als Brennholz aufgrund des hohen Fettanteils ist die Verwendung im Innenausbau für Wand-, Deckenvertäfelungen und Parkett von Bedeutung. Im Möbelbau spielt Birkenholz als Massivholz bei der Stuhl-, Tisch und Schrankproduktion eine Rolle. Durch Schälendes gewonnenes Birkenfurnier kann zu Sperrholzplatten weiterverarbeitet oder als Deckfurnier bei der Möbelherstellung verwendet werden. Ferner wird Birkenholz wegen seiner physikalischen und chemischen Eigenschaften verstärkt auch in der Papier- und Zellstoffherzeugung und zur Herstellung von Spanplatten eingesetzt (Bilke 2000).

2.4.2.2 Moorbirke (*Betula pubescens* Ehrh.)

Die Moorbirke kommt in den gemäßigten Klimazonen Europas und Asiens von Island über Skandinavien, Russland nach Osten bis in das Jenisseigebiet und nach Süden bis Norditalien und dem Balkangebiet bis zum Kaukasus vor (Abbildung 2-2). Ihre Höhenverbreitung reicht vom Flachland (kollin) bis zur Waldgrenze (subalpin) auf etwa 2200 m über NN in den Alpen. Die Moorbirke gilt ebenso wie die Sandbirke als sehr frostresistente Baumart, ist aber noch anspruchsloser bzgl. der Standorte und verträgt eher sauerstoffarme Verhältnisse im Boden infolge stärkerer Vernässung. Primär besiedelt werden feuchte bis staunasse, sehr schwach bis mäßig nährstoffversorgte, saure Sand-, Moor- und Anmoorböden sowohl im Gebirge als auch im Tiefland. In nebel- und regenreichen Klimaten kann sie auch auf trockeneren Standorten existieren, lufttrockene Lagen werden dagegen vermieden. Auf Waldgrenzstandorten in Moorbereichen bildet die Moorbirke überwiegend lichte und schwachwüchsige Reinbestände. In Bruchwäldern sind auch Mischungen mit Kiefer und Fichte, z.T. auch Esche und Erle möglich.

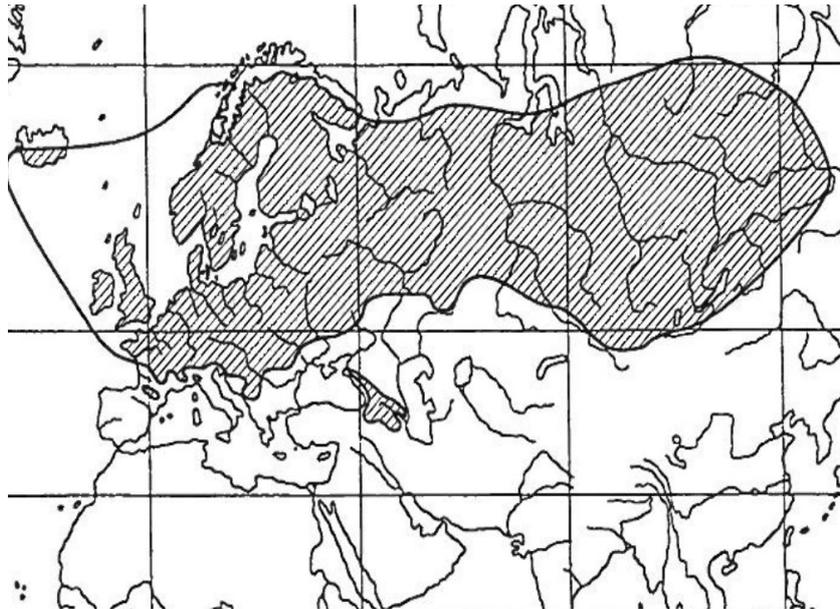


Abbildung 2-2. Verbreitungsgebiet der Moorbirke (aus Leder 1992)

Für die Moorbirke geben Röhrig et al. (2006) an, dass diese gegenüber der Sandbirke langsamer wächst, geringere Dimensionen erreicht und weniger fruktifiziert. Allerdings ist wahrscheinlich, dass dies eher auf die Unterschiede der besiedelten Standorte (v.a. der Nährstoffversorgung) als auf rein genetische Ursachen zurückzuführen ist. So belegt Kleinschmit (2002) ein ausgesprochen gutes Wachstum der Moorbirke bei guter Stammqualität auf mittleren und besseren Standorten und verweist auf die wirtschaftlichen Vorteile, die sich daraus gegenüber der Sandbirke ergeben könnten. Eine Abgrenzung zwischen Sand- und Moorbirke wäre dann lediglich in Extrembereichen sinnvoll, da ansonsten beide Arten den größten Teil ihres ökologischen Spektrums gemeinsam abdecken (Ellenberg 1996). In Norddeutschland spielt die Moorbirke vor allem auf Flächen künstlich entwässerter und nach Nutzungsaufgabe (z.B. Torfgewinnung) brachgefallener Hochmoorstandorte eine Rolle. Seit den Siebzigerjahren wurden solche Flächen im Zuge von Forderungen zur Erhöhung des Waldanteils im nordwestdeutschen Raum verstärkt aufgeforstet (Lange 1987; Vogel 1987) bzw. bei mächtigeren Restmoordecken der natürlichen Wiederbewaldung überlassen. Für die waldbauliche Behandlung von natürlich entstandenen Moorbirkenbeständen auf ehemaligen Hochmoorflächen empfehlen Wiechert u. Röhrig (1987) für eine Stammholzerzeugung die frühzeitige Freistellung herrschender Bäume zur Förderung des Stärkenwachstums. Gleichzeitig soll dadurch vermieden werden, dass nicht nutzholztaugliche Individuen in den Hauptbestand einwachsen. Auch Lockow (1997b) empfiehlt die Erzeugung qualitativ wertvollen Starkholzes durch die Verlagerung des Zuwachses auf die vitalsten und qualitativ besten Bestandesglieder über gestaffelte Auslesedurchforstungen abnehmender Intensität (vgl. 2.4.2.1). Auf sehr nährstoffarmen Standorten ist die Produktion höherwertiger Stammholzsortimente infolge schlechter Stammqualitäten und geringer Durchmesserstärken in der Regel nicht möglich (Cameron 1996; Hynynen et al. 2009). Stattdessen kommen eher Verwendungen für die Zellstoff- und Holzwerkstoffindustrie oder als Brennholz in Frage. Derartige Verwertungen erlauben eine deutlich extensivere Behandlung der Bestände.

Das Holz der Moorbirke unterscheidet sich optisch und physikalisch kaum von dem der Sandbirke (Bilke 2000). Aus diesem Grund ist auch das Verwertungsspektrum für beide Arten identisch (s. 2.4.2.1).

2.4.3 Erle (*Alnus* [Mill.])

Die Gattung *Alnus* zählt zur Familie der Birkengewächse (*Betulaceae*) und umfasst ca. 30 sommergrüne Baum- und Straucharten, die bis auf eine Ausnahme (Anden-Erle) in der nördlichen gemäßigten Zone auftreten. Von den drei in Mitteleuropa beheimateten Arten besitzt die Rot- oder Schwarzerle (*Alnus glutinosa* [L.] Gaertn.) die größte Verbreitung. Deutlich begrenzter in Areal und Bedeutung ist die Grau- oder Weißerle (*Alnus incana* [L.] Moench). Die strauchförmig wachsende Grünerle (*Alnus viridis* [Chaix]) ist dagegen nur auf bestimmte Standorte im Hochgebirge begrenzt und wird im Folgenden nicht näher betrachtet. Eine Besonderheit der Erlenarten ist die Symbiose mit sog. „Knöllchenbakterien“ (*Actinomyceten*). Dabei handelt es sich um im Boden lebende Organismen, die knollenförmige Verdickungen an der Baumwurzel bilden, den freien Luftstickstoff in gebundene Form umwandeln und ihn der Pflanze so direkt zugänglich machen. Erlen sind daher von der Stickstoffversorgung im Boden nahezu unabhängig. Der Umsatz des fixierten Stickstoffs im Ökosystem erfolgt dann durch die Mineralisierung der abgeworfenen und leicht zersetzbaren Blätter (sehr niedriges C/N- Verhältnis) oder abgestorbenen Wurzeln sowie direkt durch Auswaschung aus den Wurzelknöllchen. Die positive Wirkung besteht also in der Stickstoffanreicherung im Boden und der Wachsförderung vergesellschafteter Pflanzen, was insbesondere auf nährstoffärmeren oder degradierten Standorten von Bedeutung sein kann. Nachteile sind dann zu erwarten, wenn der Bodenstickstoff von der Vegetation nur in geringem Maße aufgenommen werden kann und es zur Auswaschung von Nitrat und begleitenden Kationen kommt (Röhrig u. Bartsch 1992).

Seit den neunziger Jahren wird in fast ganz Europa bei Erlen ein neuartiges Krankheitsbild beobachtet, das auch als Erlensterben bezeichnet wird und auf Pilzbefall (*Phytophthora alni*) zurückzuführen ist. Die Infektion über Wunden im Stamm- oder Wurzelbereich führt zu einer Wurzel- oder Wurzelhalsfäule und schließlich zum Absterben der Bäume. Betroffen ist vor allem die Roterle, Krankheitssymptome wurden aber auch an Grauerle beobachtet. Da die Ausbreitung vor allem entlang von Gewässerläufen in Fließrichtung erfolgt, ist eine Bekämpfung kaum möglich. Problematisch ist auch, dass das Phänomen nicht ausschließlich an Wasserläufen sondern auch im Bestandesinneren auftritt. Als Maßnahmen werden bisher die strikte Überprüfung des Pflanzmaterials auf Befall, das Entfernen erkrankter Erlen in Ufernähe oder auch ein Baumartenwechsel in betroffenen Gebieten empfohlen (Metzler 2005; NW-FVA 2008).

2.4.3.1 Roterle (*Alnus glutinosa* [L.] Gaertn.)

Die Roterle (Schwarzerle) ist in fast ganz Europa über das südliche Skandinavien bis nach Russland verbreitet. Die Ostgrenze des natürlichen Areals verläuft vom westlichen Sibirien südwärts bis in das westliche und nördliche Kleinasien (Abbildung 2-3). Die Roterle ist vor allem ein Baum der Tieflagen, wächst aber auch im Mittelgebirge und vereinzelt in den Alpen bis in 1800 m Höhe.

Sie besiedelt ausgesprochen nasse, ganzjährig grundwasserbeeinflusste oder zeitweise überschwemmte Standorte wie Auen, Niedermoore, Brüche, Feucht- und Nasswiesen sowie Sumpfstandorte und weicht so der Konkurrenz durch andere Baumarten aus. Auf Trockenheit reagiert die Roterle dagegen sehr empfindlich. In regelmäßig überschwemmten und durch den Eintrag mineralischer Sedimente nährstoffreicheren Auwäldern teilt sich die Roterle das Areal oftmals mit der Esche. Reinbestände werden überwiegend auf organischen Nassstandorten (Sumpf- u. Bruchwald) gebildet, wobei die Roterle auf stärker versauerten Bruchstandorten mit Moorbirke vergesellschaftet ist bzw. von dieser abgelöst wird. Große zusammenhängende Erlenwälder kommen u. a. im Norddeutschen Tiefland vor. So ist in Mecklenburg-Vorpommern die Roterle nach der Buche die bedeutendste Laubbaumart und nimmt ca. 31.000 ha Waldfläche ein, die potentiellen Standorte werden sogar auf über 43.000 ha beziffert (Pencz 2011).

Obwohl die Roterle meistens auf ernte- und bringungstechnisch schwierigen, oft nicht oder nur eingeschränkt befahrbaren Standorten stockt, gilt sie in Norddeutschland als wichtigste Wirtschaftsbaumart unter den Weichlaubhölzern. Bis zum verstärkten Einsatz fossiler Brennstoffe wurden Roterlenbestände zur Brennholzgewinnung sehr häufig als Niederwald bewirtschaftet. Wegen der guten Stockausschlagfähigkeit, einhergehend mit einer hohen Produktionsleistung im Kurzumtrieb, ist sie für diese Betriebsart ideal geeignet. Röhe u. Schröder (2010) geben übliche Umtriebszeiten von 20-40 Jahren an. Nach Röhrig et al. (2006) zielte die Niederwaldwirtschaft aber auch auf die Erzeugung von Stammholz ab, die Vitalität und Qualität der Stockausschläge nimmt jedoch mit zunehmendem Alter der Stöcke ab (Lüdemann 1998; ML 2004b). Auch bedarf es einer ausreichenden Anzahl an Stöcken für einen qualitativ befriedigenden Folgebestand (Rupp et al. 2003). Mittlerweile erfolgt die Bewirtschaftung fast ausschließlich als Hochwald, wobei das Ziel auf der Produktion von möglichst viel wertvollem, d. h. qualitativ gutem und stärker dimensioniertem Stammholz liegt. Dadurch, dass auf bestimmten Standorten die Roterle die einzige Möglichkeit für eine Bewirtschaftung darstellt und in der Vergangenheit gute Verkaufserlöse für Stammholz erzielt wurden, existiert eine Vielzahl von Studien zur waldbaulichen Behandlung, die bei Claessens et al. (2010) zusammengefasst sind. Durch Ähnlichkeiten in den wachstumsspezifischen Eigenschaften mit der Birke entsprechen sich auch die allgemeinen Pflegegrundsätze. Durch das anfangs starke Wachstumsvermögen mit früher Kulmination müssen auch die forstlichen Eingriffe möglichst früh erfolgen, um die Reaktionsfähigkeit im Bestandesgefüge auszunutzen. Für die Qualitätsentwicklung und natürliche Astreinigung ist in der Jungwuchsphase zunächst ein Dichteschluss einzuhalten. Nach der Auswahl von Z-Baum-Anwärttern (ca. 120-160 pro Hektar) werden diese durch Entnahme von Bedrängern stark gefördert, um die Ausbildung einer gleichmäßigen, vitalen Krone zu begünstigen und den Stärkenzuwachs einzuleiten. Die Auflösung der Kronenspannung wird im Laufe der Bestandesentwicklung beibehalten, wobei die Eingriffstärke mit zunehmendem Alter (bzw. Bestandeshöhe) abnehmen sollte, da der Zuwachs nicht mehr nennenswert gefördert werden kann und stattdessen die Gefahr von Wasserreiserbildung erhöht wird. Als Richtwert sollten die Z-Bäume bei Hiebsreife etwa 10-12 m Abstand zueinander aufweisen (70-100 Z-Bäume pro Hektar). Wegen der Gefahr einer Holzentwertung durch Stammfäule sollten Produktionszeiten von 60-80 Jahren nicht überschritten werden. Auf guten Standorten lassen sich in diesem Zeitraum Stammdurchmesser von über 45 cm erreichen.

Erlenholz ist weich und von gleichmäßiger, feiner Struktur. Mit einer Rohdichte von 550 kg/m³ (Holzfeuchte 12-15 %) zählt es zu den mittelschweren einheimischen Holzarten. Das Holz ist wenig fest und wenig dauerhaft, wenn es der Witterung ausgesetzt ist. Unter Wasser zeigt es aber eine sehr hohe Dauerhaftigkeit. Es ist einfach zu bearbeiten und kann mühelos gesägt, gemessert und geschält werden. Das Holz dient als Faserholz zur Herstellung von Spanplatten, Spanholzformteilen und Faserplatten und erweist sich als Ausgangsmaterial zur Papierherstellung als geeignet. Für Möbel und Innenausbauten liefert die Erle ein hochwertiges Holz, das als Furnier oder Massivholz verwendet wird. Trotz des relativ niedrigen Energiegehalts dient es häufig auch als Brennholz. Detaillierte Angaben über technische Eigenschaften und Verwendung von Erlenholz geben zum Beispiel Krüger u. Hagemann (2003).

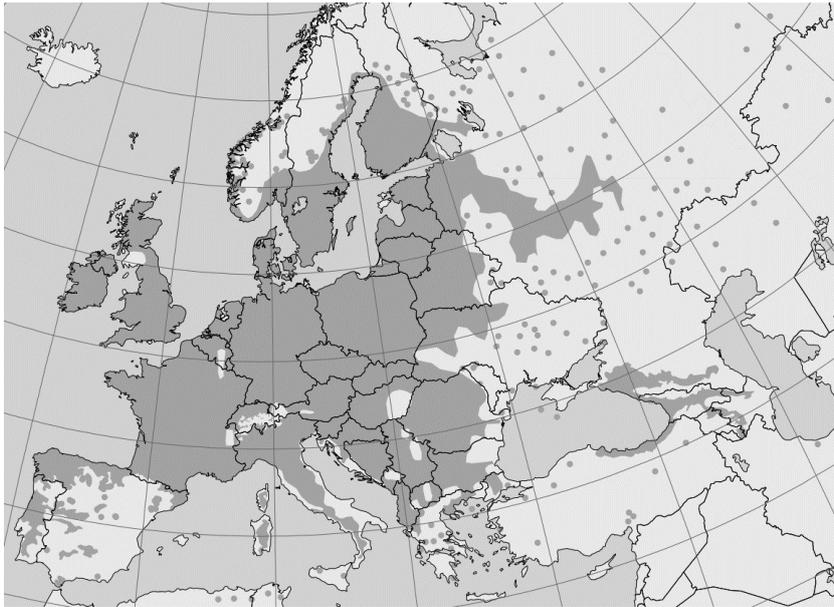


Abbildung 2-3. Verbreitungsgebiet der Roterle (EUFORGEN 2009b)

2.4.3.2 Grauerle (*Alnus incana* [L.] Moench)

Das Areal reicht im Vergleich zur Roterle weiter nach Norden und Osten und erstreckt sich über Nord-, Mittel- und Osteuropa bis zum Kaukasus (Abbildung 2-4). Im deutschsprachigen Raum ist die Grauerle vor allem in Österreich und in Süddeutschland entlang von Gebirgsbächen und -flüssen, im Auwaldsaum und an Hangvernässungen und Hangrutschungen vertreten. Die vertikale Ausdehnung reicht in den Alpen bis auf 1850 m und damit höher als bei *A. glutinosa*. Besiedelt werden basenreiche, feuchte Sand-, Lehm- und Schotterböden aber auch mäßig trockene Standorte. Bodensaure Substrate werden meist vermieden. Auf typischen vergleyten Flussstandorten wird eine kurzzeitige Überflutung ertragen, Staunnässe hingegen bekommt ihr nicht. Die Art gilt als frosthart und unempfindlich gegenüber Hitze und Dürre. In autochthonen Beständen der montanen Stufe ist die Grauerle u. a. mit verschiedenen Weidenarten, Eberesche, Aspe und Traubenkirsche vergesellschaftet. Außerhalb des Waldes werden in erster Linie aufgelassene Kiesgruben, Geröllhalden und Böschungen besiedelt. Für den nordostdeutschen Raum beschreiben Lockow u. Schrötter (2004) die größten Vorkommen der Grauerle auf ursprünglich von Buchenwaldgesellschaften eingenommenen Standorten, auf denen im Zuge der Niederwaldwirtschaft zur Deckung des Brennholzbedarfs die nicht autochthone Grauerle eingebracht wurde.

Die Grauerle ist relativ kurzlebig und erreicht selten Alter über 50 Jahre (Mayer 1992). Als Folge werden nur geringe Baumdimensionen und flächenbezogene Vorräte erreicht, so dass kein aktiver Waldbau bzw. gezielte Behandlungsmaßnahmen vorgesehen sind (Lockow u. Schrötter 2004). Bisweilen wurde sie zur Bodenverbesserung als Unterbau in schwachwüchsige Bestände anderer Baumarten eingebracht (z.B. Melzer 1990).

Durch ihre Standortansprüche ist die Grauerle besonders zur Erstaufforstung von Ödland, Braunkohle- und Abraumhalden geeignet. Die Fähigkeit, Wurzelbrut auszubilden macht sie außerdem zu einer idealen Baumart bei der Sicherung von Hang-, Böschung- und Uferbereichen vor Erosion. Andererseits kann intensive Wurzelbrutbildung bei künstlicher oder natürlicher Verjüngung von Beständen anderer Baumarten ein erhebliches Hindernis darstellen (Schrötter 1996; Röhrig et al. 2006). Frühzeitige und reichliche Samenproduktion, Stockausschlag und Wurzelbrut sorgen für ein ausgesprochen starkes Ausbreitungsvermögen und bewirken eine relativ hohe Konkurrenzfähigkeit in der Verjüngung. Dadurch können auch Umwandlungsmaßnahmen von Flächen, die mit Grauerle bestockt sind, sehr aufwendig sein (Lockow u. Schrötter 2004). Aus diesem Grund aber auch wegen relativ geringer Erträge, dem späten Austreiben der Belaubung und der Anfälligkeit junger Pflanzen für Mäusefraß ist

die Bedeutung als Vorwald-Baumart mittlerweile eher gering (Röhrig u. Bartsch 1992; Röhrig et al. 2006).

In den baltischen Länder gilt die Grauerle als die am schnellsten wachsende Baumart, wodurch sie zuletzt Bedeutung bei der Anlage von Kurzumtriebsplantagen auf Ackerbrachen besaß (Uri et al. 2001, 2009). Auch aus Schweden liegen Untersuchungen vor, die sich mit der Grauerle vor allem aus der Perspektive der energetischen Verwendung beschäftigen (Rytter 1995; Johansson 1999a).

Das Holz ist heller und etwas leichter als das der Roterle, prinzipiell aber ähnlich verwendbar. Wegen überwiegend schlechter Stammformen und geringer Durchmesser wird es aber meistens als Brennholz oder zur Herstellung von Spanplatten genutzt. Daneben finden sich Verwertungsmöglichkeiten als Schnitz- und Drechslerholz.



Abbildung 2-4. Verbreitungsgebiet der Grauerle (aus Schütt et al. 2006)

2.4.4 Pappel (*Populus* [L.])

Zur Gattung *Populus* zählen etwa 35 Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in den gemäßigten Zonen der nördlichen Hemisphäre. Es handelt sich um sommergrüne, überwiegend sehr schnell wachsende Bäume. Innerhalb der Gattung unterscheidet man fünf verschiedene Sektionen (Lüdemann 1998), von denen in Mitteleuropa in erster Linie die der Schwarzpappeln (*P. nigra*, Sektion Aigeiros) und die Weißpappeln (*P. alba*, *P. tremula*, Sektion Leuce) von Bedeutung sind und die zu den am schnellsten wachsenden einheimischen Baumarten gehören. Aus wirtschaftlicher Sicht von primärem Interesse waren bisher aber nicht die eigentlich autochthonen Arten, sondern durch Kreuzung und Auslese entstandene Pappelsorten. Eine Besonderheit der Pappeln besteht darin, dass sowohl inter- als auch intrasektionale Artkreuzungen leicht möglich sind, wodurch es zu natürlichen Hybridisierungen kommt. Zusätzlich begünstigt die Möglichkeit einer vegetativen Vermehrung über Stecklinge die Voraussetzungen für eine Züchtung, so dass Pappeln schon seit längerem Gegenstand intensiver Zucht- und Auslesebemühungen sind. Als Folge liegt mittlerweile eine große Anzahl an Sorten, Klonen und Klonmischungen mit jeweils unterschiedlichem Wuchs- und Resistenzverhalten und verschiedenen Standortansprüchen vor, die hier nicht im Einzelnen behandelt werden sollen. Durch kriegs- und nachkriegsbedingte Holzknappheit wurde der Anbau von Hybridpappeln im Wald forciert. Dabei wurden hauptsächlich Kreuzungen aus Europäischer und Amerikanischer Schwarzpappel und später auch der in Nordamerika beheimateten Balsampappel (*P. trichocarpa*, Sektion Tacamahaca) verwendet. Infolge ungeeigneter Standortwahl,

vernachlässigter, auf Lichtbaumarten ausgerichteter Bestandespflege (vgl. 2.4.2.1 und 2.4.3.1) und einer hohen Krankheitsanfälligkeit vieler Sorten geriet die Pappelwirtschaft in Deutschland schnell in Verruf (Lüdemann 1998). Im Rahmen der zunehmend naturnah ausgerichteten Waldwirtschaft in Deutschland spielt der gezielte Anbau von Pappelhybriden in der aktuellen Waldbauplanung kaum noch eine Rolle. So ist im Wesentlichen das aktuelle Auftreten der Pappel in Rein- und Mischbeständen auf die seit dem Zweiten Weltkrieg durchgeführten Aufforstungsmaßnahmen zurückzuführen. Demgegenüber haben die Pappeln aufgrund des immensen Wuchspotenzials und der guten Stockausschlagfähigkeit eine große Bedeutung bei der Rohstoffherzeugung in Kurzumtriebsplantagen auf landwirtschaftlichen Flächen (Hofmann 2005; FNR 2012). Mit Ausnahme der Aspe, deren Holz keine Kernfärbung und eine etwas höhere Dichte aufweist, unterscheiden sich die Pappelarten kaum in den Holzeigenschaften. Pappelholz gehört zu den leichtesten und am wenigsten festen mitteleuropäischen Laubhölzern. Es gilt als splitterfest, leicht spaltbar und wenig witterungsbeständig. In Deutschland dient es zur Produktion von Spanplatten und Spanholzformteilen, als Furnier zur Zündholzherstellung und zur Weiterverarbeitung zu Paletten, Kisten und Verpackungen. Obwohl der Brennwert bezogen auf das Holzvolumen verglichen mit anderen Hölzern sehr gering ist, kommt der energetischen Verwertung dennoch Bedeutung zu, z.B. als biogener Brennstoff in Heizkraftwerken.

2.4.4.1 Schwarzpappel (*Populus nigra* [L.])

Das natürliche Vorkommen der Schwarzpappel erstreckt sich von den gemäßigten Klimabereichen Europas bis nach Nordafrika und in Teile West- und Zentralasiens (Abbildung 2-5). Natürlicherweise besiedelt sie in Flussniederungen tiefgründige, feuchte bis nasse, gut durchlüftete Kies-, Sand oder Lehmböden mit guter Nährstoffausstattung. Staunässe und schlechte Durchlüftung im Boden, extremer Frost, Dürre sowie bereits leichte Beschattung werden nicht vertragen. Gegenwärtig gilt die heimische Schwarzpappel als vom Aussterben bedroht. Zum einen beschränkt sich das Ökosystem der Weichholzaue, in dem die Schwarzpappel eine Charakterart bildet, in Folge anthropogener Einflüsse nur noch auf Reliktorkommen. Zum anderen wurde die Schwarzpappel durch Arthybriden, die aufgrund vorteilhafter Holz- und Wuchseigenschaften verstärkt angebaut wurden und großflächiger verbreitet sind, zunehmend verdrängt. Vielfach kam es auch zur Mischung von Restpopulationen mit den Wirtschaftspappeln, was eine erneute Hybridisierung zur Folge hatte. In den vergangenen Jahren wurden daher nationale und internationale Programme zur Erhaltung der natürlichen Schwarzpappelorkommen erarbeitet (Vanden Broeck 2003).

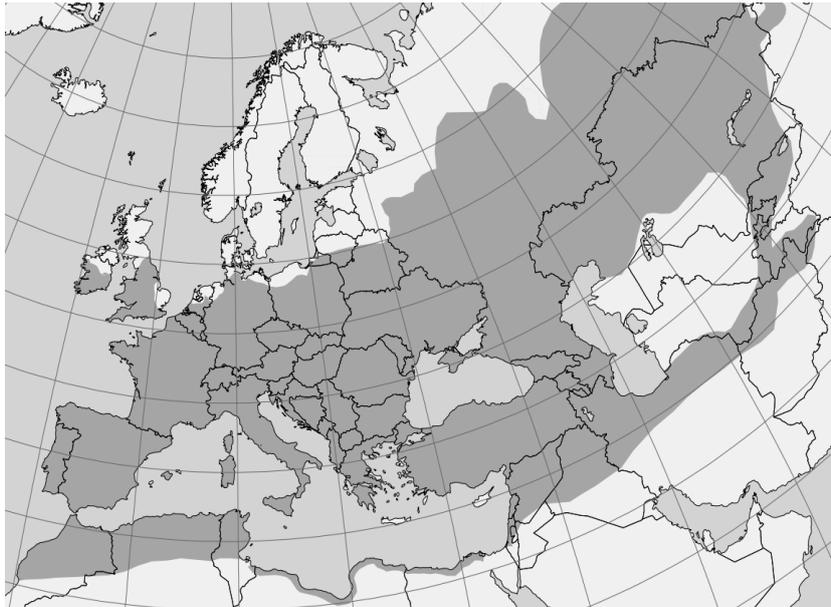


Abbildung 2-5. Verbreitungsgebiet der Schwarzpappel (EUFORGEN 2009c)

2.4.4.2 Weißpappel (*Populus alba* [L.])

Das natürliche Verbreitungsgebiet erstreckt sich über Mittel-, Süd- und Osteuropa, Westsibirien, Westasien und Nordafrika. Man findet sie besonders im Bereich größerer Flüsse, wie dem Donau-, Oberrhein- und Odergebiet. In West- und Nordeuropa und Teilen Mitteleuropas gilt sie als eingebürgert. Im Gegensatz zu *P. nigra* ist die Weißpappel weniger dürre- und frostempfindlich, hinsichtlich der Nährstoffversorgung weniger anspruchsvoll und verträgt Beschattung etwas besser. Bevorzugt werden ganzjährig feuchte, frische, lockere, nährstoff- und basenreiche Böden mit kiesigem Lehm und Ton im Untergrund. Sie gedeiht aber auch auf trockneren und ärmeren Sandböden. Wie bei der Schwarzpappel liegt der natürliche Verbreitungsschwerpunkt in den Flussauen, allerdings vorwiegend in den weniger häufig überschwemmten Bereichen der Hartholzaue in Vergesellschaftung mit Stieleiche, Esche und Ulme. In küstenahen Pionierwäldern ist sie wegen ihrer höheren Salzresistenz eine häufiger anzutreffende Art und erlangt daneben Bedeutung bei der Dünenbefestigung. Auch die Weißpappel wurde in den vergangenen Jahrzehnten weitestgehend durch Hybridzüchtungen mit besseren Wuchs- und Qualitätseigenschaften oder auch durch natürlich entstandene Hybride mit nahezu identischem Standortsspektrum (Graupappel, *P. x canescens*) verdrängt.

2.4.4.3 Aspe (*Populus tremula* [L.])

Im Gegensatz zur Schwarz- und Weißpappel kann die Aspe als typische Waldbaumart angesehen werden und ist in bestimmten Gebieten wegen ihrer Geradschäftigkeit von wirtschaftlicher Bedeutung. Sie ist die in Europa am weitesten verbreitete Pappelart, in ganz Eurasien vertreten und erreicht im Norden die Waldgrenze (Abbildung 2-6). In östlicher Richtung schließt das Verbreitungsgebiet Sibirien, Kleinasien, die Mongolei und China ein und reicht bis nach Japan. In den Alpen besiedelt die Aspe Höhenlagen zwischen 1300 und 2000 m. Bezüglich der Standortansprüche verhält sich die Aspe nahezu indifferent. Sie kommt auf trockenen, nährstoffarmen Sandböden ebenso vor wie auf gut nährstoffversorgten, zeitweilig überfluteten Auwaldlehmen und gilt als sehr frosthart aber lichtbedürftig. Sie gedeiht in ebenen Lagen ebenso wie im Gebirge, ist in lichten Wäldern, an Waldrändern und aufgelassenen Kiesgruben anzutreffen. In nördlichen Regionen werden Rein-, und häufiger Mischbestände mit Birke, Fichte und Kiefer gebildet. Empfehlungen zur waldbaulichen Behandlung sind bei Worrell (1995) zusammengestellt. In Deutschland tritt die Aspe vor

allem als natürlich auftretende Begleitbaumart in zahlreichen Waldgesellschaften auf sowie im Zuge der Primärsukzession nach Störungseinflüssen.

2.4.5 Eberesche (*Sorbus aucuparia* [L.])

Die Gattung *Sorbus* umfasst etwa 80 Arten sommergrüner Bäume oder Sträucher der nördlichen gemäßigten Zone. In Mitteleuropa kommt die Eberesche nahezu flächendeckend vor (Abbildung 2-7). Der Verbreitungsschwerpunkt liegt dabei in der Norddeutschen Tiefebene, in den Mittelgebirgen und im Alpenvorland sowie in den Alpen (bis 2400 m). Die östliche Verbreitungsgrenze befindet sich etwa im Wolgagebiet. In Südeuropa wächst die Eberesche überwiegend in den Gebirgsregionen von Nordspanien, Nordgriechenland, Bulgarien, Korsika und Sizilien. Das Bodenspektrum reicht von mager bis nährstoffreich, von trocken bis feucht und von sauer bis basenreich, so dass sowohl Moorböden als auch trockene Steinhänge zum Standortspektrum zählen. Konkurrenzbedingt wächst sie am häufigsten auf mäßig trockenen bis frischen, nährstoffarmen, sauren, humosen Lehm-, Silikat- und Schuttböden. Die Eberesche gilt als unempfindlich gegenüber Dürre, extremen Winterfrost oder Spätfrost im Frühjahr und ist vor allem in der Jugend schattentoleranter als die meisten anderen Weichlaubebäume. In den meisten Fällen wächst sie als Einzelbaum, bestandsweises Vorkommen ist selten, außer in Vorwaldgesellschaften (vgl. Abschnitt 2.2). Sie tritt in Kalk-Buchenwäldern, Hainbuchen-, Eichenmisch-, Erlenbruch- und Auwäldern auf, seltener in Moorwäldern und Eichen- und Kiefern-Trockenwäldern. Lediglich in der montanen und hochmontanen Stufe in Vergesellschaftung mit Lärche oder Fichte kommt ihr gewisse Bedeutung als Schlusswaldbaumart zu. Durch die breite ökologische Amplitude gehört die Eberesche zum natürlichen Baumartenspektrum zahlreicher Waldgesellschaften und eignet sich auch zur "Walderneuerung" in Waldschadensgebieten. Daher liegt eine vergleichsweise umfangreiche Anzahl an Untersuchungen zu dieser Baumart vor (Literatur s. LWF 1997). Im Zuge der zunehmenden Umwandlung von Nadelreinbeständen in Laubmischwälder ist davon auszugehen, dass die Eberesche an waldbaulicher Bedeutung gewinnen wird, zumal sich bei entsprechender Pflege auch qualitativ gutes Holz erzeugen lässt, wie z.B. Hillebrand u. Leder (1995) aufzeigen. Hillebrand (1998) schlägt Behandlungsstrategien für Mischungen der Eberesche in Buchen-(und Eichen-) Mischungen sowie in Mischung mit Fichte vor. Im erstgenannten Fall wird eine truppweise, in Verbindung mit Fichte eine großflächigere gruppenweise Beimischung der Eberesche im Grundbestand der Hauptbaumart empfohlen, die es bei entsprechender Qualität zu fördern gilt. Hillebrand (1998) wertet die Einbeziehung der Eberesche in waldbauliche Behandlungskonzepte zusammenfassend als positiv.

Das Holz gilt als hart, mittelschwer, schwer spaltbar aber elastisch. Rundholz kann ab bestimmten Dimensionen für höherwertige Verwendungszwecke, z.B. als Schäl- oder Messerfurnier oder auch als Massivholz, in Frage kommen. Die Hauptverwendung besteht jedoch als Rohstoff für die Zellstoff- und Papierindustrie ebenso wie zur Faserplattenherstellung. Daneben ist es auch gut als Brennholz zu verwerten.

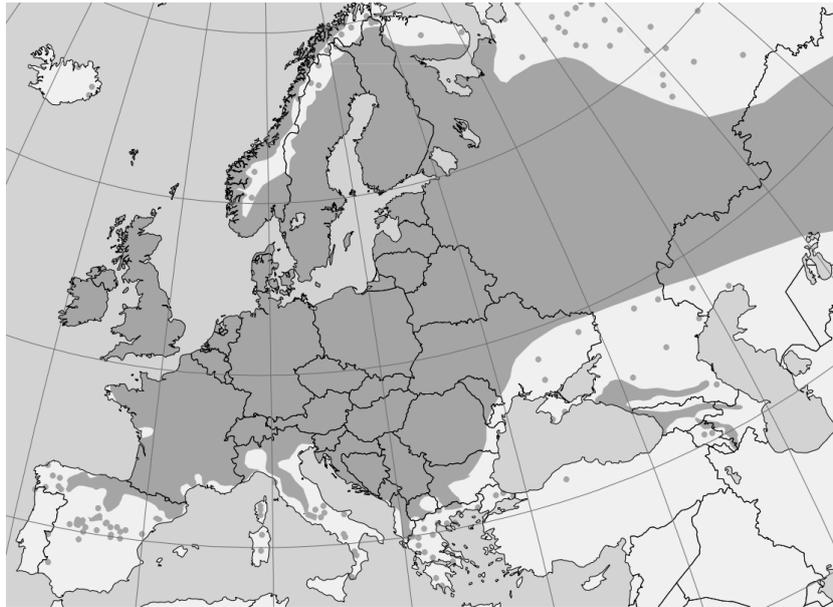


Abbildung 2-6. Verbreitungsgebiet der Aspe (EUFORGEN 2009d)



Abbildung 2-7. Verbreitungsgebiet der Eberesche (aus Schütt et al. 2006)

2.4.6 Weide (*Salix* [L.])

Unter der Gattung *Salix* sind ca. 500 Baum-, Strauch- und Zwergstraucharten mit Verbreitungsschwerpunkten in der nördlichen borealen und gemäßigten Zone zusammengefasst. Von den hier betrachteten Baumarten der Weichlaubhölzer kommt den einheimischen Weidenarten aus forstwirtschaftlicher die geringste Bedeutung zu. Neben der baumförmig wachsenden Silberweide (*Salix alba*), die außer im Norden in ganz Europa vertreten ist (Abbildung 2-8), hat die Bruchweide (*Salix fragilis*) noch gewisse Relevanz. Wegen ihrer guten Stockausschlagfähigkeit waren die Weiden in der Vergangenheit eine wichtige Holzart der Niederwälder (Röhrig et al. 2006). Gegenwärtig werden sie teilweise bei natürlicher Verbauung als Bodenfestiger an Wildbächen, Ufern, Dämmen und Hängen oder bei der Erstaufforstung frischer und feuchter Acker- und Grünlandstandorte eingesetzt. Die größte Bedeutung kommt ihnen mittlerweile jedoch bei der Biomasseproduktion auf Kurzumtriebsplantagen zu (s. z.B. FNR 2012). Weiden können auf natürliche Weise Artkreuzungen bilden und besitzen ein gutes vegetatives Regenerationsvermögen, wodurch

sie für die Züchtungsforschung bedeutsam sind. Von den ökologischen Ansprüchen ähneln die beiden Weidenarten der Schwarzpappel. Sie können in den periodisch überfluteten, nährstoff- und basenreichen Uferbereichen entlang von Flüssen bestandesbildend sein und prägen den Lebensraumtyp der Weichholzaue entscheidend mit. In anderen Waldgesellschaften treten diverse strauchartige Weidenarten im Bereich der Waldränder auf. Auch von den Wuchs- und Holzeigenschaften sind Ähnlichkeiten zur Pappel gegeben. In relativ kurzen Umtriebszeiten von 30-40 Jahren lässt sich bereits (geringwertiges) Stammholz erzeugen, in höherem Alter ab 80 Jahren können Stammdurchmesser bis zu 100 cm erreicht werden. Weidenholz ist weich, leicht und nicht beständig. Wie auch Pappelholz eignet es sich für die Produktion von Span- und Faserplatten, Verpackungen, Zündhölzern und Zahnstochern. Darüber hinaus findet es Anwendung bei der Herstellung von Flechtwaren sowie in nicht unerheblichem Maße in der energetischen Verwertung. Weitere Möglichkeiten der Nebennutzung beschreibt Lüdemann (1998).



Abbildung 2-8. Verbreitungsgebiet der Silberweide (aus Schütt et al. 2006)

3 Material und Methoden

3.1 Charakterisierung der ALn- Vorkommen

Durch Zustandsbeschreibungen der großräumigen Verhältnisse soll aufgezeigt werden, wie sich das ALn-Vorkommen quantitativ im nordwestdeutschen Raum darstellt. Eine geeignete Datenbasis dafür bilden die Bundeswaldinventuren (BWI), anhand derer sich verschiedene Zielgrößen stratifiziert berechnen lassen (z.B. Holzvorrat je Bundesland, Holzvorrat je Wald-Eigentumsart). Im Rahmen bisher veröffentlichter Standardauswertungen der BWI wurde auf die ALn-Gruppe nur selten genauer Bezug genommen (Fischer et al. 2011), so dass eine entsprechende Informationsgrundlage für den nordwestdeutschen Raum fehlt. Weiterhin erlauben die bereitgestellten Ergebnistabellen der Bundeswaldinventuren (TI 2015) keine Einzelbetrachtung der unter ALn zusammengefassten Baumarten. Vor diesem Hintergrund wurden in Anlehnung an BMELV (2008) Auswertungsroutinen entwickelt, um wichtige Kenngrößen wie Baumartenanteile, Vorräte, Zuwachs und Nutzung aus den niedersächsischen Inventurdaten der BWI 2 und BWI 3 zu berechnen.

3.1.1 Bundeswaldinventur

3.1.1.1 Inventurverfahren

Die Bundeswaldinventur ist eine durch das Bundeswaldgesetz vorgeschriebene Großrauminventur, auf deren Basis sich Indikatoren wie Zustand, Struktur, Dynamik, Produktionsmöglichkeiten oder die Nachhaltigkeit der Bewirtschaftung und ökologische Stabilität von Wäldern quantifizieren lassen. Mit der ersten Bundeswaldinventur (BWI 1, Stichtag 1.10.1987) wurde auf dem Gebiet der alten Bundesländer die vorangegangene Forsterhebung (Stichtag 1.10.1960) durch ein nach mathematisch-statistischen Methoden auswertbares Stichprobenverfahren abgelöst. Die zweite Bundeswaldinventur (BWI 2, Stichtag 1.10.2002) wurde auf dem gesamten Bundesgebiet durchgeführt, so dass erstmals belastbare Zustandsdaten (z.B. Waldfläche, Holzvorrat, Totholzmenge) für die Waldverhältnisse in ganz Deutschland vorlagen (BMVEL 2004). Mit der dritten Bundeswaldinventur (BWI 3, Stichtag 1.10.2012) liegt für das gesamte Bundesgebiet die erste Wiederholungsinventur vor, so dass neben aktuellen Zustandsgrößen erstmalig auch Veränderungsgrößen bzw. Bilanzen (Zuwachs, Veränderung der Waldfläche etc.) in Bezug auf einen Vorzustand hergeleitet werden konnten (BMEL 2014).

Bei der BWI handelt es sich um eine terrestrische Stichprobeninventur mit permanenten Probepunkten. Die Probepunkte liegen auf den Schnittpunkten eines bundesweiten Gitternetzes im 4 x 4 km-Verband mit Nord-Süd- und Ost-West-Ausrichtung, wobei in einigen Bundesländern oder Regionen eine Verdichtung des Netzes auf 2,83 x 2,83 km oder 2 x 2 km erfolgte. Jede Stichprobe, im Folgenden als Trakt bezeichnet, besteht aus einem Quadrat mit einer Seitenlänge von 150 m und ist mit der südwestlichen Ecke in das Gitternetz eingehängt. In der sogenannten Traktvorklärung werden vor Beginn der eigentlichen Aufnahmen im Gelände nicht erkennbare Informationen (z.B. Lage in Schutzgebieten, Geländehöhe) zu jeder Traktecke anhand von digitalem Kartenmaterial und Luftbildern zusammengestellt und es wird ein Waldentscheid durchgeführt, der bei Uneindeutigkeit im Gelände überprüft wird. Die Datenerhebung erfolgt über eine Geländeaufnahme an jeder im Wald liegenden Traktecke des Quadrates (zur Walddefinition vgl. BMEL 2014), wobei verschiedene Aufnahmeverfahren zum Einsatz kommen. Inklusiv der Vorklärung werden an jeder Traktecke bis zu 150 Merkmale erhoben. Eine Kurzübersicht der Erhebungsverfahren liefert Tabelle 3-1.

Tabelle 3-1. Erhebungsmethodik bei der BWI. Verändert nach BML (1986), BMVEL (2000) und BMEL (2011)

Aufnahmeverfahren	Objekte	wichtigste Merkmale	BWI 1	BWI 2	BWI 3
Trakteckenansprache im Gelände u. Vorklärung	Punkt	Bundesland, Wald/Nichtwald, Nutzungseinschränkung, Eigentumsart, Begehbarkeit, Biotope	+	+	+
Winkelzählprobe Zählfaktor = 4	Bäume ≥ 7 cm BHD (BWI 1 ≥ 10 cm)	Art, Alter, BHD, Schicht, Höhe*, Derbholzvolumen mit/ohne Rinde**, Baumbiomasse**	+	+	+
Winkelzählprobe Zählfaktor = 1 o. 2	Bäume ≥ 4 m Höhe	Art, Anzahl, Grundfläche, Schichtung, Alter	-	+	+
Probekreis r = 1 m	Bäume $\geq 0,2 - 0,5$ m Höhe	Art, Anzahl, Verbiss	+	+	+
Probekreis r = 1,75 m	Bäume $> 0,5$ m Höhe u. < 7 cm BHD	Art, Anzahl, Verbiss	-	+	-
Probekreis r = 2 m	Bäume $> 0,5$ m - 1,3 m Höhe (BWI 1) Bäume $> 0,5$ m Höhe u. < 7 cm BHD (BWI 3)	Art, Anzahl, Verbiss	+	-	+
Probekreis r = 4 m	Bäume $> 1,3$ m Höhe u. < 10 cm BHD	Art, Anzahl, Verbiss	+	-	-
Probekreis r = 5 m	Totholz	Art, Durchmesser, Zersetzungsgrad, Volumen	-	+	+
Probekreis r = 10 m	Bäume < 4 m Höhe Bodenvegetation	Deckungsgrad, Artenanteile Dichte, Arten Alter, Schichtung	-	+	+
Probekreis r = 25 m	Gelände Waldränder	Neigung, Exposition, Geländeform, Waldrandlänge, vorgelagertes Terrain	-	+	+
Taxationslinie 600 m	Gelände, Waldwege, Bestand	Neigung, Exposition, Bestandesmerkmale, Wegelänge	+	-	-

* Messung an einer Unterstichprobe, übrige Höhen modelliert (BMELV 2008)

** modelliert

3.1.1.2 Auswertungskollektiv

Gegenstand der vorliegenden Auswertung sind Bäume, die über die Winkelzählprobe 4 (WZP 4) sowie über die Probekreise mit $r = 1$ m, $r = 1,75$, $r = 2$ m und $r = 4$ m erfasst wurden. Bei der Winkelzählprobe nach Bitterlich (1948) handelt es sich um ein distanzabhängiges Stichprobenverfahren in der Waldinventur. Über die Auswahl von Bäumen anhand eines optischen Verfahrens lassen sich durch einfaches Zählen der erfassten Bäume Hektarwerte für Bestandesgrundflächen herleiten. Von einem festen Stichprobenpunkt aus (hier: Traktecke)

werden alle Bäume mit Hilfe eines speziellen Messgerätes (z.B. Spiegel-Relaskop) über einen vorgegebenen horizontalen Öffnungswinkel γ anvisiert. Jeder Baum, dessen BHD von beiden Schenkeln des Winkels geschnitten wird, gilt als ausgewählt. Zwischen der Größe des Winkels γ und dem Zählerfaktor der Winkelzählprobe Z gilt der Zusammenhang

$$Z = 10^4 \cdot \sin\left(\frac{\gamma}{2}\right) \quad (3.1)$$

Ein ausgewählter Baum repräsentiert genau Z m² Grundfläche je Hektar. Da bei der Winkelzählprobe 4 ($Z = 4$, $\gamma \approx 2,3^\circ$) der BHD aller Auswahlbäume gemessen wird, lässt sich über diesen der maximale Abstand R_k zum Stichprobenpunkt herleiten, bis zu dem ein Baum k noch in die Auswahl gelangt. D.h. nur wenn R_k kleiner oder gleich der tatsächlichen Geländeentfernung des Baumes zum Stichprobenpunkt ist, wird er von den Schenkeln des Winkels γ geschnitten und gelangt in die Auswahl.

$$R_k = \frac{BHD_k}{2 \cdot \sin\left(\frac{\gamma}{2}\right)} \quad (3.2)$$

Durch Umformung erhält man den baumindividuellen Repräsentationsfaktor n_k , der schließlich für eine Hochrechnung von Einzelbaummerkmalen erforderlich ist. Jeder ausgewählte Baum repräsentiert folglich n_k Bäume je Hektar (3.3). Schneidet der Grenzkreis ($R_k^2\pi$) eines Baumes den Bestandesrand, muss dies bei der Berechnung von n_k über einen Korrekturfaktor berücksichtigt werden (vgl. BMELV 2008), da in diesem Fall die Auswahlwahrscheinlichkeit kleiner wird.

$$n_k = \frac{Z}{\frac{\pi}{4} \cdot BHD_k^2} \quad (3.3)$$

Für alle über die WZP 4 ausgewählten Bäume liegen Angaben zu Baumart, Baumalter, BHD, Höhen, Baumvolumen, Kronenschirmfläche und Stammfußkoordinaten vor. Aus diesem Baumkollektiv werden wesentliche Zielmerkmale der BWI wie Vorrat, Zuwachs oder Nutzung berechnet. Bilden die Bäume aus der WZP 4 den Hauptbestand, d.h. die Bestandesschicht auf der der wirtschaftliche Schwerpunkt liegt, wird aus den Kronenschirmflächen zusätzlich die normierte Standfläche gebildet. Die Summe der normierten Standflächen aller Bäume des Hauptbestandes an einer Traktecke ergibt immer genau einen Hektar. Auf diese Weise wird der Hauptbestand in ideelle Reinbestände aufgeteilt, deren Flächensumme dann der Fläche des gesamten bestockten Holzbodens in einer Auswertungsregion entspricht. Da die genauen Stammfußkoordinaten eines WZP 4-Baumes bekannt sind, kann bei einer Wiederholungsinventur festgestellt werden, ob es sich um einen überlebenden, einen ausgeschiedenen oder einen eingewachsenen Baum handelt. Zustandsgrößen zu einem Inventurzeitpunkt (z.B. Vorrat) werden aus den zu diesem Zeitpunkt erfassten, d.h. den überlebenden und eingewachsenen Bäumen hergeleitet. Die Berechnungen von Zuwachs und Nutzung erfolgen immer für die Periode zwischen zwei Inventurzeitpunkten (Vorinventur, Wiederholungsinventur). Für die überlebenden Bäume liegen Messwerte zu beiden Zeitpunkten vor. Messwerte eingewachsener Bäume (BHD, Baumhöhe, Alter) werden für den Zeitpunkt der Vorinventur modelliert und zwar unabhängig davon, ob der Baum bei der Vorinventur die Kluppschwelle überschritten hatte und im Grenzkreisradius der Winkelzählprobe lag. Sofern sich rechnerisch ein Alter von weniger als

1 Jahr zu Periodenbeginn ergeben hat, werden die Werte auf null gesetzt. Für die ausgeschiedenen Bäume wurden die Messwerte zur Periodenmitte geschätzt. Sowohl das BHD- als auch das Höhenwachstum werden dazu mit der Trendfunktion nach Sloboda modelliert (Sloboda 1971; BMELV 2008). Die baumartenspezifischen Modellkoeffizienten wurden deutschlandweit einheitlich anhand der wiederholt aufgenommenen Bäume der BWI 2 und BWI 3 ermittelt. Für alle drei Komponenten (überlebende, ausgeschiedene und eingewachsene Bäume) werden die Einzelbaumvolumina mit dem Programm BDATPro (Kublin 2003) abgeleitet. Die Differenz der Werte zwischen zwei Zeitpunkten sind die eigentlichen Zuwachsmerkmale. Bei eingewachsenen und überlebenden Bäumen sind das die Differenzen zwischen den Werten vom Periodenende (Wiederholungsinventur) und Periodenbeginn (Vorinventur), bei ausgeschiedenen Bäumen die Differenzen zwischen Werten von der Periodenmitte und Periodenbeginn. Die zur Periodenmitte modellierten Werte der ausgeschiedenen Bäume sind Eingangsgrößen für Abgangsrechnungen (z.B. ausgeschiedener Vorrat). Aus dem periodischen Einzelbaumzuwachs wird der jährliche Einzelbaumzuwachs durch Division mit der Anzahl der Vegetationsperioden zwischen zwei Aufnahmen ermittelt. Aus den periodischen Abgangswerten des ausgeschiedenen Bestandes, modelliert zur Periodenmitte, werden die jährlichen Werte durch Division mit der Anzahl der Kalenderjahre vom Periodenbeginn bis zum Periodenende ermittelt (BMELV 2008).

In den Probekreisen werden Bäume ab 20 cm Höhe bis < 7 cm BHD aufgenommen. Als Erhebungsmerkmale werden u.a. Baumart, Größenklasse und Verbissmerkmale angesprochen. Dieses Baumkollektiv ist die Grundlage für Auswertungen zur Zusammensetzung der Gehölzverjüngung. Bildeten diese Bäume den Hauptbestand, so wird zusätzlich die normierte Standfläche (s.o.) bzw. die ideelle Reinbestandsfläche geschätzt. Der Hektarbezug der Bäume aus den Probekreisen kann in einem Berechnungsschritt ermittelt werden und ergibt sich über

$$n_k = \frac{10000}{F} \quad (3.4)$$

mit F = Flächengröße des Probekreises in m^2 .

3.1.1.3 Auswertungsverfahren

Alle Schätzwerte für die Grundgesamtheit werden als Mittelwert- oder Ratioschätzer berechnet. Die Hochrechnung erfolgt über die Aggregationsebenen Objekt, Traktecke, Trakt, Verdichtungsgebiet (Gebiet mit einheitlicher Stichprobendichte), Gebiet (z.B. Bundesland, Wuchsgebiet, etc.). Die aufgeführten Berechnungen erfolgten in Anlehnung an BMELV (2008), Grundlage ist das bei der BWI 2 und BWI 3 in Niedersachsen gültige Inventurnetz mit 18.353 Traktecken. In einigen Fällen treten Dateninkonsistenzen auf, die bei der Berechnung berücksichtigt werden mussten:

- (a) Bei der Vorinventur wurde die Aufnahme an einer Traktecke im Wald vergessen bzw. die Ecke wurde während der Vorklärungsphase irrtümlich als Nichtwald klassifiziert und es fand daher keine Datenaufnahme statt. Es liegen jedoch Daten zum zweiten Inventurzeitpunkt vor.
- (b) Die Datenerhebung erfolgte mindestens zu einem Inventurzeitpunkt nicht an derselben Stelle, da die Traktecke im Gelände nicht wiedergefunden werden konnte. Es liegen zwar Daten vor, doch diese sind wegen des unterschiedlichen Aufnahmeortes nicht vergleichbar.
- (c) Eine Traktecke ist zu einem Inventurzeitpunkt nicht begehbar, es liegen jedoch Daten zu einem anderen Inventurzeitpunkt vor.

Eine Übersicht der zugrunde liegenden Traktecken liefert Tabelle 3-2.

Tabelle 3-2. Anzahl der Traktecken für Auswertungen der BWI 2 und BWI 3 in Niedersachsen

	BWI 2	BWI 3
Wald mit vergleichbaren Aufnahmen	3.728	3.753
Wald ohne vergleichbare Aufnahmen (M_{sO} , gem. a-c)	207	216
Wald (M_{sW})	3.935	3969
Nichtwald	14.417	14.384
gesamt	18.353	18.353

Vorhandene Daten der betroffenen Traktecken wurden bei der Berechnung von Zustandsgrößen und Fehlern nicht verwendet. Da es sich jedoch um reguläre Waldecken handelt, durften diese nicht komplett unberücksichtigt bleiben, um eine Unterschätzung des Zielmerkmals zu vermeiden. In den ersten Hochrechnungsschritt, d.h. bei der Summenbildung auf Traktebene, wurde daher ein einfacher Korrekturterm implementiert, der die Anzahl der betroffenen Traktecken einbezieht und für diese eine durchschnittliche Ausprägung des Zielmerkmals x (z.B. Vorrat) unterstellt. Zunächst wird das Zielmerkmal über die erfassten Objekte (Bäume) an der Traktecke j im Trakt i aggregiert

$$x_{ij} = \sum_{k=1}^z x_{ijk} \cdot n_{ijk} \quad (3.5)$$

wobei z = Anzahl der erfassten Objekte; j = Index für eine Traktecke; i = Index für einen Trakt.

Die Summe des Zielmerkmals am Trakt i unter Berücksichtigung des Korrekturterms ergibt sich dann über

$$x_i = \sum_{j=1}^{M_i} x_{ij} + \left(\frac{M_{sO}}{M_{sW} - M_{sO}} \cdot x_{ij} \right) \quad (3.6)$$

mit M_i = Anzahl der Traktecken an einem Trakt i (Wald und Nichtwald); M_{sW} = Anzahl aller Waldecken innerhalb eines Verdichtungsgebietes s ; M_{sO} = Anzahl der Waldecken ohne vergleichbare Datenaufnahme (gem. a-c) innerhalb eines Verdichtungsgebietes s .

Das arithmetische Mittel über alle Traktecken M_i im Trakt i ist die mittlere Ausprägung des Merkmals an dem Trakt

$$\bar{x}_i = \frac{1}{M_i} \sum_{j=1}^{M_i} x_{ij} = \frac{1}{M_i} x_i \quad (3.7)$$

Der Mittelwert im Auswertungsgebiet wird über die Anzahl aller Trakte (Wald u. Nichtwald) N geschätzt über

$$\bar{x} = \frac{\sum_{i=1}^N M_i \cdot \bar{x}_i}{\sum_{i=1}^N M_i} \quad (3.8)$$

Die Summe im Auswertungsgebiet bei bekannter Flächengröße A erhält man durch

$$x = \bar{x} \cdot A \quad (3.9)$$

Und schließlich sind die Varianzschätzer definiert als

$$v(\bar{x}) = \frac{1}{\left(\sum_{i=1}^N M_i\right)^2} \cdot \frac{N}{N-1} \cdot \sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x} \cdot M_i)^2 \quad (3.10)$$

und

$$v(x) = v(\bar{x} \cdot A) \quad (3.11)$$

Die aufgeführten Hochrechnungen gelten für Gebiete mit einheitlicher Stichproben- also Gitternetzdicke. Erfolgen die Berechnungen für Gebiete mit verschiedenen Gitternetzichten, wie z. B. innerhalb des Landes Niedersachsen, so müssen die Gewichte dieser Straten berücksichtigt werden. Das Gewicht W eines Stratum s ist das Verhältnis der Flächengröße des Stratum zur gesamten Flächengröße des Auswertungsgebietes. Die Berechnungen der Schätzer innerhalb der Straten erfolgen zunächst analog zu (3.5) - (3.11). Für die gewichteten Schätzer gilt dann

$$\bar{x} = \sum_{s=1}^L W_s \cdot \bar{x}_s \quad (3.12)$$

$$v(\bar{x}) = \sum_{s=1}^L W_s^2 \cdot v(\bar{x}_s) \quad (3.13)$$

$$x = \sum_{s=1}^L x_s \quad (3.14)$$

$$v(x) = \sum_{s=1}^L v(x_s) \quad (3.15)$$

wobei L die Anzahl der Straten innerhalb des Auswertungsgebietes ist. Ratioschätzer (z.B. Vorrat je Hektar) sind definiert als

$$R = \frac{x}{y} = \frac{\bar{x}}{\bar{y}} \quad (3.16)$$

wobei x und analog auch y über (3.5) - (3.9) berechnet werden und bei mehreren Verdichtungsgebieten zusätzlich über (3.12) bzw. (3.14) zu berücksichtigen sind. Die Varianz eines Ratioschätzers wird ausgedrückt über

$$v(R) = \frac{1}{\left(\sum_{i=1}^N y_i\right)^2} \cdot \frac{N}{N-1} \cdot \sum_{i=1}^N (x_i - R \cdot y_i)^2 \quad (3.17)$$

Bei mehreren Verdichtungsgebieten müssen wieder die Straten Gewichte mit berücksichtigt werden

$$v(R) = \frac{1}{\bar{y}^2} \cdot \sum_{s=1}^L W_s^2 (v(\bar{x}_s) + R^2 \cdot v(\bar{y}_s) - 2R \cdot c(\bar{x}_s, \bar{y}_s)) \quad (3.18)$$

Die Varianzen der Mittelwerte \bar{x}_h, \bar{y}_h innerhalb eines Stratums ergeben sich aus (3.10).

Der Schätzer für die Kovarianz lautet

$$c(\bar{x}_s, \bar{y}_s) = \frac{1}{\left(\sum_{i=1}^{N_s} M_{si}\right)^2} \cdot \frac{N_s}{N_s - 1} \sum_{i=1}^{N_s} (x_{si} - \bar{x}_s M_{si})(y_{si} - \bar{y}_s M_{si}) \quad (3.19)$$

3.2 Wachstumsmodellierung

3.2.1 Waldwachstumsmodelle

Unter einem Modell wird allgemein die abstrahierte Nachbildung eines realen Systems verstanden (Stachowiak 1973). Ein wesentliches Ziel der Waldwachstumsforschung besteht darin, den Waldbestand als System anhand von gesicherten Erkenntnissen modellhaft abzubilden (Pretzsch 2009). Die Komplexität des Modells hängt dabei von der Anzahl der zu implementierenden Attribute und deren Kausalbeziehungen und damit letztlich vom Ziel und Zweck des Modells ab. Je nach Modelltyp und betrachteter Informationseinheit werden Waldwachstumsmodelle von verschiedenen Autoren nach diversen Kriterien klassifiziert (Clutter et al. 1983; Wenk et al. 1990; Vanclay 1995).

Die Einteilung nach Pretzsch (2002) unterscheidet fünf Typen von Waldwachstumsmodellen: Bestandesmodelle beschreiben die Entwicklung von mittleren Bestandeskennwerten wie Vorrat, Höhe oder Stammzahl und dienen primär der Beurteilung und Planung forstlicher Maßnahmen. Verteilungsmodelle stellen eine Erweiterung der Bestandesmodelle dar und beinhalten zusätzlich Stammzahlfrequenzen (Clutter u. Bennett 1965). Diese erlauben stratifizierte Aussagen über die Bestandesentwicklung bspw. in verschiedenen Durchmesserklassen und somit eine genauere Abschätzung der Wertleistung. Einzelbaummodelle beschreiben das Wachstum bzw. die Interaktion von Bäumen innerhalb eines Bestandes und besitzen damit einen wesentlich höheren Komplexitätsgrad als Bestandesmodelle. Kleinflächen- oder Gap-Modelle simulieren das Einzelbaumwachstum auf Teilflächen eines Bestandes (patches) und beziehen die dort herrschenden Standortbedingungen ein (Botkin et al. 1972; Bugmann 1994; Lexer u. Hönninger 2001). Das Wachstum wird somit einerseits statistisch beschrieben und andererseits ökophysiologisch erklärt. Ökophysiologische Prozessmodelle bilden das Baum- und Bestandeswachstum auf Basis von ökosystemaren Mechanismen nach wie z.B. Nährstoff- und Wasserkreislauf, Photosyntheserate oder Evapotranspiration. Dabei steht die Beziehung des Einzelbaumes zu anderen Elementen des Ökosystems wie dem Boden oder der Atmosphäre im Vordergrund. Beispiele für Prozessmodelle finden sich bei z.B. bei McMurtie et al. (1990), Sands et al. (2000) und Clark et al. (2001).

Ein wesentliches Ziel von Waldwachstumsmodellen besteht in ihrer Funktion als Prognose- und Entscheidungshilfe für die Forstwirtschaft. So lassen sich ertragskundliche und betriebswirtschaftliche Resultate, die sich aus bestimmten forstlichen Behandlungsprogrammen ergeben, ableiten. Daneben können Modelle aber auch als Forschungsinstrumente verwendet werden, um bspw. Waldentwicklungen unter variierenden Einflussgrößen zu prognostizieren. In diesem Zusammenhang bilden Modelle eine wertvolle Ergänzung zu praktischen Versuchsreihen. Da anhand von Simulationsläufen in vielen Fällen

Hypothesen getestet werden können, muss nicht auf jede neu aufkommende Fragestellung mit der Anlage langfristiger Monitoringflächen reagiert werden (Pretzsch 2002).

Aufgrund ihres übergeordneten Stellenwertes in der forstlichen Praxis und Forschung soll im Folgenden kurz auf die Bestandesmodelle sowie detaillierter auf die Einzelbaummodelle eingegangen werden, welche ein Kernelement der vorliegenden Arbeit darstellen.

3.2.2 Bestandesmodelle

In der forstlichen Planung finden Bestandesmodelle in Form von Ertragstafeln häufig Anwendung und bilden bereits seit dem späten 17. Jahrhundert einen Schwerpunkt in der Waldwachstumsforschung (Kramer 1988). Unter dem Begriff Ertragstafel versteht man tabellarische Übersichten, die für bestimmte Baumarten unter Berücksichtigung von Standortgüte und Behandlungsart den Wachstumsgang und die Nutzung im Laufe des Bestandeslebens quantifizieren. Die Tabellen enthalten für gleichaltrige Reinbestände nach statistischen Methoden berechnete Durchschnittswerte wichtiger Bestandeskenngrößen wie Stammzahl, Höhe, Grundfläche, Vorrat oder Zuwachs, die aus den Messdaten langfristig beobachteter Versuchsflächen abgeleitet werden. Für den Praktiker stellen Ertragstafeln im Rahmen der ihnen zugrundeliegenden waldbaulichen Behandlungsvarianten wichtige Orientierungshilfen bei der Bewirtschaftung dar. Eine Übersicht über Methodik und Anwendung sowie über die am häufigsten verwendeten Ertragstafeln findet sich u.a. bei Kramer (1988) und Pretzsch (2002).

Die waldbaulichen Zielsetzungen, die im Rahmen einer multifunktionalen Waldwirtschaft umgesetzt werden sollen, haben sich in den letzten beiden Jahrzehnten jedoch deutlich verändert. Eine zunehmend naturnah ausgerichtete Nutzung sieht eine deutliche Vermehrung strukturreicher Mischwälder vor (z.B. LÖWE- Programm). Vor dem Hintergrund einer zu erwartenden Zunahme extremer Witterungsereignisse und sich ändernden großklimatischen Verhältnissen (z.B. Niederschlags-, Temperatursummen) wird durch Struktureichtum, Baumartenvielfalt und standortgerechte Baumartenwahl eine erhöhte Stabilität der Waldbestände und damit eine Risikominimierung angestrebt. Die Anwendung von Ertragstafeln auf ungleichaltrige Mischbestände ist jedoch nicht mehr ohne Weiteres möglich (Monserud u. Sterba 1996), so dass zur Planung und Bewirtschaftung Einzelbaumwachstumsmodelle entwickelt wurden.

3.2.3 Einzelbaummodelle

Der Ansatz der Modellierung des Einzelbaumwachstums wurde erstmals von Newnham (1964) aufgegriffen. Die weitere Entwicklung vollzog sich zunächst vor allem im nordamerikanischen Raum (z.B. Bella 1971; Stage 1973; Ek u. Monserud 1974; Wykoff 1990), bevor in Europa seit Anfang der 90er Jahre vermehrt Einzelbaummodelle publiziert wurden (Pretzsch 1992; Hasenauer 1994; Monserud u. Sterba 1996; Nagel 1999).

Einzelbaummodelle bestehen aus einem System interagierender statistischer Modelle, anhand dessen sich Wachstum, Mortalität oder Verjüngung für einen individuellen Baum innerhalb eines Bestandes vorhersagen lassen. Ein Waldbestand wird demnach als Aggregation einzelner Bäume verschiedener Arten, Alter und Dimensionen aufgefasst. Durch Verrechnung der Einzelbaumattribute lassen sich so Bestandeskenngrößen ableiten (z.B. Vorrat, Oberhöhe, Durchmesser- und Altersverteilung etc.). Ein großer Vorteil gegenüber den Bestandesmodellen liegt in der hohen Flexibilität begründet. So erlauben Einzelbaummodelle sowohl Vorhersagen für gleichaltrige Reinbestände als auch für heterogene Waldbestände, in denen Baumartenzusammensetzung, Alters- und Vertikalstruktur und Raumbesetzungsmuster nahezu beliebig variieren können.

Im einfachsten Fall besteht ein Einzelbaummodell aus zwei Gleichungen, die den Durchmesser- und den Höhenzuwachs prognostizieren und somit das Wachstum eines betrachteten Waldbestandes erlauben. Dabei werden zwei wesentliche Konzepte

unterschieden: Bei der Methode der Potenzial-Modifizierung erfolgt die Zuwachssteuerung über einen zu erwartenden maximalen Zuwachs multipliziert mit einem Reduktionsfaktor. Für den potenziellen Zuwachs wird oftmals eine arten- und standortspezifische nichtlineare Grundfunktion unterstellt. Der Reduktionsterm fasst diverse Faktoren zusammen, die das Wachstum beeinflussen und sich aus Konkurrenzsituationen, Einzelbaum-, Bestandes- oder Standortattributen ergeben. Der tatsächliche Zuwachs resultiert somit durch eine Niveauverschiebung der Grundfunktion. Dieser Ansatz gilt als robust und verhindert, dass der Vorhersagewerte oberhalb des durch die Grundfunktion vorgegebenen Verlaufs liegen und damit als unplausibel gelten. Allerdings ist die Herleitung bzw. zuverlässige Parametrisierung der Maximalfunktion anhand von Versuchsreihen äußerst schwierig und oft inkonsistent (Wykoff 1990).

Bei der Methode der direkten Zuwachsschätzung bilden Standorts-, Bestandes- und Einzelbaumcharakteristika die Kovariablen im Modell. Der Zuwachs wird direkt als Funktion elementarer Einflussfaktoren wie Baumdimension, Standorteigenschaften, Bestandeskenngößen und Konkurrenzverhältnissen abgebildet, wodurch die Modellparametrisierung in einem Schritt erfolgt.

3.2.4 Aufstellung von Wachstumsmodellen für ALn

Zur rechnergestützten Simulation und Prognose des Waldwachstums wurden an der NW-FVA die Softwaresysteme *BWINPro* (Nagel 1999; Nagel u. Schmidt 2006; Nagel et al. 2006) und *WaldPlaner* (Hansen u. Nagel 2014) entwickelt. Ein Kernelement beider Programme bildet das statistische Waldwachstumsmodell *TreeGrOSS*, das aus einem System interagierender Gleichungen besteht, anhand derer jeder einzelne Baum eines Bestandes in seiner Entwicklung beschrieben wird. Das Baumwachstum wird dabei stark abstrahiert und ist auf den BHD- und Höhenzuwachs reduziert. Als den Zuwachs beeinflussende Größen werden standardmäßig das Alter, die Kronenmantelfläche und ein Kronenkonkurrenzindex verwendet. Über den spezifischen Standraumbedarf der Baumarten, welcher sich hauptsächlich aus der Kronengröße ergibt, werden die Mischbestandseffekte im Modell realisiert. Die Kronengröße wird aus der Höhe, dem Kronenansatz und der Kronenbreite für einen unterstellten Paraboloiden berechnet, wobei die für die Kronenmantelfläche und den Kronenkonkurrenzindex notwendigen Kroneninformationen über statische Funktionen aus dem BHD, der Höhe und der Bestandesoberhöhe geschätzt werden. Eine weitere wichtige Funktion des Wachstumsmodells ist die alters- und dichtebedingte Mortalität, bei der ein Baum ausscheidet. Alle Funktionen werden nach Möglichkeit baumartenweise parametrisiert. Neben diesen grundlegenden Funktionen existiert zur simulationsbasierten Analyse eine Vielzahl weiterer Routinen zur Bestandesgenerierung, Durchführung forstlicher Eingriffe und Sortimentierung, Simulation von Einwuchs und Verjüngung oder Bestandesvisualisierung (Duda 2006). Prinzipiell steht es dem Benutzer frei, eigene Funktionen in das Modell zu integrieren bzw. bereits vorhandene zu modifizieren.

Die Wachstumsfunktionen für die Hauptbaumarten wurden anhand des Versuchsflächenmaterials der NW-FVA parametrisiert (Nagel 1999; Nagel et al. 2006), wobei eine Neuanpassung in mehrjährigen Abständen auf Basis des aktualisierten Datenstandes erfolgt. Für die ALn-Arten existieren dagegen kaum ertragskundliche Versuchsflächen. Die aus dem Datenpool der NW-FVA verfügbaren Einzelbaummessungen stammen bis auf wenige Ausnahmen aus Versuchsreihen mit zufälliger und entsprechend geringer ALn-Beimischung. Eine zuverlässige Prognose des Einzelbaumwachstums dieser Artengruppe war bisher nicht möglich, da die verwendeten Modelle entweder auf sehr begrenztem Datenmaterial aufbauten oder stattdessen provisorisch Funktionen der Hauptbaumarten Buche und Eiche verwendet wurden. Vor diesem Hintergrund war eine Aufstellung der zur Wachstumsmodellierung erforderlichen Basis-Funktionen notwendig. Primäres Ziel war es zunächst anhand diverser Quellen einen Parametrisierungsdatensatz zu generieren, um daran

die Modellanpassungen vorzunehmen. Soweit dies bedingt durch die Datenlage nicht möglich war, wurden die übrigen Funktionen ergänzt, indem eine Literaturrecherche nach geeigneten Modellen durchgeführt wurde. Die vervollständigten Modellsätze wurden abschließend in das Paket TreeGrOSS integriert.

3.2.4.1 Auswahl der Datengrundlage

In einem ersten Schritt wurde ein Parametrisierungsdatensatz aus den Einzelbaummessungen der Bundeswaldinventuren 1+2, der Inventurstudie 2008, der Kontrollstichprobe der Niedersächsischen Landesforsten (BI) sowie des Versuchsflächenmaterials der NW-FVA, inklusive der niedersächsischen Naturwälder, zusammengestellt. Bei den Bundeswaldinventuren und der Inventurstudie wurden die Daten der Länder Niedersachsen, Schleswig-Holstein und Sachsen-Anhalt verwendet. Dieser Datensatz bildete die Grundlage für die baumartenweise Neuentwicklung bzw. Neuparametrisierung der notwendigen Funktionen. Durch die systematische Verteilung der Inventurpunkte ist sichergestellt, dass die Wuchsverhältnisse im nordwestdeutschen Raum repräsentativ erfasst sind, was bei der Modellanpassung ein entscheidendes Kriterium darstellt. Außerdem erlaubte die Wiederholungsaufnahme der Bundeswaldinventur (bzw. Inventurstudie) und der Betriebsinventur der Nds. Landesforsten die Aufstellung von echten Zeitreihen mit mindestens einem und maximal zwei Messintervallen. Dies war insbesondere bei der Herleitung der Zuwachsfunktionen von BHD oder Baumhöhe von Bedeutung.

Ergänzend wurde eine Literaturrecherche bisher veröffentlichter Wachstumsmodelle durchgeführt. Der Fokus wurde dabei auf Veröffentlichungen aus Mitteleuropa gerichtet. Zwar liegen insbesondere für Birke, Erle und z. T. Aspe zahlreiche Untersuchungen aus Skandinavien vor, jedoch lassen sich die Wachstumsmodelle bedingt durch relativ große klimatische Unterschiede gegenüber in Nordwestdeutschland vorherrschenden Bedingungen nicht zuverlässig anwenden. Für Sandbirke, Moorbirke, Roterle, Grauerle und diverse Pappelsorten liegen Bestandesmodelle in Form von Ertragstafeln vor, welche im deutschsprachigen Raum häufig Anwendung finden (Tabelle 3-3). Daneben existiert noch eine sehr begrenzte Anzahl an Einzelbaummodellen, die den Durchmesser- und/ oder Höhenzuwachs, den Kronenansatz und/ oder Kronenbreite oder das Baumvolumen beschreiben.

In Tabelle 3-4 ist baumartenweise die Anzahl der Datensätze dargestellt, die zur Parametrisierung der in TreeGrOSS erforderlichen und standardmäßig implementierten Funktionen verwendet wurden. Die Erlen-, Pappel- und Weidenarten wurden jeweils zusammengefasst, da eine einzelne Betrachtung wegen oftmals nur sporadischer Vorkommen nicht zweckmäßig erschien.

Bei bestimmten Funktionen erwies sich der Parametrisierungsdatensatz jedoch als nicht ausreichend. So lag bspw. für die Ermittlung von Volumen- oder Kronenbreitenfunktion bei allen Baumarten eine zu geringe Anzahl an Messungen vor, wodurch eine stabile Modellschätzung nicht möglich war. In diesen Fällen wurde auf Funktionen zurückgegriffen, die im Rahmen der Literaturrecherche ermittelt wurden. Für diese Funktionen wurde gesondert eine Plausibilitätskontrolle anhand von Testdaten vorgenommen, so dass die konsistente Anwendbarkeit sichergestellt werden konnte.

3 Material und Methoden

Tabelle 3-3. Recherchierte Wachstumsmodelle für die ALn-Arten. B: Bestandeswuchsmodell; E: Einzelbaumzuwachs (Höhe u./o. BHD); K: Kronendimensionen; V: Einzelbaumvolumen

Baumart	Quelle	B	E	K	V
Sandbirke	Schwappach (1903)	+			
	Gerold (1977)				+
	Lockow (1997a)	+			+
	Prevosto et al. (1999)		+	+	
	Hein et al. (2009)		+	+	
Moorbirke	Lockow (1997b)	+			+
Roterle	Mitscherlich (1945)	+			
	Lockow (1995a)	+			+
	Lockow (1995b)				+
	Thibaut et al. (2004)	+			
	Schröder (2006)		+	+	
Grauerle	Lockow u. Schrötter (2004)	+			+
Pappel	Crocoll (1954)	+			
	Knapp (1963)				+
	Rätzel (1969)	+			
	Knapp (1973)	+			
Eberesche	Hillebrand (1996)	+		+	+
Weide	-				

Tabelle 3-4. Elementare Funktionen in TreeGrOSS und Anzahl der zur Parametrisierung verwendeten Datensätze bzw. Quelle der alternativ verwendeten Funktion

Baumart	Funktion	Anzahl Datensätze	alternativ verwendet
Sandbirke	Einzelbaumvolumen	-	Gerold (1977)
	Kronenbreite	-	Hein et al. (2009)
	Kronenansatz	3372	-
	Site Index	-	Lockow (1997a)
	max. Höhenzuwachs	4426	-
	Höhenzuwachs	2305	-
	Durchmesserzuwachs	2627	-
	max. Bestandesdichte	1017	-
Moorbirke	max. Alter	10480	-
	Einzelbaumvolumen	-	Gerold (1977)
	Kronenbreite	(829)	Hein et al. (2009)
	Kronenansatz	1940	-
	Site Index	170	-
	max. Höhenzuwachs	922	-
	Höhenzuwachs	483	-
	Durchmesserzuwachs	2776	-
Roterle, Grauerle	max. Bestandesdichte	1017	-
	max. Alter	2675	-
	Einzelbaumvolumen	-	Lockow (1995b)
	Kronenbreite	-	Schröder (2006)
	Kronenansatz	2317	-
	Site Index	-	Lockow (1995a)
	max. Höhenzuwachs	2166	-
	Höhenzuwachs	1137	-
Pappel, Aspe	Durchmesserzuwachs	3576	-
	max. Bestandesdichte	1006	-
	max. Alter	9994	-
	Einzelbaumvolumen	-	Knapp (1963)
	Kronenbreite	-	(Eiche, Döbbeler et al. (2001))
	Kronenansatz	386	-
	Site Index	-	Rätzel (1969)
	max. Höhenzuwachs	806	-
Eberesche	Höhenzuwachs	418	-
	Durchmesserzuwachs	593	-
	max. Bestandesdichte	185	-
	max. Alter	3004	-
	Einzelbaumvolumen	-	Hillebrand (1996)
	Kronenbreite	-	Hillebrand (1996)
	Kronenansatz	889	-
	Site Index	74	-
Weide	max. Höhenzuwachs	242	-
	Höhenzuwachs	-	Hillebrand (1996)
	Durchmesserzuwachs	394	-
	max. Bestandesdichte	986	-
	max. Alter	1967	-
	Einzelbaumvolumen	-	Knapp (1963)
	Kronenbreite	-	(Eiche, Döbbeler et al. (2001))
	Kronenansatz	185	-
	Site Index	91	-
	max. Höhenzuwachs	164	-
	Höhenzuwachs	90	-
	Durchmesserzuwachs	170	-
	max. Bestandesdichte	536	-
	max. Alter	1437	-

3.2.4.2 Einzelbaumvolumen

Das Volumen einzelner Bäume lässt sich anhand verschiedener Funktionstypen ermitteln. Kramer u. Akça (2002) unterscheiden dabei drei Fälle. Zum einen lässt sich das Volumen lediglich in Abhängigkeit des BHD bestimmen, wobei der Gültigkeitsbereich auf bestimmte Altersklassen in kleineren, standörtlich homogenen Gebieten beschränkt ist. Wird als zusätzliche Eingangsgröße die Baumhöhe berücksichtigt, erweitert sich der Geltungsbereich und die Genauigkeit der Modelle entspricht in etwa den in der Forstpraxis gängigen Massentafeln. Als weitere Alternative wird das Volumen aus dem BHD, der Baumhöhe und einem weiteren, in bestimmter Stammhöhe erfassten Durchmesser berechnet. Dabei wird die individuelle Formigkeit des Baumes berücksichtigt, wodurch sich eine höhere Genauigkeit ergibt. Da die Erfassung eines oberen Durchmessers am stehenden Baum mit erhöhtem Messaufwand verbunden ist, erfolgt diese bei Feldaufnahmen in der Regel nur an einem Teilkollektiv oder wird komplett vernachlässigt. In diesem Fall muss zur Verwendung der Volumenfunktion der obere Durchmesser aus vorhandenen Baumattributen zusätzlich modelliert werden (Kublin 2002). Aus den in der Literaturrecherche ermittelten Funktionen wurden daher diejenigen ausgewählt, die das Derbholzvolumen lediglich aus dem BHD und der Baumhöhe schätzen. Da für die Baumart Weide kein spezifisches Modell gefunden werden konnte, wurde näherungsweise die Volumenfunktion der Pappel verwendet (Tabelle 3-5).

Tabelle 3-5. Ermittelte Derbholzvolumenfunktionen für ALn

Baumart	Funktion
Sandbirke Moorbirke	$v_i = 0,88 \cdot \left[0,482 \cdot (h_i - 1) + 0,1145 \cdot h_i \cdot \left(\frac{bhd_i - 12}{1,8 \cdot bhd_i - 10} \right) \right] \cdot \pi \cdot \left(\frac{bhd_i}{200} \right)^2 \quad (3.20)$
Roterle Grauerle	$v_i = e^{-10,2627542 + 2,155528 \ln(bhd_i) + 0,976678 \ln(h_i) - 0,043148 \ln(bhd_i)^2 + 0,01076 \ln(h_i)^2} \cdot \left(1,811999 - 7,382763 \cdot \left(\frac{1}{bhd_i} \right) - 0,032335 \cdot bhd_i + 0,0005276708 \cdot bhd_i^2 - 0,00000246995 \cdot bhd_i^3 \right) \quad (3.21)$
Pappel Weide	$v_i = e^{[-4,657 + 1,905 \log_{10}(bhd_i) + 1,229 \log_{10}(h_i)] \ln(10)} \quad (3.22)$
Eberesche	$v_i = 0,000904 + 0,96266 \cdot \left(0,0000272 \cdot bhd_i^2 h_i + 0,00007719 \cdot bhd_i h_i + 0,000058 \cdot h_i \right) + 0,13248 \cdot \left(0,0000272 \cdot bhd_i^2 h_i + 0,00007719 \cdot bhd_i h_i + 0,000058 \cdot h_i \right)^2 \quad (3.23)$

mit v_i = Derbholzvolumen [m³]; bhd_i = Brusthöhendurchmesser [cm]; h_i = Baumhöhe [m]

3.2.4.3 Kronenbreite

Die Kronenbreite bildet im Simulationssystem eine wichtige Eingangsgröße zur Ermittlung der einzelbaumbezogenen Konkurrenzsituationen und damit der Zuwachsschätzung. Die Modellierung der Kronenbreite erfolgt in der Regel auf Basis von Ablotungen der Kronenränder und der Bestimmung der Horizontalabstände zwischen der Position des Stammfußes und dem jeweiligen Ablotungspunkt. Aus den erfassten Abständen bzw. Kronenradien wird die mittlere Kronenbreite hergeleitet, die eine straffe Beziehung mit dem BHD aufweist und dementsprechend oftmals als Funktion dessen beschrieben wird (Nagel 1999; Rautiainen u. Stenberg 2005; Jordan u. Ducey 2007; Sanchez-Gonzalez et al. 2007). Da in den Stichprobeninventuren (BWI und BI) keine Kronenbreitenmessungen vorgenommen werden, liegt für die untersuchten Baumarten nur eine sehr begrenzte Anzahl an Messungen aus den Versuchsflächen der NW-FVA vor. Lediglich für Moorbirke ist die Datengrundlage zufriedenstellend, allerdings stammen diese ausschließlich aus einer Versuchsfläche, in der die Moorbirke explizit freigestellt wird und so relativ breite Kronen aufweist. Daher wurden mit der Funktion für Sandbirke von Hein et al. (2009) anhand von BHD-Messwerten aus den Parametrisierungsdaten Kronenbreiten kb [m] generiert. Diese wurden mit den Messwerten der Moorbirken-Versuchsfläche zu einem neuen Parametrisierungsdatensatz vermengt. Ein gemeinsames Modell für beide Birkenarten erfolgte dann durch linearen Ausgleich über

$$kb_i = a + b \cdot bhd_i \quad (3.24)$$

Die für die übrigen Baumarten verwendeten Modelle zeigt Tabelle 3-6. Die Kronenbreiten der Roterle und Eberesche wurden ebenfalls ausschließlich als Funktion des BHD modelliert. Zur näherungsweise Bestimmung der Kronenbreite bei Pappel und Weide wurde mangels verfügbarer Quellen die in TreeGrOSS standardmäßig für Eiche verwendete Funktion übernommen.

Tabelle 3-6. Ermittelte Kronenbreitenfunktionen für ALn

Baumart	Funktion	
Roterle Grauerle	$kb_i = 0,1104 + 0,1561 \cdot bhd_i$	(3.25)
Eberesche	$kb_i = 1,02199 + 0,13849 \cdot bhd_i$	(3.26)
Pappel Weide (Eiche)	$kb_i = 2,6618 + 0,1152 \cdot bhd_i \cdot \left[1 - e^{-e^{\left(\frac{bhd_i}{8,3381}\right)^{1,4083}}} \right]$	(3.27)

mit kb_i = Kronenbreite [m]; bhd_i = Brusthöhendurchmesser [cm]

3.2.4.4 Kronenansatz

Neben der Kronenbreite bildet die Bestimmung der Höhe des Kronenansatzes die zweite wichtige Dimension zur Modellierung der räumlichen Ausdehnung der Kronenoberfläche bzw. Kronenmantelfläche. In ihrer Eigenschaft als Photosyntheseapparat bestimmt die Kronengröße maßgeblich den Massezuwachs eines Baumes und wird daher häufig bei der Modellierung des Einzelbaumwachstums verwendet (Davies u. Pommerening 2008). Daneben ist der Kronenansatz Ausdruck langfristiger Konkurrenzverhältnisse, denen ein betrachteter Baum in der Vergangenheit ausgesetzt war (Petersson 1997). Im Allgemeinen nimmt bei hohem Dichtstand das Kronenverhältnis bezogen auf die Baumhöhe ab, solitär aufgewachsene Bäume weisen demgegenüber tiefer ansetzende Kronen auf. Weiterhin ist die Kronenansatzhöhe ein wichtiger Indikator bei der Stammaushaltung und Sortimentierung sowie für die Stabilität gegenüber Windwurf. Modelle zur Prognose der Kronenansatzhöhe wurden z.B. von Ek (1974), McAlpine u. Hobbs (1994), Hasenauer (1997), Petersson (1997), Nagel (1999), Schmidt (2001), Pretzsch et al. (2002), Temesgen et al. (2005), Davies u. Pommerening (2008) und Hein u. Spiecker (2008) präsentiert. Als Kovariablen wurden in einigen Fällen neben Einzelbaumkenngrößen auch Konkurrenz- oder Standortverhältnisse einbezogen. Im vorliegenden Ansatz wurde darauf verzichtet, da die Kronenansatzhöhe durch Einzelbaumattribute gut beschrieben werden kann. Es wurden fünf Modelle ausgewählt (Tabelle 3-7) und baumartenweise parametrisiert, wobei das Modell mit den besten Anpassungsstatistiken beibehalten wurde.

Tabelle 3-7. Modelle zur Schätzung der Kronenansatzhöhe für ALn

Quelle	Funktion	
Schmidt (2001)	$ka_i = h_i \cdot \left(1 - e^{-\left a+b \cdot \frac{h_i}{bhd_i} + c \cdot bhd_i + d \cdot \ln(ho) \right } \right)$	(3.28)
Nagel (1999)	$ka_i = h_i \cdot \left(1 - e^{-\left(a+b \cdot \frac{h_i}{bhd_i} \right)^2} \right)$	(3.29)
Pretzsch et al. (2002)	$ka_i = h_i \cdot \left(1 - e^{-\left(a+b \cdot \frac{h_i}{bhd_i} + c \cdot bhd_i \right)} \right)$	(3.30)
Ek (1974)	$ka_i = h_i \cdot e^{(a \cdot h_i^b \cdot bhd_i)}$	(3.31)
Hein et al. (2009)	$\ln(ka_i) = a + b \cdot bhd_i + c \cdot h_i + d \cdot alt_i$	(3.32)

mit ka_i = Höhe des Kronenansatzes [m]; bhd_i = Brusthöhendurchmesser [cm]; h_i = Baumhöhe [m]; alt_i = Baumalter [Jahre]; ho = Bestandesoberhöhe [m]; $a-d$ = Modellparameter

3.2.4.5 Site Index

Der Site Index gibt an, welche Höhe ein Bestand in einem bestimmten Bezugsalter erreichen wird. Nach dem erweiterten *Eichhorn'schen Gesetz* ist die Gesamtwuchsleistung eines Bestandes eine Funktion der Bestandeshöhe (Pretzsch 2002), so dass der Site Index in der Forstpraxis standardmäßig als Maß für die Produktivität eines Standortes Anwendung findet. Im deutschsprachigen Raum ist er definiert als die Bestandesoberhöhe im Alter 100 und wird synonym als *Absolute Oberhöhenbonität* bezeichnet. Die Bestimmung des Site Index kann anhand von Ertragstafeltabellen erfolgen oder durch Funktionalisierung der Alters-Oberhöhenbeziehung, wobei zwischen statischem und dynamischem Ansatz unterschieden wird. Die allgemeine Funktionsform bei der statischen Modellierung lässt sich ausdrücken über $Y = f(t, S, \beta)$, wobei Y die vorhergesagte Bestandesoberhöhe im Alter t ist, S der Site Index bei einem festen Bezugsalter und β der Parametervektor mit $\beta_1 \dots \beta_n$. Dynamische Modelle besitzen die allgemeine Form $Y = f(t, t_0, Y_0, \beta)$, wobei Y_0 den Funktionswert im Alter t_0 darstellt. Diese Art der Modelle werden auch als invariant bzgl. des Ausgangsalters bezeichnet, da der Vorhersagewert von Y zum Zeitpunkt t stets identisch ist, unabhängig davon welcher Punkt (t_0, Y_0) auf der spezifischen Alters-Höhenkurve zur Vorhersage verwendet wird. Aufgrund der höheren Flexibilität findet der Ansatz der dynamischen Modellierung häufig Anwendung (Literatur s. Cieszewski et al. 2007). Als Ausgangsmodelle werden in beiden Ansätzen Wachstumsfunktionen verwendet, die die Höhe als Funktion des Alters modellieren und ein biologisch plausibles Verhalten abbilden sollen. In Anlehnung an Dieguez-Aranda et al. (2006) zählen zu den wichtigsten Kriterien: (1) sigmoider Kurvenverlauf mit Wendepunkt; (2) horizontale Asymptote bei hohen Alterswerten; (3) Verlauf durch den Koordinatenursprung, d.h. im Alter null ist die korrespondierende Höhe null; (4) negativer Zuwachs muss ausgeschlossen werden. Je nachdem, ob ein oder mehrere Modellparameter β als Funktion des Standortes abgebildet werden und das Ausgangsmodell damit in eine dreidimensionalen Form überführt wird (Cieszewski et al. 2007), spricht man von anamorphen oder polymorphen Site Index-Systemen. Wird bspw. nur die Asymptote der Wachstumsfunktion als standortssensitiv modelliert, die Skalierungs- und Formparameter jedoch nicht, führt dies zu einem gleichbleibenden Verhältnis der Höhenverläufe zwischen unterschiedlichen Site Indizes (anamorphes System). Die Asymptote hingegen variiert je nach Site Index-Niveau. Wird anstatt der Asymptote ein formbestimmender Parameter als Funktion des Standortes modelliert, besitzt die Kurvenschar eine gemeinsame Asymptote bei unterschiedlichen Kurvenverläufen (polymorphes System). Als Erweiterung sind sowohl die Kurvenform als auch die Asymptote standortssensitiv und damit variabel (Cieszewski et al. 2007). Die Substitution der Parameter im Ausgangsmodell durch standortsabhängige Variablen (bspw. t_0, Y_0) führt zur sog. algebraischen Differenzenform (Bailey u. Clutter 1974; Cieszewski u. Bailey 2000), so dass über die Eingangsgrößen Alter und Höhe der zugehörige Site Index in einem beliebigen Bezugsalter bestimmt werden kann. Dieser Ansatz findet verbreitet Anwendung (z.B. Erkişon et al. 1997; Johansson 1999b; Corral Rivas et al. 2004; Dieguez-Aranda et al. 2006; Cieszewski et al. 2007).

Für die Baumarten Sandbirke, Moorbirke und Eberesche liegen Site Index-Funktionen in algebraischer Differenzenform vor, die sowohl für die Bestandesoberhöhen als auch für Bestandesmittelhöhen aufgestellt wurden (Hillebrand 1996; Lockow 1997a, 1997b). Die Site Index-Funktion für Roterle (Lockow 1995a) ist demgegenüber statisch, d.h. die Funktion liefert nach Einsetzen eines Ausgangswertepaares (Alter, Höhe) als Ergebnis immer die Bestandesober- bzw. mittelhöhe im Alter 100. Für Pappel existieren bisher keine Modelle, so dass eine Oberhöhen- und eine Mittelhöhenfunktion durch nichtlineare Regression aus der Ertragstafel von Rätzel (1969) abgeleitet wurden. Aufgrund der Ertragstafelstruktur wurde das Bezugsalter des Site Index bei der Pappel auf 50 Jahre gesetzt. Die Weide blieb zunächst unberücksichtigt, da weder Site Index-Funktion noch Bestandesmodelle vorliegen, die eine

näherungsweise Ableitung erlauben. Die ermittelten Funktionen sind in Tabelle 3-8 dargestellt.

Tabelle 3-8. Site Index-Funktionen für die Modellierung der Ober- und Mittelhöhenverläufe in Abhängigkeit vom Alter

Baumart	Funktion
Sandbirke	$ho_{t_1} = 36 - 4 \cdot 9 - ho_{t_0} \cdot \left(0,25 \cdot e^{-2,304633(e^{-0,057834t_1} - e^{-0,057834t_0})} \right)$ $hg_{t_1} = -1,354 + 1,0203 \cdot ho_{t_1}$ (3.33)
Moorbirke	$ho_{t_1} = 28 - 4 \cdot 7 - ho_{t_0} \cdot \left(0,25 \cdot e^{-4,808024(e^{-0,068598t_1} - e^{-0,068598t_0})} \right)$ $hg_{t_1} = -1,553 + 1,029 \cdot ho_{t_1}$ (3.34)
Roterle Grauerle	$ho_{100} = 36 - 4 \cdot 9 - ho_{t_0} \cdot \left(e^{2,733015 - 1,668158 \ln(t_0) + 0,167998 \ln(t_0)^2} \right)$ $hg_{100} = -1,124 + 1,015 \cdot ho_{100}$ (3.35)
Eberesche	$ho_{t_1} = 66,903 \cdot \left(\frac{ho_{t_0}}{66,903} \right)^{e^{\left[\frac{-0,23515}{(0,797071)t_0^{0,797071}} + \frac{0,23515}{(0,797071)t_1^{0,797071}} \right]}}$ $hg_{t_1} = -1,754 + 1,011 \cdot ho_{t_1}$ (3.36)
Pappel	$ho_{50} = \frac{ho_{t_0} - (-30,695 + 1,762 \cdot t_0 - 0,020 \cdot t_0^2)}{0,816}$ $hg_{50} = -1,045 + 1,019 \cdot ho_{50}$ (3.37)

mit ho_t = Oberhöhe [m] zum Zeitpunkt t ; hg_t = Mittelhöhe [m] zum Zeitpunkt t

Um die Übertragbarkeit der aufgelisteten Funktionen auf das Untersuchungsgebiet zu überprüfen, wurden aus den für Schleswig-Holstein und Niedersachsen vorliegenden Inventurdaten (BWI und Nds. Betriebsinventur) die Mittelhöhen baumartenweise und getrennt nach Bestandesschichten für jeden Stichprobenpunkt nach dem bei den Bundeswaldinventuren angewendeten Verfahren berechnet (BMELV 2008). Im Vergleich zur Ermittlung von Bestandesoberhöhen aus Inventurdaten ist die Herleitung der Mittelhöhen zuverlässiger, da das Kollektiv der Höhenmessbäume so ausgewählt wird, dass es in etwa der art- bzw. schichtindividuellen Mittelhöhe entspricht. Bei der Verwendung von Daten aus systematischen Stichprobeninventuren kann angenommen werden, dass diese die Wuchsbedingungen im jeweiligen Gebiet repräsentativ abbilden und somit für die Fragestellung der Identifizierung einer adäquaten Site Index-Funktion geeignet sind. Es wurden alle Inventurpunkte berücksichtigt, auf denen die betrachtete Baumart einen Stammzahlanteil von mindestens 70 % aufwies und den Hauptbestand bildete. Die ermittelten Alters-Mittelhöhen-Paare wurden anschließend für jede Baumart gemeinsam mit der entsprechenden Mittelhöhenfunktion grafisch aufgetragen und auf Plausibilität beurteilt. Sofern die Punktwolke durch die Kurvenschar zufriedenstellend eingegrenzt wurde, konnte die Funktion übernommen werden. Wurden die Alters-Mittelhöhenbeziehungen unzureichend beschrieben, bzw. existierte kein Referenzmodell wie im Falle der Weide, wurde auf Basis der Inventurdaten eine neue Site Index-Funktion konstruiert.

In der Regel erfolgt die Modellanpassung von Site Index-Funktionen auf Basis von Stammanalysen oder Wiederholungsmessungen auf Dauerbeobachtungsflächen, die ein möglichst breites Spektrum an Standortstypen abdecken sollten. Da in den verwendeten

Inventurdaten eine Wiederholungsmessung nur in wenigen Fällen vorliegt, wurde die Methode der Quantilsregression als alternativer Ansatz aufgegriffen. Insbesondere bei der statistischen Modellierung von Site Index-Funktionen erweist sich dieser Ansatz als geeignet, da hier nicht nur der bedingte Erwartungswert von Verteilungen von Interesse ist, sondern auch deren Randbereiche. Konkret bedeutet das, dass nicht nur die mittlere Höhe des betrachteten Kollektivs bei gegebenem Alter modelliert werden soll, sondern z.B. auch die jeweiligen Höhen im oberen oder unteren Wertebereich im selben Alter. Die Modellanpassung wurde baumartenweise für alle Quantile der Alters-Mittelhöhenbeziehung im Bereich von 0,01-0,99 mit Intervallgröße = 0,01 vorgenommen, d.h. für jedes der insgesamt 99 Quantile wurde ein separates Modell angepasst. Als Funktionstyp wurde die dreiparametrische Chapman-Richards-Gleichung (Richards 1959) gewählt, die sich durch hohe Flexibilität auszeichnet und die üblichen Anforderungen an eine Wachstumsfunktion erfüllt (Dieguez-Aranda et al. 2006)

$$y = a(1 - e^{-bx})^c \quad (3.38)$$

Alle Quantile, die bei mindestens einer der drei Parameterschätzungen eine Nichtsignifikanz aufwiesen ($p \geq 0,05$), wurden als numerisch instabil bewertet und von der weiteren Analyse ausgeschlossen. Für die verbleibenden Quantile wurden über die geschätzten Modellkoeffizienten für die Altersspanne 20-100 Jahre Mittelhöhen generiert, die als Eingangsgrößen für die eigentliche Konstruktion der Site Index-Funktion fungierten. Die Verwendung von Pseudobeobachtungen bei der Modellanpassung wurde im Zusammenhang mit Biomassefunktionen von Mukkonen (2007) präsentiert. Für jedes Quantil wurden entlang der Altersspanne zufällig fünf Punkte ausgewählt und für diese die korrespondierenden Mittelhöhen aus der quantilsspezifischen Funktion über die geschätzten Parameter aus Gleichung (3.38) berechnet. Aus den resultierenden fünf Wertepaaren wurden je Quantil die zehn möglichen Intervallkombinationen gebildet, die die Eingangsgrößen hg_0 , t_0 , hg_1 , t_1 bildeten. Auf diese Weise wurde ein longitudinaler Charakter (zeitlich abhängige Beobachtungen) eines auf empirischen Messungen basierenden Querschnittsdatensatzes simuliert und die Annahme unterstellt, dass Quantile unterhalb des Wertes 0,5 (Median) schlechtere, solche oberhalb des Medians zunehmend bessere Wuchsbedingungen repräsentieren.

Es wurden sechs verschiedene Modelle in algebraischer Differenzenform ausgewählt (Tabelle 3-9). Die Gleichungen (3.39) - (3.41) basieren auf dem dreiparametrischen Chapman-Richards-Modell (Richards 1959), das bei der Site Index-Modellierung häufig verwendet wird (Burkhart u. Tomé 2012). Im ersten Fall (3.39) liegt ein anamorphes System vor, d.h. die Kurvenformen sind identisch, die Asymptoten variieren hingegen in Abhängigkeit von den Ausgangsbedingungen hg_0 und t_0 . In Gleichung (3.40) wurde der Parameter b sensitiv modelliert, so dass die Wachstumsrate und damit die Kurvenform variabel ist. Als Erweiterung liefert (3.41) variierende Asymptoten bei ebenfalls polymorphen Kurvenverläufen. Der Parameter b wurde durch den Term z substituiert, wobei ein nichtlinearer Zusammenhang mit den Ausgangsbedingungen unterstellt wurde (Corral-Rivas et al. 2004). Basierend auf der Funktion nach Korf (1939) wurden zwei weitere Modelle überprüft ((3.42) - (3.43)). Analog zu (3.39) wurde im ersten Fall die Asymptote standortsabhängig modelliert, im zweiten der Formparameter b . Ein Differenzenmodell, das Variabilität sowohl bei der Kurvenform als auch bei der Asymptote zulässt, konnte für die Korf-Funktion nicht gefunden werden. Die Funktionen nach McDill u. Amateis (1992) und Sloboda (1971) liefern polymorphe Kurvenverläufe bei gemeinsamer Asymptote. Anwendungen der genannten Fälle finden sich z.B. bei Elfving u. Kiviste (1997), Johansson (1999b), Corral-Rivas et al. (2004), Dieguez-Aranda et al. (2006) und Cieszewski et al. (2007).

Tabelle 3-9. Getestete Funktionen zur Modellierung des Site Index

Funktion	Ausgangsmodell	Differenzenform	
Chapman- Richards	$hg = a(1 - e^{-bt})^c$	$hg_1 = hg_0 \left(\frac{1 - e^{-bt_1}}{1 - e^{-bt_0}} \right)^c$	(3.39)
Chapman- Richards	$hg = a(1 - e^{-bt})^c$	$hg_1 = a \left(1 - \left(1 - \left(\frac{hg_0}{a} \right)^{\frac{1}{c}} \right)^{\frac{t_1}{t_0}} \right)^c$	(3.40)
Chapman- Richards	$hg = a(1 - e^{-bt})^c$	$hg_1 = hg_0 \left(\frac{1 - e^{-zt_1}}{1 - e^{-zt_0}} \right)^c$ $z = b_1 \left(\frac{hg_0}{t_0} \right)^{b_2} t_0^{b_3}$	(3.41)
Korf	$hg = ae^{\frac{-b}{t^c}}$	$hg_1 = hg_0 e^{b \left(\frac{1}{t_0^c} - \frac{1}{t_1^c} \right)}$	(3.42)
Korf	$hg = ae^{\frac{-b}{t^c}}$	$hg_1 = a \left(\frac{hg_0}{a} \right)^{\left(\frac{t_0}{t_1} \right)^c}$	(3.43)
McDill-Amateis	$hg = \frac{t^c}{b + t^c}$ a	$hg_1 = \frac{a}{1 - \left(1 - \frac{a}{hg_0} \right) \left(\frac{t_0}{t_1} \right)^c}$	(3.44)
Sloboda	$hg = ae^{-b \frac{c}{(d-1)t^{d-1}}}$	$hg_1 = a \left(\frac{hg_0}{a} \right)^{e^z}$ $z = \frac{c}{(d-1)t_1^{d-1}} - \frac{c}{(d-1)t_0^{d-1}}$	(3.45)

mit hg_t = Mittelhöhe [m]; t = Zeitpunkt [Alter in Jahren]; $a, b, b_1, b_2, b_3, c, d$ = Modellparameter

Bedingt durch die longitudinale Datenstruktur, also der Abhängigkeiten der Prädiktoren (hg_0, t_0) auf jeder Quantilebene, wurde auch für die Residuen eine Autokorrelation unterstellt. Die Residuen wurden infolgedessen über eine stationäre autoregressive Fehlerstruktur (AR(x)) modelliert, um unverzerrte Schätzungen der Standardfehler der Modellparameter zu gewährleisten (Dieguez-Aranda et al. 2006). Die AR(1) erweitert die Fehlerterme über

$$e_{ij} = d \rho e_{ij-1} + \varepsilon_{ij} \quad (3.46)$$

wobei e_{ij} das j -te Residuum des i -ten Individuums (hier: Quantil); $d = 1$, wenn $j > 1$ und $d = 0$, wenn $j = 1$; ρ der zu schätzende Parameter; ε_{ij} eine normalverteilte Zufallsvariable mit Mittelwert null ist.

3.2.4.6 Höhenzuwachs

Die Modellierung des Höhenzuwachses bildet neben dem Durchmesserzuwachs das Kernelement in Einzelbaumwachstumsmodellen. Die Datengewinnung zur Modellparametrisierung erfolgt entweder auf Basis von Stammanalysen oder durch Wiederholungsmessungen am stehenden Baum. Die Durchführung von Stammanalysen ist in Bezug auf die Genauigkeit zwar deutlich überlegen, jedoch sind die Erhebungen sehr aufwendig und kostenintensiv. Die zweite Methode ist generell mit höheren Unsicherheiten behaftet. Dies ist vor allem dadurch begründet, dass Baumhöhen im Gelände schwieriger zu ermitteln sind als z.B. Durchmesser, so dass der Messfehler der für Zuwachsmodele notwendigen Wiederholungsaufnahmen unter Umständen größer sein kann als der tatsächliche Zuwachs (Hasenauer u. Monserud 1997). Generell wird zwischen zwei Modellierungsansätzen unterschieden. Zum einen lässt sich der periodische Höhenzuwachs direkt aus Einzelbaum-, Standorts- und Bestandescharakteristika schätzen. Beispiele finden sich bei Hasenauer u. Monserud (1997), Huang u. Titus (1999) und Uzoh u. Oliver (2006). Beim Ansatz der Potenzial-Modifizierung beschreibt eine Ausgangsfunktion den zu erwartenden potenziellen Zuwachs, der auf einem betrachteten Standort ohne Konkurrenzwirkung zu erwarten ist. Entsprechend sind die Parameter im Ausgangsmodell standorts- und baumartenabhängig. Die Berechnung des tatsächlichen Höhenzuwachses erfolgt durch Multiplikation des potenziellen Zuwachses mit einem baumindividuellen Reduktionsfaktor. Dieser fasst einzelbaumspezifische Charakteristika wie Baumdimension, Alter oder Konkurrenzsituation zusammen. Anwendungen finden sich z.B. bei Nagel (1999), Pretzsch et al. (2002) und Nunifu (2009).

Ein dritter, im Rahmen der Höhenzuwachsmmodellierung auf Einzelbaumebene bisher wenig verwendeter Ansatz ist die Ableitung der Zuwächse aus einer Wachstumsfunktion der Form $h_1 = f(h_0, x_1, \dots, x_n)$, wobei h_0 und h_1 die Baumhöhen zum Zeitpunkt null bzw. eins und x zusätzliche optionale Kovariablen darstellen. Diese Methode wird häufig bei der Aufstellung von Site Index-Modellen verwendet (Abschnitt 3.2.4.5) und besitzt gegenüber der direkten Zuwachsschätzung den Vorteil, dass durch die hohe Korrelation von h_0 und h_1 auch bei geringem Umfang der Parametrisierungsdaten relativ stabile Schätzungen möglich sind. Andererseits bewirkt die starke Korrelation, dass die Effekte weiterer, für die biologische Plausibilität bedeutsamer Kovariablen überkompensiert werden (Huang u. Titus 1999). Für die untersuchten Baumarten liegt mehrheitlich nur eine Messwiederholung vor, weiterführende Ableitungen aus den Inventurdaten zeigten zudem, dass der Gradient zusätzlich in Betracht gezogener Prädiktoren (Konkurrenz- und Standortverhältnisse) nicht ausreichte um eine plausible Modellschätzung zu erreichen. Aus diesem Grund wurde der Zuwachs aus der Differenz der Höhen zwischen zwei Zeitpunkten ermittelt, wodurch auf die algebraischen Differenzenformen diverser Wachstumsfunktionen zurückgegriffen werden konnte. Eine Formulierung als gemischtes Modell war nicht erforderlich, da je Inventurpunkt nur in seltenen Fällen Messwiederholungen an mehr als einem Baum vorlagen und Klumpungstendenzen damit ausgeschlossen wurden. In die Berechnungen gingen sämtliche Bäume einer Art ein, für die eine Wiederholungsmessung der Baumhöhe vorliegt, unabhängig von der Zugehörigkeit der Bestandesschicht oder dem Mischungsanteil am Stichprobenpunkt. Die allgemeine Modellformulierung lautete folglich $h_1 = f(h_0, t_0, t_1)$, wobei h_0 bzw. h_1 die Baumhöhen im Alter t_0 und t_1 sind. Dieser Ansatz wurde in ähnlicher Form von Vargas (2006) verwendet.

Tabelle 3-10. Getestete Funktionen zur Modellierung des Höhenzuwachses

Funktion	Ausgangsmodell	Höhenzuwachs
Chapman-Richards	$h = a(1 - e^{-bt})^c$	$\Delta h = h_1 - h_0 = h_0 \left(\frac{1 - e^{-bt_1}}{1 - e^{-bt_0}} \right)^c - h_0$ (3.47)
Chapman-Richards	$h = a(1 - e^{-bt})^c$	$\Delta h = h_1 - h_0 = a \left(1 - \left(1 - \left(\frac{h_0}{a} \right)^{\frac{1}{c}} \right)^{\frac{t_0}{t_1}} \right)^c - h_0$ (3.48)
Chapman-Richards	$h = a(1 - e^{-bt})^c$	$\Delta h = h_1 - h_0 = h_0 \left(\frac{1 - e^{-zt_1}}{1 - e^{-zt_0}} \right)^c - h_0,$ $z = b_1 \left(\frac{h_0}{t_0} \right)^{b_2} t_0^{b_3}$ (3.49)
Korf	$h = ae^{\frac{-b}{t^c}}$	$\Delta h = h_1 - h_0 = h_0 e^{b \left(\frac{1}{t_0^c} - \frac{1}{t_1^c} \right)} - h_0$ (3.50)
Korf	$h = ae^{\frac{-b}{t^c}}$	$\Delta h = h_1 - h_0 = a \left(\frac{h_0}{a} \right)^{\left(\frac{t_0}{t_1} \right)^c} - h_0$ (3.51)
McDill-Amateis	$h = \frac{t^c}{b + t^c}$ a	$\Delta h = h_1 - h_0 = \frac{a}{1 - \left(1 - \frac{a}{h_0} \right) \left(\frac{t_0}{t_1} \right)^c} - h_0$ (3.52)
Sloboda	$h = ae^{-be^{\frac{c}{(d-1)t^{d-1}}}}$	$\Delta h = h_1 - h_0 = a \left(\frac{h_0}{a} \right)^{e^z}$ $z = \frac{c}{(d-1)t_1^{d-1}} - \frac{c}{(d-1)t_0^{d-1}}$ (3.53)

mit h_t = Baumhöhe [m]; t = Zeitpunkt [Alter in Jahren]; $a, b, b_1, b_2, b_3, c, d$ = Modellparameter

Der Modellformulierung liegen zwei waldwachstumskundliche Gesetzmäßigkeiten zugrunde. Zum einen dient die in einem bestimmten Alter erreichte Baumhöhe als Indikator für das Wuchsvermögen, beispielsweise bedingt durch Standorteigenschaften. Zum anderen nimmt der Höhenzuwachs mit Überschreiten eines bestimmten Alters und Annäherung an die maximal erreichbare Höhe ab. Ein junger Baum mit einer vergleichsweise großen Baumhöhe wächst stärker als ein Baum gleichen Alters mit geringerer Ausgangshöhe. Beim eingangs erwähnten Konzept der Potenzial-Modifizierung ist der maximal mögliche Höhenzuwachs durch die Ausgangsfunktion vorgegeben. Demgegenüber kann im hier verwendeten Ansatz ein unplausibles Eingangswertepaar (t_0, h_0) zu unplausiblen Schätzungen führen. Aus diesem Grund war es zusätzlich erforderlich, eine Begrenzung einzuführen, die den maximalen Höhenzuwachs festlegt. Dies wurde durch die Konstruktion von Funktionen realisiert, die den oberen Rand der Alters-Höhenbeziehungen aller bei der Parametrisierung des Höhenzuwachses berücksichtigten Bäume abgrenzen. Die Aufstellung der Funktionen erfolgte getrennt nach Baumarten mittels Quantilsregression mit $q = 0,99$ (vgl. 3.2.4.5). Als Funktionstyp wurde das zweiparametrische Michaelis-Menten-Modell gewählt, das ein

monotones Wachstum bis zum Erreichen der Asymptote beschreibt und gute Konvergenzeigenschaften besitzt. Auf die Wahl eines Modells mit Wendepunkt wurde verzichtet, da dies für die einfache funktionale Verlaufsbeschreibung des oberen Randbereichs der Alters-Höhenbeziehungen nicht erforderlich ist. Zunächst erfolgt die Schätzung der Modellparameter a und b am 99%- Quantil über

$$h_{q99} = \frac{a_{q99}t}{b_{q99} + t} \quad (3.54)$$

Der maximale jährliche Zuwachs zum Alter t ergibt sich durch Einsetzen der mit (3.54) geschätzten Koeffizienten in die korrespondierende Ableitung

$$\Delta h_{\max} = a_{q99} \left(\frac{b_{q99}}{(b_{q99} + t)^2} \right) \quad (3.55)$$

3.2.4.7 Durchmesserzuwachs

Der Brusthöhendurchmesser eines Baumes zählt zu den wichtigsten forstlichen Kenngrößen überhaupt. Zum einen wird aus diesem eine Vielzahl weiterer Attribute abgeleitet (z.B. Baumvolumen, Bestandesgrundfläche), zum anderen fungiert er bei der Entscheidungsabwägung einer forstlichen Nutzung als Schwellenwert (Zielstärkennutzung). Entsprechend umfangreich ist die Anzahl veröffentlichter Studien, in denen Modelle zur Beschreibung des Durchmesserzuwachses behandelt werden. Einen Überblick gibt Tabelle 3-11. In den meisten Fällen erfolgt die Modellierung mittels linearer Regression, wobei der Zusammenhang zwischen logarithmiertem Grundflächenzuwachs und verschiedenen Kovariablen beschrieben wird. Andere Ansätze bilden den direkten periodischen Durchmesserzuwachs ab. Bei Verwendung nicht linearer Modelle werden die Parameter einer Zuwachsfunktion durch die erklärenden Variablen substituiert bzw. als Funktion dieser abgebildet. Anders als im linearen Fall ist eine linksseitige Variablentransformation in der Regel nicht erforderlich. Bei jedem der dargestellten Ansätze sind Einzelbaumattribute Bestandteil des Modells. Da das Durchmesserwachstum stark vom jeweiligen Konkurrenzdruck beeinflusst wird, ist die Implementierung der Konkurrenz ebenfalls ein essentieller Baustein zur biologisch plausiblen Darstellung des Zuwachses. Optional miteinbezogen werden auch Informationen zum Standort, wie Nährstoff- und Wasserhaushalt, Geländehöhe, Exposition, Temperatursummen etc. Zwar wird dadurch die Genauigkeit der Vorhersage erhöht, doch ist für die Modellanwendung stets ein höherer Umfang an Eingangsinformationen erforderlich. Zudem werden Standorteinflüsse bereits indirekt über Einzelbaummerkmale wie Höhe oder BHD bei gleichzeitiger Betrachtung des Alters ausgedrückt.

Tabelle 3-11. Übersicht ermittelter Modelle zur Beschreibung des Durchmesserzuwachses bei Einzelbäumen.
 Δg : Grundflächenzuwachs; Δd : Durchmesserzuwachs; Δu : Umfangszuwachs; ln: Transformation der abhängigen Variablen durch natürlichen Logarithmus

Variable	Transf.	Modelltyp	erklärende Variablen			Quelle
			Einzelbaum	Konkurrenz	Standort	
Δg	ln	linear	+	+	-	Cole u. Lorimer (1994)
Δg	ln	linear	+	+	+	Monserud u. Sterba (1996)
Δg	ln	linear	+	+	+	Hökka et al. (1997)
Δg	ln	linear	+	+	-	Nagel (1999)
Δg	ln	linear	+	+	+	Andreassen u. Tomter (2003)
Δg	ln	linear	+	+	+	Schröder et al. (2002)
Δg	ln	linear	+	+	+	Sterba et al. (2002)
Δg	ln	linear	+	+	-	Mailly et al. (2003)
Δg	ln	linear	+	+	+	Condes u. Sterba (2008)
Δg	-	nicht linear	+	-	-	Colbert et al. (2004)
Δg	-	nicht linear	+	+	-	Yang et al. (2009)
Δg	ln	linear	+	+	-	Ledermann (2010)
Δd	ln	linear	+	+	+	Wykoff (1990)
Δd	-	nicht linear	+	+	+	Pretzsch et al. (2002)
Δd	-	nicht linear	+	+	+	Weiskittel et al. (2007)
Δd	ln	linear	+	+	+	Uzoh u. Oliver (2008)
Δd	-	nicht linear	+	+	+	Bolandsas u. Naeset (2009)
Δd	ln	linear	+	+	+	Pukkala et al. (2009)
Δu	-	nicht linear	+	+	-	Prevosto et al. (1999)

In TreeGrOSS wird der Durchmesserzuwachs für alle Baumarten als Grundflächenzuwachs einer Fünfjahresperiode (Δg in m^2) in Abhängigkeit von der Kronenmantelfläche (km), dem

Baumalter und einem Konkurrenzfaktor des Einzelbaums realisiert. Die Kronemantelfläche wird aus der Kronenansatzhöhe und der Kronenbreite für einen unterstellten Paraboloiden hergeleitet und stellt ein Maß für die Assimilationsfläche des Baumes dar. Als Konkurrenzmaß wurde der $c66$ gewählt, der die Summe der Kronenschirmflächen in 66% der Kronenlänge des Bezugsbaumes auf einer definierten Fläche darstellt. Liegt der Kronenansatz einer Baums über der Schnitthöhe, so wird dessen gesamte Kronenschirmfläche berücksichtigt (Nagel 1999). Ein Baum bleibt unberücksichtigt wenn er kleiner ist als die Schnitthöhe (Abbildung 3-1). Der $c66$ lässt sich sowohl für eine positionsunabhängiges als auch für ein positionsabhängiges Modell verwenden. Im erstgenannten Fall werden alle Bäume einer Fläche bei der Berechnung berücksichtigt, im zweiten Fall nur solche, die in einer definierten Einflusszone des Bezugsbaumes vorkommen.

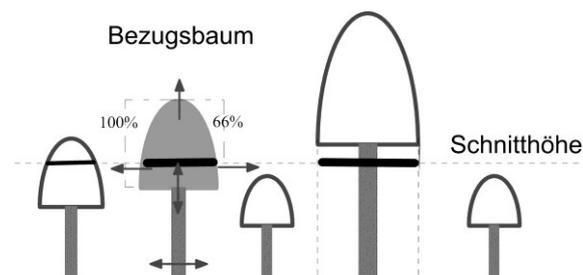


Abbildung 3-1. Herleitung des Konkurrenzfaktors $c66$ (Nagel 1999)

Die Parametrisierung der Grundflächenzuwachsfunktionen für die hier betrachteten Baumarten erfolgte überwiegend anhand von Inventurdaten. Zwar werden die Koordinaten der erfassten Bäume mit erhoben, doch handelt es sich nicht um Vollaufnahmen auf fest definierten Flächen (z.B. Winkelzählprobe, konzentrische Probekreise). D.h. im Gelände real auftretende Bäume in unmittelbarer Nachbarschaft eines Bezugsbaumes werden aufgrund unterschiedlicher Auswahlwahrscheinlichkeiten unter Umständen nicht mit erfasst. Aus diesem Grund kann im vorliegenden Ansatz nur ein positionsunabhängiger $c66$ berechnet werden, indem die erfassten Einzelbäume über ihren spezifischen Repräsentationsfaktor zu hypothetischen Beständen mit vorgegebener Flächengröße aggregiert werden. Die allgemeine Formulierung des linearen Modells für den Grundflächenzuwachs ist gegeben durch

$$\Delta g = f(\text{Kronemantelfläche}, \text{Alter}, c66) \quad (3.56)$$

Bei den erklärenden Variablen im Modell kann erfahrungsgemäß nicht von streng linearen Effekten ausgegangen werden, was auch anhand der o.a. Studien belegt ist. Die Verlaufsformen der partiellen Kovariableneffekte wurden daher über ein Verallgemeinertes Additives Modell (GAM, Wood 2006) zunächst visuell überprüft. Anschließend wurden die Kovariablen durch die Wahl einer geeigneten Transformationskombination linear approximiert, um darauf aufbauend ein abschließendes Durchmesserzuwachsmo- dell als lineare Funktion aufzustellen.

Aus Tabelle 3-11 geht hervor, dass im Falle linearer Grundflächen- bzw. Durchmesserzuwachsmo- dellierung bisher ausschließlich die logarithmische Transformation zur linksseitigen Variablentransformation verwendet wird. Diese lässt sich ausdrücken über

$$\Delta g' = \ln(\Delta g) \quad (3.57)$$

und wird häufig im Zusammenhang mit biologischen Daten eingesetzt, um elementare Voraussetzungen statistischer Analysen möglichst zu erfüllen. Zum einen lassen sich rechtsschiefe Verteilungen abmildern, der exponentielle Zusammenhang stochastisch

abhängiger Variablen linearisieren oder die Beziehung zwischen Varianz und Mittelwert aufheben (Dormann u. Kühn 2009). Eine Alternative stellt die Box-Cox-Transformation (Box u. Cox 1964; Venables u. Ripley 2002) dar, welche jedoch bisher in der Waldwachstumsmodellierung kaum verwendet wurde. Zwischen der transformierten Form $\Delta g'$ und dem Ausgangszustand gilt der Zusammenhang

$$\Delta g' = \frac{\Delta g^\lambda - 1}{\lambda} \quad (3.58)$$

Der Wert des Transformationsparameters λ kann iterativ über die Maximum-Likelihood-Methode geschätzt werden (Box u. Cox 1964; Venables u. Ripley 2002), wobei der Log-Likelihood-Ausdruck definiert ist als

$$L(\lambda) = c - \frac{n}{2} SSE(z^{(\lambda)}) \quad (3.59)$$

mit c als Integrationskonstante und $z(\lambda) = \Delta g(\lambda)/\Delta gm(\lambda)$, mit Δgm als geometrisches Mittel der Beobachtungswerte. SSE ist die Summe der quadrierten Residuen der Regression gegen $z(\lambda)$. Der Wert für λ ist an der Stelle optimal, an der L ein Maximum aufweist.

Für den Fall, dass $\lambda = 0$ ist, gilt

$$\Delta g' = \ln(\Delta g) \quad (3.60)$$

Beide Transformationsansätze wurden anhand statistischer Verfahren miteinander verglichen und bzgl. der weiteren Verwendung für die Durchmesserzuwachsmodellierung beurteilt.

3.2.4.8 Maximales Alter

Um die altersbedingte Mortalität modellhaft abzubilden, wurde in TreeGrOSS ein Modul zur Berechnung der Überlebenswahrscheinlichkeit integriert. Die Bäume unterliegen danach einer abnehmenden Überlebenswahrscheinlichkeit, wenn sie ein vorgegebenes, maximales Alter überschritten haben. Der Schwellenwert kann je nach Baumart stark variieren. Um für die untersuchten ALn-Baumarten realistische Werte zu ermitteln, wurde aus der Altersverteilung der Probestämme baumartenweise das 95%-Quantil bestimmt, also der Alterswert unterhalb dessen 95 % aller erfassten Bäume liegen. Die Wahrscheinlichkeit altersbedingter Mortalität p im Modell errechnet sich dann über

$$p = \left(\frac{t}{t_{max}} \right) - 1 \quad (3.61)$$

wobei t das aktuelle Baumalter und t_{max} das vorzugebende, maximale Alter darstellt. Aus (3.61) ergibt sich, dass bei identischen Werten von t und t_{max} die Wahrscheinlichkeit des Ausscheidens null ist und ab diesem Punkt proportional mit dem Baumalter zunimmt. Ein Baum scheidet spätestens aus, wenn t doppelt so groß wie t_{max} , also $p = 1$ ist.

3.2.4.9 Maximale Bestandesdichte

Konkurrenzbedingte Mortalität bei Bäumen stellt sich bei Erreichen bzw. Überschreiten einer maximalen Bestandesdichte ein. Ein vielfach verwendeter Ansatz zur Beschreibung der maximalen Bestandesdichte geht auf Reineke (1933) zurück. Der Bestandesdichteindex (engl.

stand density index) modelliert die lineare Beziehung der Stammzahl je Bezugsfläche (N) und dem Durchmesser des Grundflächenmittelstamms (dg) auf logarithmischer Skala über $\log(N) = a - b \cdot \log(dg)$. Die Steigung der Geraden b ist unabhängig von der Baumart, Alter und Standort konstant mit einem Wert von 1,065. Das Interzept a variiert dagegen je nach Baumart. Eine ähnliche Beziehung wurde von Yoda et al. (1963) formuliert. Demnach folgt die Beziehung von durchschnittlicher Pflanzenmasse (w) und Stammzahl je Bezugsfläche (N) auf beidseitig logarithmierter Ebene einer Geraden mit konstanter Steigung, $\log(w) = a - 1,5 \cdot \log(N)$. Allerdings belegen diverse Untersuchungen, dass die in beiden Ansätzen implementierten Konstanten nicht allgemein gültig sind und der Zusammenhang nicht immer durch eine Gerade beschrieben werden kann (Lit. vgl. Hynynen 1993; Zhang et al. 2005).

Für Sandbirke ermittelte Hynynen (1993) bei der Berechnung des Bestandesdichteindex auf Versuchsflächen in Finnland einen Steigungskoeffizienten von -2,33. Claessens et al. (2010) beschreiben grafisch den Verlauf von maximaler Stammzahl über dem Alter bei Roterle, ohne dabei jedoch einen funktionalen Zusammenhang zu formulieren. Weitere Ansätze zur Modellierung der dichteabhängigen Mortalität für die ALN-Baumarten fehlen bisher.

In TreeGrOSS wird die maximale Bestandesdichte nicht über die Stammzahl sondern über die Bestandesgrundfläche (= natürlicher Bestockungsgrad) in Abhängigkeit von der Oberhöhe oder dem dg modelliert. Dabei setzt das dichtebedingte Ausscheiden einzelner Bäume mit dem Überschreiten eines bestimmten Konkurrenzdrucks ein, der auf den jeweiligen Baum wirkt. Der Schwellenwert errechnet sich über den kritischen Kronenschlussgrad und wird anschließend mit dem aktuellen Konkurrenzwert ($c66$) des Einzelbaums abgeglichen. Der Baum, dessen kritischer Kronenschlussgrad am meisten von seinem $c66$ -Wert überschritten wird, scheidet aus. Anschließend werden die $c66$ -Werte der verbleibenden Bäume neu berechnet und der Vorgang wiederholt sich, bis kein $c66$ -Wert mehr den kritischen Kronenschluss überschreitet. Der kritische Kronenschlussgrad wird aus dem Wert der maximalen Bestandesdichte (G_{max}) und dem BHD und der Kronenschirmfläche (ks) des Bezugsbaumes i berechnet.

$$kk_i = \frac{G_{max}}{\frac{\pi}{4} bhd_i} ks_i \quad (3.62)$$

Die ideale Datengrundlage für die Aufstellung von Funktionen zur maximalen Bestandesdichte bilden langfristige Versuchsreihen, auf denen über den gesamten Beobachtungszeitraum keine forstlichen Eingriffe stattfinden. Für die hier betrachteten Baumarten liegen im Datenpool der NW-FVA derartige Versuchsflächen nicht vor, so dass zwei alternative Ansätze angewendet wurden. Für die Bauarten Birke und Erle existiert mit der Betriebsinventur der Nds. Landesforsten, den Bundeswaldinventuren und den Probekreisinventuren der niedersächsischen Naturwälder ein gewisser Umfang an Datenmaterial, aus denen sich näherungsweise maximale Bestandesdichten als Funktion der Bestandesoberhöhe herleiten lassen. Dazu wurden alle Probekreise selektiert, auf denen der Birken- bzw. Erlenanteil mindestens 90 % der Grundfläche beträgt. Eine Unterscheidung innerhalb der Arten (Sand-, Moorbirke, Rot-, Grauerle) wurde nicht vorgenommen. Es wurden 1017 Inventurplots für Birke und 1006 für Erle ausgewählt. Nach Berechnung der Oberhöhe und Grundfläche für jeden Probekreis wurden Höhenklassen (Klassenbreite 2 m) gebildet und das 95 %-Perzentil der Grundfläche für jede Oberhöhenklasse ermittelt. Auf diese Weise wurde sichergestellt, dass die abgebildeten Bestandesverhältnisse vergleichsweise dichten Bestockungen entsprechen (Bi u. Turvey 1997). Die Aufstellung eines Modells zur Abschätzung der maximalen Grundfläche aus der Oberhöhe (ho) für Birke und Erle wurde über eine vierparametrische Weibullfunktion durchgeführt

$$G_{\max} = a - be^{-e^c h o^d} \quad (3.63)$$

In der Simulationsoftware werden die Durchforstungsgänge für definierte Oberhöhenintervalle als Soll-Grundfläche relativ zur maximalen Grundfläche realisiert. Der Vorteil der Schätzung der maximalen Grundfläche aus der Oberhöhe besteht folglich darin, dass die anzustrebende Soll-Grundfläche des verbleibenden Bestandes direkt aus der parametrisierten Weibullfunktion abgeleitet werden kann. Dazu wird die bei gegebener Bestandesoberhöhe ermittelte maximale Dichte mit einem Reduktionsfaktor multipliziert. Empfohlene Bestandespflegekonzepte, wie bspw. in den Merkblättern der Nds. Landesforsten aufgeführt, lassen sich so realitätsnah umsetzen, da dort die Eingriffsmaßnahmen in der Regel für Oberhöhenbereiche angegeben sind.

Für die Baumarten Pappel, Weide und Eberesche konnte dieser Ansatz wegen zu geringem Datenumfang in den Inventuren nicht angewendet werden. Alternativ wurde die maximale Bestandesdichte über die Verteilung aller vorliegenden c66-Werte für Einzelbäume abgeleitet. Datengrundlage bildeten alle Versuchsflächen der NW-FVA (inkl. Naturwälder), auf denen mindestens ein Baum der genannten Arten vorkommt und die Stammfußkoordinaten aller Bäume bekannt sind. Für Pappel standen 185, für Eberesche 986 und für Weide insgesamt 536 Einzelbaumwerte zur Verfügung. Aus den für die drei Baumarten getrennt berechneten Verteilungen wurde das 95 %-Perzentil des c66-Wertes ermittelt, also der Wert, bei dem noch 95% der Bäume überleben. Über die Kronenschirmfläche (ks_{dg}) und den BHD eines den mittleren Bestandesverhältnissen entsprechenden Baumes erfolgt die Berechnung der maximalen Grundfläche (3.64). Aus vorgegebenem c66 und bekannter Kronenschirmfläche des dg-Baumes ergibt sich nach Multiplikation mit 10000 die maximale Stammzahl je Hektar. Wird diese mit der Grundfläche des dg-Baumes multipliziert, erhält man die maximale Grundfläche in Abhängigkeit vom Grundflächemittelstamm. Ein direkter Bezug der maximalen Bestandesgrundfläche zur Oberhöhe ist auf diese Weise nicht mehr gegeben, sondern erfolgt zunächst über den Grundflächemittelstamm

$$G_{\max} = \frac{\pi}{4} b h d_{dg}^2 \left(\frac{c66_{95\%} \cdot 10000}{ks_{dg}} \right) \quad (3.64)$$

Für die Baumarten Pappel und Eberesche konnte durch Verwendung ertragskundlicher Daten (Rätzel 1969; Hillebrand 1996) die asymptotisch verlaufende Abhängigkeit der Oberhöhe vom dg anhand einer einfachen nichtlinearen Wachstumsfunktion ohne Wendepunkt (Michaelis-Menten-Gleichung) beschrieben werden

$$ho = \frac{a \cdot dg}{b + dg} \quad (3.65)$$

Die Beziehung von maximaler Grundfläche und Oberhöhe kann schließlich durch Auflösen von (3.65) nach dg und Einsetzen in (3.64) ermittelt werden. Da für die Baumart Weide keine ertragskundlichen Daten vorliegen, wurden näherungsweise die für Pappel ermittelten Modellkoeffizienten aus (3.65) verwendet.

3.3 Biomasseschätzfunktionen und Elementgehalte

3.3.1 Vorbemerkungen

Zur Abschätzung des Biomasse-Nutzungspotenzials müssen die Biomassevorräte gesamter Bäume oder der verschiedenen Baumkompartimente bekannt sein. Diese können mit Hilfe von Schätzfunktionen abgeleitet werden. Für Nordamerika (Jenkins et al. 2004), Australien (Eamus et al. 2000) und Nordeuropa (Zianis et al. 2005) existieren umfassende Sammlungen von standortspezifischen Biomassefunktionen. Viele Untersuchungen zu den einzelnen Baumarten beziehen sich jedoch auf räumlich relativ eng begrenzte Gebiete, so dass die Verwendung der in der Literatur beschriebenen Biomassefunktionen nur eingeschränkt möglich ist. Vor diesem Hintergrund wäre eine umfassende Datenerhebung im Untersuchungsgebiet notwendig, bei der die wesentlichen Einflussfaktoren auf die Einzelbaumbiomasse wie Baumart, Standort (Wasser- und Nährstoffversorgung, Temperatur, Niederschlag) sowie Alters- und Durchmesserpektren der Einzelbäume durch hinreichend große Stichprobennahme abgedeckt werden. Aufgrund begrenzter Kapazitäten wurde in der vorliegenden Untersuchung wie folgt vorgegangen: Die Probennahme beschränkte sich auf 20 Bäume der Arten Birke und Erle, also der quantitativ wichtigsten aus der ALn-Gruppe; es wurden typische Tieflandstandorte für die Probennahme ausgewählt, allerdings sollten sich diese Standorte möglichst ähnlich sein, um den Einfluss auf die Varianz in den Daten zu minimieren; es wurden Bäume aus verschiedenen Durchmesserbereichen ausgewählt, da der Baumdurchmesser ein hohes Erklärungsmaß für die Gesamtbiomasse bietet. Für die übrigen Baumarten Pappel, Eberesche und Weide wurden näherungsweise Funktionen aus den Daten der Bundeswaldinventur hergeleitet.

Um die Möglichkeit offen zu halten, im Rahmen waldbaulicher Simulationen optional auch Nährstoffentzüge durch Holzentnahmen zu bilanzieren, wurden ergänzend Nährstoffanalysen an verschiedenen Kompartimenten der Probebäume durchgeführt (Holz, Äste, Reisig, Rinde). Bestimmt wurden die Gehalte von Kohlenstoff, Stickstoff, Magnesium, Calcium, Kalium, Phosphor, Eisen und Aluminium.

3.3.2 Datengrundlage und Aufnahmeverfahren

Bei der Vorstratifizierung und anschließenden Flächenauswahl waren gute Erreichbarkeit sowie räumliche Nähe der Flächen zueinander wichtige Kriterien, um den Aufwand für die zeitintensiven Außenaufnahmen weitestgehend zu minimieren. Die Feldaufnahmen erfolgten im Februar 2011 im Bereich des Niedersächsischen Forstamtes Fuhrberg nordöstlich von Hannover. Es wurden zehn Erlen auf mäßig bis stark grundwasserbeeinflussten Standorten mit mindestens mäßiger Nährstoffversorgung sowie zehn Birken (Sand- und Moorbirke) auf schwach nährstoffversorgten und sehr schwach grundwasserbeeinflussten Standorten ausgewählt. Die Probebäume wurden gefällt und anschließend über ein Stichprobenverfahren vermessen. Für das Probebaumkollektiv ergeben sich die in Tabelle 3-12 aufgeführten Kennzahlen.

Tabelle 3-12. Statistische Kennzahlen der untersuchten Bäume

	BHD [cm]			Höhe [m]			Alter [Jahre]		
	min	mittel	max	min	mittel	max	min	mittel	max
Birke	13,2	20,8	31,2	11,9	16,0	19,5	32,0	38,0	47,0
Erle	10,3	22,8	43,3	15,0	18,6	22,0	28,0	49,0	78,0

3.3.2.1 Randomized Branch Sampling (RBS)

Da eine vollständige Erfassung der oberirdischen Baumbiomasse sehr aufwendig ist, wurde als Stichprobenverfahren das Randomized Branch Sampling (RBS) nach Jessen (1955) angewendet. Beschreibungen und Anwendungen zum RBS finden sich z.B. bei Gregoire et al. (1995), Gaffrey u. Saborowski (1999), Saborowski u. Gaffrey (1999) sowie Cancino u. Saborowski (2005). Das RBS ist ein mehrstufiges Stichprobenverfahren zur Schätzung von Pflanzenparametern, wie Blatt-, Nadel- und sonstigen Biomassekompartimenten, bei dem die Auswahlwahrscheinlichkeit proportional zu einer mit der Zielgröße eng korrelierten Hilfsgröße ist. Im vorliegenden Fall war die Zielgröße die Asttrockenmasse, die Hilfsgröße die Querschnittsfläche des Astes oder eines Stammsegmentes an seiner Basis. Der Baum wird als verzweigte Struktur betrachtet, die aus Verzweigungspunkten (Knoten) und Segmenten (Abschnitten) zwischen aufeinander folgenden Knoten besteht. Ein Pfad ist eine bestimmte Abfolge aufeinander folgender Segmente. In Abbildung 3-2 ist schematisch ein Pfad mit drei Knoten und vier Segmenten entlang einer hypothetischen Verzweigungsstruktur dargestellt.

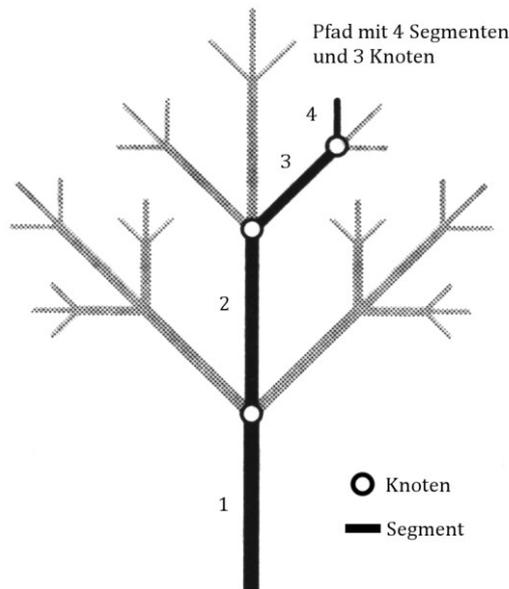


Abbildung 3-2. Möglicher Verlauf eines Pfades durch die Verzweigungsstruktur eines Baumes im Rahmen des RBS

Das RBS selektiert aus der verzweigten Baumstruktur ausgehend vom Stammfuß einen Pfad bis zur Terminalknospe. Dabei wird an jedem Knoten eines der daran sitzenden N Astsegmente zufällig ausgewählt, welches den nächsten Pfadabschnitt bildet. Am ersten Knoten berechnet sich die Auswahlwahrscheinlichkeit q_i des i -ten Segmentes. Es gilt

$$q_i = \frac{d_i^{2,67}}{\sum_{i=1}^N d_i^{2,67}} \quad (3.66)$$

und

$$\sum_{i=1}^N q_i = 1 \quad (3.67)$$

wobei d die Querschnittsfläche des Astes bzw. Stammsegmentes an seiner Basis darstellt. Der Koeffizient mit dem Wert 2,67 bildet die allometrische Beziehung zwischen Basisdurchmesser und Segmentvolumen.

Am nächsten Knoten wird eines der sich anschließenden Segmente mit der Wahrscheinlichkeit q_{ij} gewählt. Ist das Ende eines Pfades z.B. nach drei Knoten erreicht, kann die Zielgröße \hat{y} mit

$$\hat{y} = \frac{y_i}{q_i} + \frac{y_{ij}}{q_i \cdot q_{ij}} + \frac{y_{ijl}}{q_i \cdot q_{ij} \cdot q_{ijl}} \quad (3.68)$$

geschätzt werden.

Hierin stehen y_i , y_{ij} und y_{ijl} für die Zielgröße, also zunächst das Volumen der ausgewählten Segmente i , j und l . Das Volumen eines Segments wurde näherungsweise aus dem unteren (r_u) und oberen (r_o) Radius sowie dessen Länge (h) über eine Kegelstumpfformel hergeleitet.

$$y_i = h * \frac{\pi}{3} * (r_u^2 + r_u \cdot r_o + r_o^2) \quad (3.69)$$

Durch Multiplikation des Volumens mit der Raumdichte (s. 3.3.2.2) wurde schließlich das Gewicht eines Segmentes bestimmt. Je Baum wurden insgesamt drei Pfade aufgenommen, d.h. bei Erreichen des Endastes wurde wieder am ersten Knoten begonnen und schrittweise bis zum Ende des neuen Pfades wie beschrieben vorgegangen. Segmente können im durchgeführten Verfahren mehrfach ausgewählt werden. Das geschätzte Gewicht des Baumes ergibt sich aus dem Mittelwert aller Pfade. Bei allen Ästen entlang eines Pfades, die aufgrund sehr geringer Durchmesser nicht als eigenes Segment betrachtet wurden, wurden Länge und Durchmesser erfasst und das Gewicht anhand der Raumdichte ermittelt. Die Datenerfassung erfolgte mit einem Feldcomputer, der die Pfadauswahl unterstützte. Zu diesem Zweck wurde ein von der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg entwickeltes Datenerfassungsprogramm auf ACCESS-Basis genutzt.

3.3.2.2 Probenahme

Zur Herleitung der Raumdichten und Elementgehalte wurden an jedem Baum jeweils zwei Stammscheiben am Stammfuß und am Kronenansatz sowie auf jedem der drei Pfade zwei Proben im Aststärkenbereich 1-7 cm und < 1 cm (Endäste) entnommen. Sofern sich Totäste am Probebaum befanden, wurden von diesen zufällig drei ausgewählt und ebenfalls entnommen. Die Position der Stammscheibenentnahme innerhalb der Krone erfolgte entsprechend dem Verfahren „Importance Sampling“ (IS) (vgl. Gregoire et al. 1986).

Die Proben zur Herleitung der Raumdichten (pro Baum 1 x Stammbasis, 1 x Kronenansatz, 3 x Aststärkenbereich 1-7 cm) wurden volumetrisch vermessen und sowohl im Feuchtzustand als auch nach einwöchiger Trocknung bei 105°C gewogen. Die Stammbasis- und Kronenansatzscheiben wurden zusätzlich entrindet, so dass sich auch für die Rinde ein Trockengewicht bestimmen ließ. Außerdem wurde für jede Scheibe eine mittlere Rindenstärke durch vier Messungen bestimmt, um auf das Rindenvolumen zu schließen. Die Raumdichte wurde als Quotient aus Feuchtvolumen und Trockengewicht berechnet. Die Endäste wurden lediglich im Trockenzustand gewogen und gingen bei der baumindividuellen Hochrechnung durch das RBS direkt mit seinem Trockengewicht ein, da die sehr fein verzweigten Strukturen in diesem Bereich nur schwierig und unpräzise zu messen waren.

Die Proben für die chemische Analyse der Nährstoffgehalte (1 Stammscheibe, 1 Scheibe Kronenansatz, 3 Äste 1-7 cm, 3 Äste < 1 cm, Totäste) wurden im Labor zunächst entrindet

(nicht bei Ästen < 1 cm und Totästen) und anschließend zehn Tage bei 60°C getrocknet, bevor die Elementgehalte getrennt für Holz und Rinde labortechnisch bestimmt wurden.

3.3.2.3 Herleitung von Schätzfunktionen

Aus dem erhobenen Datenmaterial wurden für die Baumarten Birke und Erle zunächst Schätzfunktionen bzw. Schätzwerte hergeleitet, die für eine Hochrechnung der baumindividuellen Kompartimentbiomassen mit einer an der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt speziell für diesen Zweck entwickelten Softwareanwendung auf Java-Basis erforderlich waren (Tabelle 3-13).

Tabelle 3-13. Für die Datenergänzung bei Einzelbäumen entwickelte Schätzfunktionen (f) bzw. Schätzwerte (s)

Kompartiment	Birke	Erle
Raumdichte Holz [kg/m ³]	s	s
Raumdichte Rinde [kg/m ³]	s	s
Rindenstärke [mm]	f	f
Reisiganteil [%]	f	f
Grünastgewicht [kg]	f	f
Totastgewicht [kg]	f	f
Bruchastgewicht lebend [kg]	f	f
Bruchastgewicht tot [kg]	f	f

Neben dem Stamm- und Rindenvolumen liefert die Softwareausgabe die kompartimentweisen Biomassegehalte des Einzelbaumes, welche anschließend als Zielgrößen in ein nicht-lineares Regressionsmodell eingingen (3.70). Insgesamt wurden die folgenden fünf Kompartimente unterschieden

- oberirdische Biomasse ohne Blätter
- Derbholz ohne Rinde
- Derbholzrinde
- Äste im Stärkebereich 1-7 cm
- Reisig (Äste im Stärkebereich < 1 cm)

Für die Baumarten Pappel, Weide und Eberesche lagen keine eigenen Messdaten vor. Um für die genannten Baumarten zumindest näherungsweise Funktionen für die oberirdische Biomasse aufstellen zu können, wurden diese aus den Einzelbaumdaten der Bundeswaldinventuren und der Kohlenstoffinventurstudie im Untersuchungsgebiet abgeleitet. Für jeden Baum liegen u.a. der BHD, die gemessene oder geschätzte Höhe, das Derbholzvolumen mit und ohne Rinde sowie eine über Volumenexpansionsfaktoren und artspezifische Holzdichten geschätzte oberirdische Biomasse vor (zur Methodik vgl. Pistorius et al. 2007; Oehmichen et al. 2011). Dieses Vorgehen ließ im Gegensatz zum zuvor beschriebenen keine getrennte Betrachtung der Baumkompartimente zu. Die Datengrundlage für die drei Arten ist zusammenfassend Tabelle 3-14 aufgeführt.

Tabelle 3-14. Datengrundlagen für die Erstellung von Biomassefunktionen aus den Daten der Bundeswaldinventuren und der Kohlenstoffinventurstudie

Baumart	N	BHD [cm]			Höhe [m]			Biomasse [kg]		
		min	mittel	max	min	mittel	max	min	mittel	max
Pappel	1128	7,1	45,6	150,0	5,6	25,5	45,4	40,7	949,2	7767,3
Eberesche	191	7,0	14,6	41,1	4,1	11,9	30,8	64,0	146,4	902,3
Weide	395	7,4	29,6	130,0	3,0	14,9	35,7	54,0	503,9	8968,9

Als Modell fungierte eine dreiparametrische, durch den Koordinatenursprung verlaufende Exponentialfunktion, die in diversen Untersuchungen zur Biomassemodellierung Anwendung findet (vgl. Zianis et al. 2005)

$$B_i = e^{(a+b \ln(bhd_i)+c \ln(h_i))} \quad (3.70)$$

wobei B die oberirdische Biomasse ohne Blätter [kg] eines Baumes i darstellt und über den Brusthöhendurchmesser BHD [cm] und die Baumhöhe h [m] geschätzt wurde.

3.4 Waldbauliche Szenariensimulation

3.4.1 Vorbemerkung

Die ALn-Arten sind in Nordwestdeutschland auf nahezu allen Waldstandorten zumindest in frühen Sukzessionsphasen Teil der natürlichen Waldgesellschaft und darüber hinaus auf bestimmten Standorten auch in späteren Altersphasen am Bestandaufbau beteiligt (Abschnitt 2.3.2.1). Aus der Artengruppe ist lediglich bei Erle und (Sand-)Birke auch zukünftig eine gewisse wirtschaftliche Bedeutung zu erwarten. Im Gegensatz zur Pappel, die infolge veränderter Waldbaustrategien langfristig keine Rolle mehr spielen wird, erfolgt die Holzproduktion mit Birke und Erle in der Regel in sehr naturnahen Bestockungen. Aufgrund der natürlichen Wuchsdynamik beider Arten fallen bereits in frühen Altersphasen verwertbare Sortimente an, so dass die waldbaulichen Behandlungskonzepte zusammenfassend eine früh einsetzende und gezielte Bestandespflege zur Stammholzerzeugung vorsehen (Abschnitt 2.4.2.1 u. 2.4.3.1).

Hinsichtlich einer möglichen Bewirtschaftung ergeben sich jedoch oftmals Einschränkungen: Zum einen weisen beide Arten im Vergleich zu anderen Baumarten eine relativ geringe flächenbezogene Massenleistung auf. Die Erle besitzt ihren Verbreitungsschwerpunkt auf feuchten bis nassen Standorten, aber auch bei der Birke spielt das Vorkommen in Bruch- oder Moorwäldern und damit auf sensiblen Böden eine Rolle. Sofern eine forstliche Nutzung auf solchen Standorten gesetzlich überhaupt zulässig ist, können eingeschränkte Zugänglichkeit und Befahrungsverbote die Holzernte erheblich erschweren und damit verteuern. Bei der Birke kommt hinzu, dass auf schwächer versorgten Standorten nur geringe Zuwächse bei oftmals schlechten Stammqualitäten erreicht werden. Eine Analyse von Gerst et al. (2014) ergab zudem, dass in den letzten Jahren der überwiegende Anteil an verkauftem Erlen- bzw. Birkenholz im norddeutschen Raum als Nicht-Stammholz vermarktet wurde.

Aus diesen Gründen und unter Berücksichtigung einer mittlerweile verstärkten Nachfrage nach Holzsortimenten mit ursprünglich geringer Wertschöpfung (Energieholz, Industrieholz) stellt sich auch die Frage nach alternativen waldbaulichen Behandlungsmethoden, d.h. neben dem Produktionsziel der pflegeintensiveren Stammholzerzeugung extensivere Behandlungsmodelle in Betracht zu ziehen. So lassen sich in Waldbaukonzepten, die nicht primär auf die Stammholzproduktion abzielen, aufwendige und mitunter defizitäre Pflegeeingriffe vermeiden bzw. reduzieren. Entsprechende Empfehlungen für die Behandlung der Birke auf Extensivstandorten geben zum Beispiel Wiechert u. Röhrig (1987), Cameron (1996) und Hynynen et al. (2009). Andererseits existieren für das Produktionsziel der Stammholzerzeugung verschiedene Behandlungsempfehlungen, die sich aber hinsichtlich der Eingriffsstärken und -zeitpunkte oder der Z-Baumanzahlen unterscheiden können (z.B. Cameron et al. 1995; Lockow 1995a; Cameron 1996; Lockow 1997a; Immler 2003; ML 2004b; Schröder 2006; Hein et al. 2009; Hynynen et al. 2009; Claessens et al. 2010; Nagel u. Noltensmeyer 2014).

Bisher liegen im deutschsprachigen Raum für beide Baumarten kaum wissenschaftliche Untersuchungen vor, die sich aus ertragskundlicher Perspektive mit der Wirkung

verschiedener waldbaulicher Behandlungskonzepte für Birke und Erle befassen. Aufgrund des relativ geringen Umfangs an relevanten Versuchsflächen wurde dieser Fragestellung im Folgenden anhand von rechnergestützten Szenariosimulationen nachgegangen. Verschiedene waldbauliche Behandlungskonzepte wurden in die Software "WaldPlaner" (Hansen u. Nagel 2014) implementiert, um mit den entwickelten Einzelbaum-Wachstumsfunktionen unterschiedliche Szenarien zu simulieren, aus waldwachstumskundlicher Perspektive zu analysieren und praxistaugliche Empfehlungen abzuleiten.

3.4.2 Modellbestände

Durch Vorgabe der Bestandeskenngrößen Alter, Durchmesser und Höhe des Grundflächenmittelstammes (dg, hg), maximaler Baumdurchmesser und Bestandesgrundfläche wurden in der Software *WaldPlaner* Modellbestände generiert, die die Ausgangsbasis der waldbaulichen Szenariosimulation bildeten. Die Durchmesserverteilungen wurden nach dem Ansatz von Nagel und Biging (1995) generiert. Dabei werden aus den Vorgaben des maximalen Durchmessers, dg und hg die Parameter einer Weibullverteilung geschätzt. Mit Hilfe von Zufallszahlen werden über die Weibullfunktion so lange Durchmesser erzeugt, bis die vorgegebene Bestandesgrundfläche erreicht ist. Die Initialwerte der Bestände wurden entsprechend einer möglichst realistischen Ausgangssituation so gewählt, dass einerseits der Beginn der bei den Lichtbaumarten entscheidenden Behandlungsphase im Oberhöhenbereich von 10-12 m berücksichtigt ist und andererseits bessere Bonitäten repräsentiert werden, die in der Regel Voraussetzung für eine reguläre Bewirtschaftung sind. Als Orientierung dienten die Ertragstabellen nach Lockow (1995a, 1997a). Da die im *WaldPlaner* implementierten Einzelbaum-Wachstumsmodelle nur für Derbholz konzipiert wurden, konnten eventuelle Pflegemaßnahmen während der Jungbestandsphase (Ausleseläuterung, Negativauslese) in der Simulation nicht berücksichtigt werden. Mit 15 Jahren (Birke) bzw. 10 Jahren (Erle) wurde ein möglichst frühes Startalter gewählt (Tabelle 3-15), um die Simulation mit Beginn der Derbholzphase über eine komplette Umtriebszeit bis zum Alter 70 durchzuführen.

Die räumliche Verteilung der Bäume erfolgt zufällig. Dabei wird einem Baum zunächst eine zufällige Koordinate zugewiesen, so dass sich seine Krone nicht mit Kronen bereits generierter Bäume überschneidet. Ist diese Bedingung nicht erfüllt, wird eine neue Koordinate gezogen. Wenn nach 25 Versuchen noch keine Koordinate gefunden wurde, wird eine gewisse Überschneidung toleriert und der Toleranzwert mit jedem neuen Versuch erhöht.

Tabelle 3-15. Bestandeskenngrößen der initialisierten Modellbestände. h100: Oberhöhe; SI: Site Index; dg, hg: Durchmesser bzw. Höhe des Grundflächenmittelstammes; V: Bestandesvorrat; G: Bestandesgrundfläche; N: Stammzahl

Baumart	Alter	h100 [m]	SI [m]	dg [cm]	hg [m]	V/ha [m ³]	G/ha [m ²]	N/ha
Sandbirke	15	10,5	27,0	7,7	9,7	27,3	11,0	2338
Roterle	10	10,0	32,0	9,9	9,1	42,8	11,6	1510

3.4.3 Waldbauliche Szenarien

3.4.3.1 Ertragstafel

Das Behandlungsszenario folgt den neueren Ertragstabellen für Sandbirke und Roterle (Lockow 1995a, 1997a), die im Gegensatz zu älteren Ertragstabellen (Schwappach 1903; Mitscherlich 1945) eine gestaffelte Auslesedurchforstung unterstellen. Aus den zugrunde liegenden mathematischen Beziehungen wurde die Grundfläche des verbleibenden Bestandes (= Soll-Grundfläche) direkt als Funktion der Oberhöhe des verbleibenden Bestandes abgeleitet (Abbildung 3-3). In einem Simulationsschritt wird die Durchforstung entsprechend solange

ausgeführt, bis die Soll-Grundfläche bei gegebener Oberhöhe erreicht ist. Dabei erfolgen die Durchforstungen zunächst zu Gunsten der ausgewählten Z-Bäume, wobei je Z-Baum der Kronenabstand zu den Nachbarbäumen auf 1 m gesetzt wird. Sind alle Z-Bäume freigestellt, die Soll-Grundfläche aber noch nicht erreicht, so werden im Sinne einer Hochdurchforstung in den Zwischenfeldern schrittweise diejenigen Bäume entfernt, die den höchsten Konkurrenzdruck auf die übrigen Bäume ausüben.

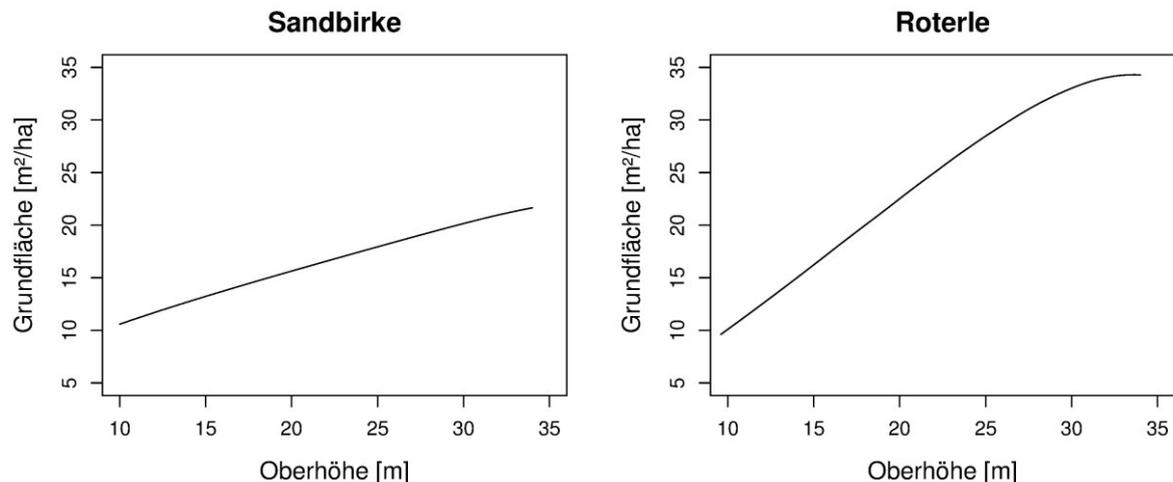


Abbildung 3-3. Grundflächenhaltung in Abhängigkeit von der Oberhöhe nach den Ertragstafeln (Lockow 1995a, 1997a).

3.4.3.2 Z-Baum-Auslese

Die Z-Bäume werden über den gesamten Simulationszeitraum freigestellt, wobei die Kronenabstände zu den Nachbarbäumen wie im Ertragstafelszenario auf 1 m gesetzt sind. Im Unterschied dazu wird aber keine Grundflächenhaltung vorgegeben und die Zwischenfelder bleiben unbehandelt.

3.4.3.3 NLF-Konzept

In diesem Szenario sollen die Empfehlungen der Niedersächsischen Landesforsten (NLF) zur Pflege und Entwicklung von Roterlen- bzw. Birkenbeständen (ML 2004b) abgebildet werden. Die Behandlung ist analog zur Variante Z-Baum-Auslese (s.o.), das Konzept sieht jedoch in der letzten Pflegephase Hiebsruhe vor. Dies wurde berücksichtigt, indem die letzten vier Simulationsschritte ohne Durchforstungseingriffe erfolgten, die Endnutzung kann bei Erreichen der Zielstärke in dieser Phase aber bereits einsetzen.

3.4.3.4 Extensiv

Die Freistellung der Z-Bäume erfolgt wie bei beiden vorherigen Konzepten durch die Vorgabe fester Kronenabstände zu allen Nachbarn, die Abstände sind für beide Baumarten mit 1,5 m aber größer gewählt. Es werden bis zum Alter 25 drei Eingriffe durchgeführt, anschließend erfolgt bis zum Einsetzen der Zielstärkenutzung Hiebsruhe. Dadurch soll einerseits der Zuwachs der Z-Bäume in der dynamischen Jungbestands- bzw. Stangenholzphase gefördert werden. Andererseits soll die Anzahl der Eingriffe minimiert und gleichzeitig die Massenleistung der Bäume in den Zwischenfeldern erhalten bleiben.

3.4.3.5 Nullvariante

Es werden zu Simulationsbeginn Z-Bäume ausgewählt, über den gesamten Simulationszeitraum jedoch keine Eingriffe durchgeführt.

3.4.4 Simulationseinstellungen

Der Durchforstungsbeginn erfolgt bei beiden Baumarten frühzeitig bei einer Bestandesoberhöhe von 10 m, das Eingriffsintervall beträgt 5 Jahre. Entsprechend den Empfehlungen hinsichtlich eines steigenden Entwertungsrisikos und eines nachlassenden Durchmesserzuwachses wurde eine Umtriebszeit von 70 Jahren gewählt. Die Zielstärke wurde auf 45 cm bei Erle bzw. 40 cm bei Birke gesetzt. Für Birke wird übereinstimmend in den meisten Behandlungsrichtlinien gegenüber der Erle eine etwas geringere Z-Baumanzahl empfohlen, so dass für die Simulation 80 Z-Bäume/ha (Birke) bzw. 100 Z-Bäume/ha (Erle) gewählt wurden (Tabelle 3-16). Das Z-Baumkollektiv ist für alle Varianten identisch und wird einmalig zu Simulationsbeginn ausgewählt und bis zum Ende der Simulation beibehalten. Auswahlkriterien sind die soziale Stellung (Baumhöhe bzw. Baumdurchmesser) und eine gleichmäßige räumliche Verteilung der Bäume. Qualitätsmerkmale lassen sich im Modell nicht berücksichtigen.

Tabelle 3-16. Einstellungen der waldbaulichen Szenariensimulation

Variante	Durchforstungsbeginn bei h100	Eingriffs- turnus	Durchforstungs- art	Umtriebs- zeit	Zielstärke Birke/Erle	Z-Bäume Birke/Erle
Ertragstafel	10 m	5 Jahre	Auslesedf.	70 Jahre	40/45 cm	80/100
Z-Baum-Auslese	10 m	5 Jahre	Auslesedf	70 Jahre	40/45 cm	80/100
NLF-Konzept	10 m	5 Jahre	Auslesedf.*	70 Jahre	40/45 cm	80/100
Extensiv	10 m	5 Jahre	Auslesedf.**	70 Jahre	40/45 cm	80/100
Nullvariante	-	-	-	70 Jahre	40/45 cm	80/100

* Eingriffe bis zum Alter 50

** drei Eingriffe bis zum Alter 25

3.5 Statistische Analyse und Validierung

Bei der Wachstums- und Biomassemodellierung wurde die Regressionsanalyse in verschiedenen Modalitäten angewendet. Allgemein wird bei der Regression die stochastische Beziehung zwischen einer abhängigen und einer oder mehreren unabhängigen Variablen quantitativ beschrieben. Voraussetzung für die Verwendung der Regressionsmethode sind Normalverteilung, Varianzhomogenität und stochastische Unabhängigkeit der Fehlerterme. Je nach Problemstellung kamen verschiedene Regressionstechniken zum Einsatz. Im einfachsten Fall wurden lineare oder nichtlineare Zusammenhänge über die Methode der kleinsten Quadrate geschätzt. Bei nichtlinearen Minimierungsproblemen wurde standardmäßig das Gauss-Newton-Verfahren zur linearen Approximierung verwendet. Das Festlegen der Startwerte für die Iteration erfolgte durch systematische Eingrenzung, wobei für jede Wertekombination auf einem zu definierenden Raster die Summe der Residualabweichungen berechnet wurde. Die Parameterkombination mit der kleinsten Abweichungssumme der Fehlerterme wurde als Startwertset gewählt.

In bestimmten Fällen konnte eine Unabhängigkeit der Fehlerterme nicht unterstellt werden. Dies trat z.B. auf, wenn zeitlich wiederholte Messungen an einem Objekt oder räumlich aggregierte Erhebungen vorlagen. So musste bei der Verwendung von Inventurdaten davon ausgegangen werden, dass nicht bekannte örtliche Faktoren Einfluss auf die Ausprägung der am jeweiligen Inventurpunkt erhobenen Merkmale haben. Zur Berücksichtigung dieser Tendenzen wurden die Modelle zu linearen bzw. nichtlinearen gemischten Modellen erweitert, welche Zufallseffekte auf jede Ausprägung (konkreter Stichprobenpunkt) einer Gruppierungseinheit (Stichprobenpunkte) schätzen. Durch die Aufteilung der Residualstreuung auf mehrere Ebenen (between-group, within-group) wird für die Ausprägungen der Gruppierungseinheit angenommen, dass diese unabhängige und zufällige Realisationen einer normalverteilten Grundgesamtheit darstellen, deren mittlerer Trend durch

die festen Effekte im Modell beschrieben wird. Somit gilt für die Zufallseffekte, dass diese den Erwartungswert null besitzen. Das gewöhnliche Regressionsmodell

$$y_i = b_1 x_{1i} + b_2 x_{2i} + \dots + b_n x_{ni} + \varepsilon_i \quad (3.71)$$

wird erweitert zu

$$y_{ij} = b_1 x_{1ij} + b_2 x_{2ij} + \dots + b_n x_{nij} + u_j + \varepsilon_{ij} \quad (3.72)$$

wobei y der beobachtete Wert des Individuums i (z.B. Baum) in Gruppe j (z.B. Stichprobenpunkt) ist, b_n sind die festen Effekte, x_n die erklärenden Variablen, u die gruppenspezifischen Zufallseffekte und ε ist der unabhängige Fehlerterm. Standardmäßig erfolgte bei allen gemischten Modellen die Parameterschätzung über restricted maximum likelihood (REML, Pinheiro u. Bates 2009; Zuur et al. 2009).

Zur Visualisierung und explorativen Analyse funktionaler Zusammenhänge erweisen sich Verallgemeinerte Additive Regressionsmodelle (gam) als geeignet (Hastie u. Tibshirani 1990; Wood 2006; Zuur et al. 2009). Dieses Verfahren wurde bei der Beurteilung der partiellen Einflüsse der Kovariablen im linearen Grundflächenzuwachsmo- dell verwendet. Analog zum Verallgemeinerten Linearen Modell (glm) muss eine Funktionsvorschrift nicht a priori festgelegt werden, sondern ergibt sich durch Addition der Prädiktoren. Als Erweiterung zum glm verbindet dabei die link-Funktion die Antwortvariable mit der erklärenden Variable nicht über den gesamten Wertebereich. Stattdessen erfolgt eine Einteilung des Wertebereichs in eine bestimmte Anzahl an Intervallen, innerhalb derer spline-Funktionen an die Daten angepasst und zu einer glättenden Kurve verbunden werden (smoothing spline). Diese lokale Anpassung bewirkt eine hohe Flexibilität der Kurvenverlaufs und eignet sich somit um die Art eines stochastischen Zusammenhangs abzubilden (z.B. linear, exponentiell, logistisch etc.). Das Verallgemeinerte Additive Modell wird ausgedrückt als

$$Y = a + f(X) + \varepsilon \quad (3.73)$$

wobei a das Interzept der Grundgesamtheit, ε einen unabhängigen Fehlerterm, und f einen glättenden Term darstellt, der den Zusammenhang von Antwortvariable (Y) und erklärender Variable (X) beschreibt (Zuur et al. 2009).

In einigen Fällen wurde auf die Methode der Quantilsregression (Koenker u. Bassett 1978; Koenker 2013) zurückgegriffen, bspw. bei der Modellierung von Site Index-Funktionen und der Herleitung der maximalen Höhenzuwächse. Bei der klassischen Regression wird der bedingte Erwartungswert einer Zufallsvariablen Y als Funktion mindestens einer Kovariablen X modelliert. Die unbekanntenen Regressionskoeffizienten β werden durch Minimierung der Summe der quadrierten Abweichungen, also der Methode der kleinsten Quadrate, geschätzt

$$KQ(\beta) = \sum_{i=1}^n (y_i - x_i \beta)^2 \quad (3.74)$$

Im Gegensatz dazu werden bei der Quantilregression anstelle des bedingten Erwartungswertes von Y bedingte Quantile q gesetzt. Die Parameterschätzung für ein beliebiges Quantil q in Abhängigkeit von den Kovariablen ergibt sich durch Lösung des Minimierungsproblems

$$SQ(\beta) = \sum_{i=1}^n |y_i - x_i \beta| h_i \quad (3.75)$$

wobei h_i definiert ist durch

$$h_i = \begin{cases} 2q & y_i - x_i > 0 \\ 2(q-1) & \text{sonst.} \end{cases} \quad (3.76)$$

Die Schätzung erfolgt also durch Minimierung der asymmetrisch gewichteten absoluten Abweichungsterme. Je näher ein Beobachtungswert am betrachteten Quantil liegt, desto höher wird dieser gewichtet. Vorteile dieser Methode sind einerseits die Robustheit gegenüber Ausreißern durch Minimierung der absoluten und nicht der quadrierten Abweichungsterme und andererseits, dass keine Anforderungen bzgl. Verteilung oder Varianz der Fehler gestellt werden.

Eine Überprüfung der Modelle erfolgte daher optisch anhand der Kurvenverläufe sowie der p-Werte der Parameterschätzungen. Als Signifikanzniveau zur Beurteilung einer stabilen Schätzung wurde die Schwelle von $p = 0,05$ festgesetzt. In allen übrigen Regressionsverfahren wurde zusätzlich die grafische Prüfung auf Normalverteilung der Residuen und deren Varianzhomogenität über den Vorhersagewerten durchgeführt. Zur Modellvalidierung wurden verschiedene Kenngrößen berechnet (Tabelle 3-17). Das Informationskriterium nach Akaike beurteilt die Anpassungsgüte des geschätzten Modells und berücksichtigt gleichzeitig die Komplexität über die Anzahl der Parameter. Diese gehen als Strafterm in die Berechnung ein, da sonst umfassende Modelle mit vielen Parametern bevorzugt würden. Der mittlere Fehler (RMSE) bildet ein Maß für die Schätzgenauigkeit des Modells, das Bestimmtheitsmaß berechnet den Anteil der erklärten Varianz an der Gesamtvarianz in den Daten. Die systematische Verzerrung, ausgedrückt über den Mittelwert der Modellresiduen, wird durch Bias beschrieben.

Sämtliche statistischen Berechnungen wurden mit dem Programmpaket R 2.13 (R Core Team 2013) unter Einbindung der Bibliotheken `quantreg` (Koenker 2013), `nlsm2` (Grothendieck 2013) und `nlme` (Pinheiro et al. 2013) durchgeführt.

Tabelle 3-17. Verwendete Validierungskenngrößen bei der statistischen Modellierung

Bezeichnung	Ausdruck	
Akaikes Kriterium (AIC)	$AIC = n \log \hat{\sigma}^2 + 2k - \min(n \log \hat{\sigma}^2 + 2k)$	(3.77)
Mittlerer Fehler (RMSE)	$RMSE = \sqrt{\sum_{i=1}^n \frac{(y_i - \hat{y}_i)^2}{n - p}}$	(3.78)
Bestimmtheitsmaß (R^2)	$R^2 = r_{y_i, \hat{y}_i}$	(3.79)
Verzerrung (Bias)	$Bias = \sum_{i=1}^n \frac{y_i - \hat{y}_i}{n}$	(3.80)

n = Anzahl der Beobachtungen; p = Parameteranzahl; $k = n-p$; $\hat{\sigma}^2$ = geschätzte Varianz der Residuen; y_i, \hat{y}_i = Beobachtungs- und Schätzwerte; r = Korrelationskoeffizient

4 Ergebnisse

4.1 Charakterisierung der ALn-Vorkommen

Zum Stichtag der BWI 2 betrug der Gesamtvorrat an ALn im Bundesgebiet 192 Mio. m³ (Abbildung 4-1a). Bis 2012 erfolgte ein Anstieg um 15 % auf 219 Mio. m³. Die höchsten ALn-Vorräte im Bereich von 20-35 Mio. m³ sind in Bayern, Niedersachsen, Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern festzustellen. In allen Bundesländern ist von 2002 bis 2012 ein Anstieg der Vorräte erfolgt. Absolut betrachtet zeigen Bayern und Niedersachsen mit ca. 5 Mio. m³ die höchsten Zunahmen. Bezogen auf den Ausgangszustand im Jahr 2002 beträgt der Vorratsanstieg in Hessen 50 % und in Thüringen knapp 40 %. Eine nominale, d.h. statistisch nicht signifikante Zunahme kann für Nordrhein-Westfalen beobachtet werden.

Die Flächenanteile an ALn am bestockten Holzboden liegen je nach Bundesland zwischen 5-20 % (Abbildung 4-1b). Entsprechend der standörtlichen Ausgangssituation sind vor allem in den nord- und ostdeutschen Bundesländern hohe Anteile festzustellen. In Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein beträgt der Flächenanteil ca. 20 %, in Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Sachsen 15 %. Deutlich geringere Anteile von 5-10 % zeigen Bayern, Baden-Württemberg, Hessen und Thüringen. Im Bundesdurchschnitt hat sich der ALn-Anteil von 10 % im Jahr 2002 auf 11 % im Jahr 2012 erhöht. Im Gegensatz zur Vorratsentwicklung zeigt der Ländervergleich jedoch ein differenziertes Bild. In Baden-Württemberg, Hessen, Schleswig-Holstein und Thüringen haben sich die Anteile in der zehnjährigen Inventurperiode um ein bis drei Prozentpunkte erhöht, wohingegen in Brandenburg, Sachsen-Anhalt und Sachsen geringe Rückgänge zu verzeichnen sind. In Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen deuten sich Zunahmen an, die sich statistisch aber nicht absichern lassen.

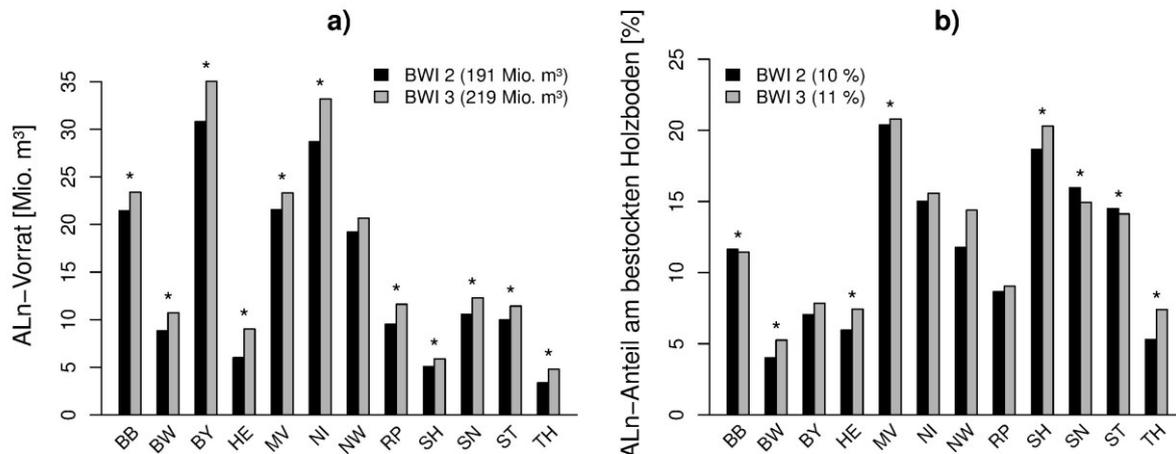


Abbildung 4-1. Vorräte an ALn nach Bundesländern bei der BWI 2 und BWI3 (a). Flächenanteile an ALn am bestockten Holzboden nach Bundesländern (b). BB: Brandenburg, BW: Baden-Württemberg, BY: Bayern, HE: Hessen, MV: Mecklenburg-Vorpommern, NI: Niedersachsen, NW: Nordrhein-Westfalen, RP: Rheinland-Pfalz, SH: Schleswig-Holstein, SN: Sachsen, ST: Sachsen-Anhalt, TH: Thüringen. Das Saarland und die Stadtstaaten wurden aufgrund der geringen Waldflächen vernachlässigt. Signifikante Änderungen sind durch * gekennzeichnet ($\alpha = 5\%$)

In Niedersachsen stocken im Jahr 2012 34 Mio. m³ und damit ca. 15 % des gesamten ALn-Vorrates im Bundesgebiet (Abbildung 4-2a). Die Beiträge der unterschiedenen Baumartengruppen zum Vorrat zeigen, dass Birken, Erlen und Pappeln zusammengenommen in Deutschland etwa 85 % und in Niedersachsen ca. 90 % des ALn-Aufkommens bilden. Birken und Erlen nehmen deutschlandweit gleiche Anteile von 35 % ein, in Niedersachsen sind die Werte mit 40 % bei Birke und 37 % bei Erle im Vergleich etwas höher. Die Anteile

der Pappeln liegen mit 14 % in Niedersachsen bzw. 18 % im Bundesgebiet deutlich dahinter. Während die Weiden noch etwa 5 % zum Vorrat beitragen, beträgt der Anteil der Eberesche ca. 1 %. Sonstige ALn-Arten wie z.B. Kastanie oder Vogelkirsche tragen bundesweit 7 %, in Niedersachsen ungefähr 4 % zum Vorrat bei.

In Niedersachsen konzentrieren sich die höchsten ALn-Vorräte mit 26 Mio. m³ im Privat- und Genossenschaftswald, der 59 % der gesamten Waldfläche umfasst (Abbildung 4-2b). Im Staatswald (28 % der Waldfläche) und im Körperschaftswald (9 %) beträgt der Vorrat zusammengenommen 7 Mio. m³ und damit etwa ein Viertel des Vorrats im Privatwald. Bei den Baumartenanteilen zeigt sich ein differenziertes Bild zwischen den Besitzarten. Im Staatswald macht der Anteil der Birken am ALn-Vorrat ca. 50 % aus, es folgen Erle mit 32 % und Pappel mit 9 %. Sowohl im Körperschafts- als auch im Privatwald ist der Birkenanteil mit 35 % bzw. 40 % deutlich geringer. Während die Erlen im Privatwald 40 % des Vorrates ausmachen, liegt der Anteil im Körperschaftswald bei 20 %. Nach den Birken leisten hier die Pappeln mit 23 % die höchsten Beiträge am Vorratsaufkommen, außerdem liegt der Weidenanteil mit 14 % deutlich höher als im Staats- bzw. Privatwald.

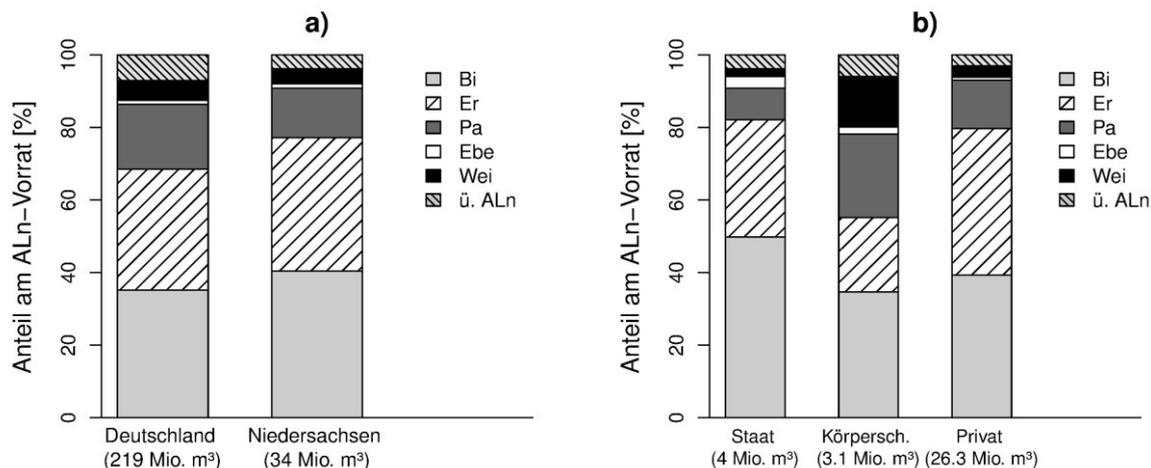


Abbildung 4-2. Anteile einzelner Baumartengruppen am ALn-Vorrat in Deutschland und Niedersachsen bei der BWI 3 (a). Anteile einzelner Baumartengruppen am ALn-Vorrat in Niedersachsen nach Wald-Eigentumsarten bei der BWI 3 (b). Bi: Birken; Er: Erlen; Pa: Pappeln; Ebe: Eberesche; Wei: Weiden; ü. ALn: übrige Arten aus der ALn-Gruppe (Vogelkirsche, Traubenkirsche, sonst. Wildobst, Kastanie, Hasel)

Etwa 10 Mio. m³ und damit ein Viertel des ALn-Aufkommens stockt auf Flächen, die als besonders geschützte Waldbiotope klassifiziert wurden (Abbildung 4-3a). In Niedersachsen handelt es dabei ausschließlich um Bruch- Sumpf- und Auenwälder oder um sonstige nach § 30 Bundesnaturschutzgesetz geschützte Biotope feuchter und nasser Standorte. Dies spiegelt sich in der Vorratszusammensetzung wider. So entfallen 7 Mio. m³ und damit mehr als die Hälfte des Erlenvorrates auf geschützte Biotope, bei den Birken sind es 2,5 Mio. m³ (17 % des Birkenvorrates) und bei den Pappeln 1 Mio. m³ (20 % des Pappelvorrates). Mit 12 Mio. m³ bilden die Birken etwa die Hälfte des ALn-Vorrates auf Flächen ohne besonderen Biotopschutz, gefolgt von Erle mit 6 Mio. m³ und Pappel mit 4 Mio. m³.

Neben der Verteilung der Vorräte auf geschützte Waldbiotope ist auch eine mögliche Einschränkung der Holznutzung bei der Charakterisierung des ALn-Aufkommens von Bedeutung. Nutzungseinschränkungen oder -verbote können sich einerseits aus rechtlichen Vorgaben ergeben. Weiterhin können auch innerbetriebliche Eigenschaften vorliegen, die eine Holznutzung zwar nicht gesetzlich verbieten aber höchstwahrscheinlich ausschließen. Dazu zählen Ursachen wie die Geländebeschaffenheit (z.B. extreme Hanglagen, Nassstandorte) oder Flächen in Splitterbesitz bzw. Streulage mit unwirtschaftlicher Größe. Von den Nutzungseinschränkungen sind in Niedersachsen weniger als 5 Mio. m³ und damit etwa 12 %

des ALn-Vorrates betroffen (Abbildung 4-3b). Birken und Erlen sind dabei mit gleichen Anteilen, übrige Arten nur marginal vertreten.

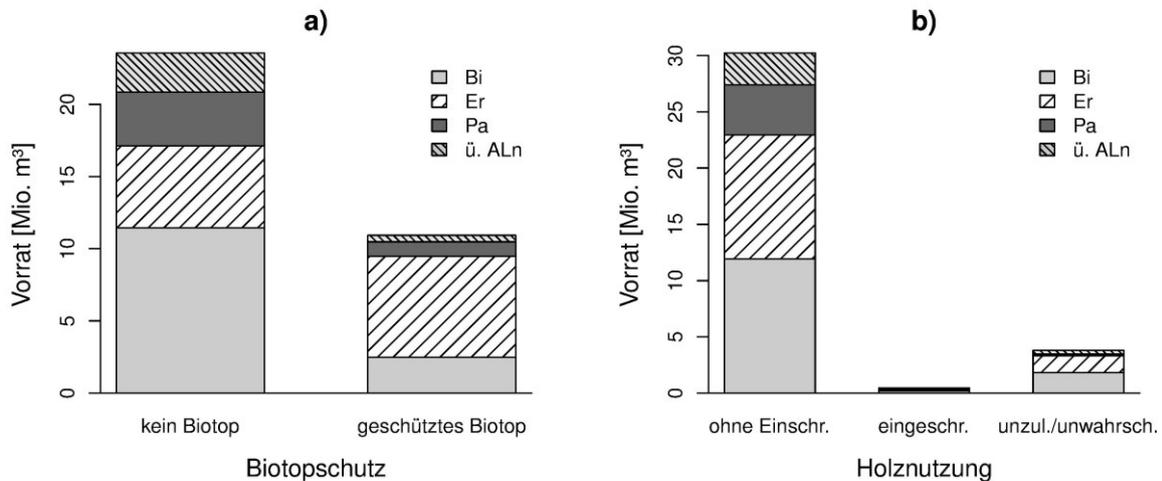


Abbildung 4-3. Vorräte an ALn in Niedersachsen nach Biotopschutz gem. § 30 Bundesnaturschutzgesetz und Baumartengruppen bei der BWI 3 (a). Vorräte an ALn in Niedersachsen nach Einschränkung der forstlichen Nutzung und Baumartengruppen bei der BWI 3 (b). ohne Einschr.: Holznutzung uneingeschränkt möglich; eingeschr.: Holznutzung eingeschränkt möglich; unzul./ unwahrsch.: Holznutzung nicht zulässig oder nicht zu erwarten. Bi: Birken; Er: Erlen; Pa: Pappeln; Ebe: Eberesche; Wei: Weiden; ü. ALn: übrige Arten aus der ALn-Gruppe (Weiden, Eberesche, Vogelkirsche, Traubenkirsche, sonst. Wildobst, Kastanie, Hasel)

Tabelle 4-1. Verteilung der Baumartenflächen [%] auf die bei der BWI 3 ausgewiesenen Bestockungstypen (z.T. vereinfacht). sonst. ALn-Bestockung: Bestockungstyp mit führendem ALn, das nicht zu den Birken oder Erlen zählt. sonst. Laubholzbestockung: Buchen-, Eschen- oder sonstige Laubholzbestockung außer ALn; sonst. Nadelholzbestockung: Fichten-, Lärchen-, Douglasien- oder Tannenbestockung; ü. ALn: übrige Arten aus der ALn-Gruppe (Weiden, Eberesche, Vogelkirsche, Traubenkirsche, sonst. Wildobst, Kastanie, Hasel)

Bestockungstyp	Baumartenfläche [%]			
	Birke	Erle	Pappel	ü. ALn
Birkenbestockung	60	2	6	11
Erlenbestockung	2	83	7	3
sonst. ALn-Bestockung	1	1	49	55
Eichenbestockung	6	5	9	5
Kiefernbestockung	18	1	8	6
sonst. Laubholzbestockung	4	3	5	11
sonst. Nadelholzbestockung	9	5	16	9

Mischungsverhältnisse lassen sich über die bei der BWI angesprochenen Bestockungstypen beschreiben. Ein Bestockungstyp wird für jede Traktecke anhand der führenden Baumart oder Baumartengruppe, d.h. der Gruppe mit dem höchsten Grundflächenanteil, festgelegt. Demnach verteilt sich die Birkenfläche zu 60 % auf Bestockungen, die auch als Birkentyp ausgewiesen wurden (Tabelle 4-1). Weitere 18 % der Birkenfläche treten in Kiefernbestockungen auf, die übrigen 22 % verteilen sich auf Erlen-, ALn-, Eichen- oder sonstige Bestockungstypen mit führendem Laub- oder Nadelholz. Bei der Erle zeigen die Mischungsverhältnisse einen noch deutlicheren Trend zum Rein- bzw. erlendominierten Bestand. Zusammengenommen verteilen sich 17 % der Erlenfläche auf Bestockungen, die nicht als Erentyp angesprochen wurden. Bei Pappeln und übrigem ALn konzentriert sich die Hälfte der Baumartenflächen in sonstigen ALn-Bestockungen. Die verbleibenden Anteile liegen schwerpunktmäßig in den Laubholzbestockungen (Birke, Erle, Eiche und sonstige). Bei den Pappeln ist noch der Flächenanteil von 16 % in den sonstigen Nadelholzbestockungen hervorzuheben. Zusammenfassend verdeutlichen die dargestellten

Zahlen, dass der überwiegende Teil des ALn-Aufkommens (vor allem Erlen und auch Birken) nicht als Beimischung in Bestockungen mit anderen führenden Baumarten vorkommt, sondern mehrheitlich das Bestandesbild prägt.

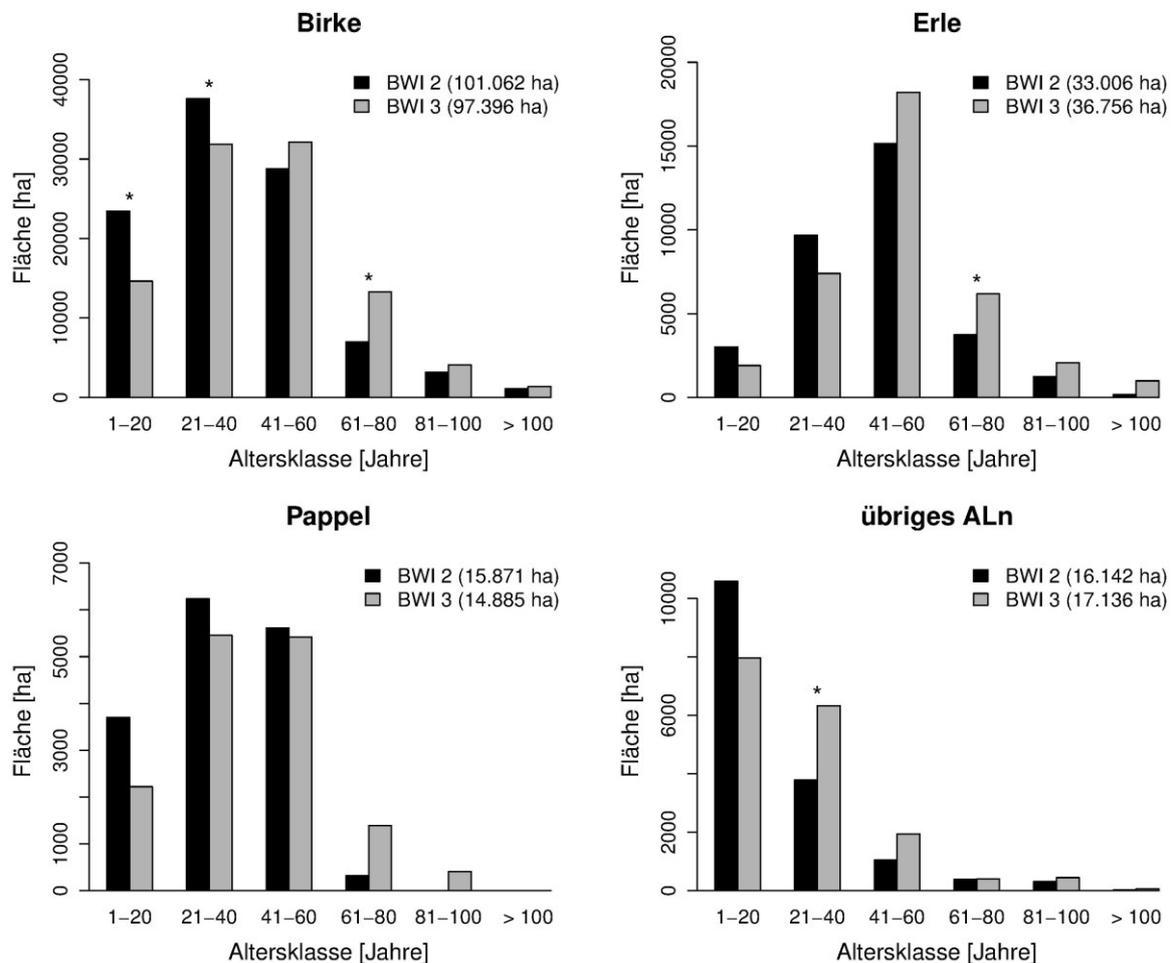


Abbildung 4-4. Baumartenflächen nach Altersklassen bei der BWI 2 und BWI 3 in Niedersachsen. Signifikante Änderungen sind durch * gekennzeichnet ($\alpha = 5\%$). übriges ALn: Weiden, Eberesche, Vogelkirsche, Traubekirsche, sonst. Wildobst, Kastanie, Hasel

In der Summe hat sich die Gesamtfläche an ALn in Niedersachsen zwischen BWI 2 und BWI 3 nicht verändert, allerdings sind bei einzelnen Baumartengruppen Zu- bzw. Abnahmen zu beobachten (Abbildung 4-4). Die Birkenfläche ist zwischen 2002 und 2012 um ca. 3000 ha auf 97.396 ha zurückgegangen. Diese Abnahme ist ausschließlich auf die Flächenrückgänge in den ersten beiden Altersklassen (1-40 Jahre) zurückzuführen, wobei vor allem der deutliche Rückgang von 10.000 ha in der ersten Altersklasse auffällt. In den höheren Altersklassen (41-100 Jahre) lassen sich durch die natürliche Altersdynamik hingegen tendenziell Zunahmen erkennen. Bei der Erle ist ein ähnlicher Trend auszumachen, allerdings überwiegen hier die Zunahmen in den Altersklassen > 40 Jahre gegenüber den Rückgängen in den ersten beiden Altersklassen, so dass insgesamt ein Anstieg der Erlenfläche um ca. 4000 ha erfolgt ist. Im Gegensatz zur Birke ist der Altersklassenaufbau deutlich unausgeglichener mit eindeutigem Schwerpunkt im Alter 41-60 Jahre. Bei den Pappeln liegt der Schwerpunkt wie bei den Birken in der zweiten und dritten Altersklasse. In allen drei Altersklassen bis 60 Jahre deuten sich tendenziell Flächenabnahmen an, die sich statistisch aber nicht absichern lassen. Insgesamt ist die Fläche der Pappeln in zehn Jahren um ca. 1000 ha zurückgegangen. Die

übrigen ALn-Arten zusammengefasst zeigen nominale, d.h. statistisch nicht abgesicherte, Abnahmen in der ersten Altersklasse und tendenzielle Zunahmen im höheren Alter.

Die Birken weisen in Niedersachsen in der zehnjährigen Inventurperiode einen durchschnittlichen Brutto-Zuwachs von annähernd 500.000 m³/Jahr auf (Abbildung 4-5). Im selben Zeitraum sind jährlich 400.000 m³ ausgeschieden, davon entfallen 300.000 m³ auf eine forstliche Nutzung und 100.000 m³ auf sonstigen Abgang (vor allem Mortalität). In der Bilanz ergibt sich ein Netto-Zuwachs von knapp 100.000 m³/Jahr. Bezogen auf die mittlere Baumartenfläche zwischen beiden Inventurzeitpunkten (ca. 99.000 ha, Abbildung 4-4) beträgt der Vorratsaufbau somit etwa 1 m³ je Hektar und Jahr. Obwohl die Gesamtvorräte bei den Erlen in ähnlicher Größenordnung liegen, ist die Nutzung mit knapp 100.000 m³/Jahr im Vergleich zu den Birken deutlich geringer. Beachtlich ist, dass etwa die Hälfte des ausgeschiedenen Vorrates bei den Erlen nicht auf forstliche Nutzungen sondern auf Mortalität zurückzuführen ist. Mit 200.000 m³/Jahr, was bei einer mittleren Baumartenfläche von 35.000 ha ca. 6 m³ je Hektar und Jahr entspricht, weisen die Erlen den höchsten Netto-Zuwachs auf. Neben dem vergleichsweise geringen ausgeschiedenen Vorrat ist der hohe Brutto-Zuwachs (ca. 10 m³ je Hektar und Jahr) dafür ausschlaggebend. Unterstellt man für die Pappeln eine mittlere Baumartenfläche von 15.300 ha, ergibt sich aus dem ermittelten jährlichen Brutto-Zuwachs (19.000 m³) ein flächenbezogener Zuwachs von 12 m³ je Hektar und Jahr. Der Abgang, und dabei insbesondere der im Vergleich zu den übrigen Baumartengruppen auffallend hohe Nutzungsanteil von 90 %, überwiegt bei den Pappeln jedoch, so dass sich insgesamt ein negativer Netto-Zuwachs ergibt. Die übrigen ALn-Arten leisten entsprechend ihren Vorrats- bzw. Flächenanteilen Beiträge von ca. 10 % zum gesamten Zuwachs bzw. Abgang des ALn, wobei sich ein leichter Vorratsaufbau abzeichnet. In der Gesamtbetrachtung sind zwischen den Jahren 2002 und 2012 jährlich etwa 870.000 m³ an ALn ausgeschieden, davon wurden 600.000 m³ forstlich genutzt. Demgegenüber steht ein jährlicher Brutto-Zuwachs von 1,168 Mio. m³.

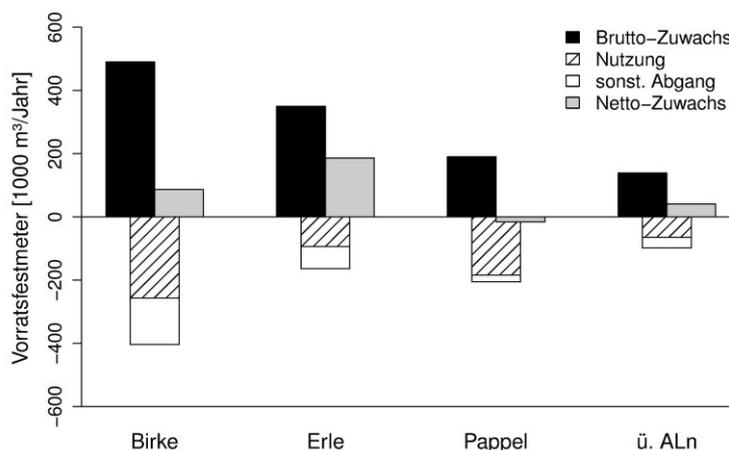


Abbildung 4-5. Jährlicher Brutto-Zuwachs, ausscheidender Vorrat und Netto-Zuwachs für ALn im Derbholz in der Inventurperiode 2002-2012 in Niedersachsen. übriges ALn: Weiden, Eberesche, Vogelkirsche, Traubenkirsche, sonst. Wildobst, Kastanie, Hasel

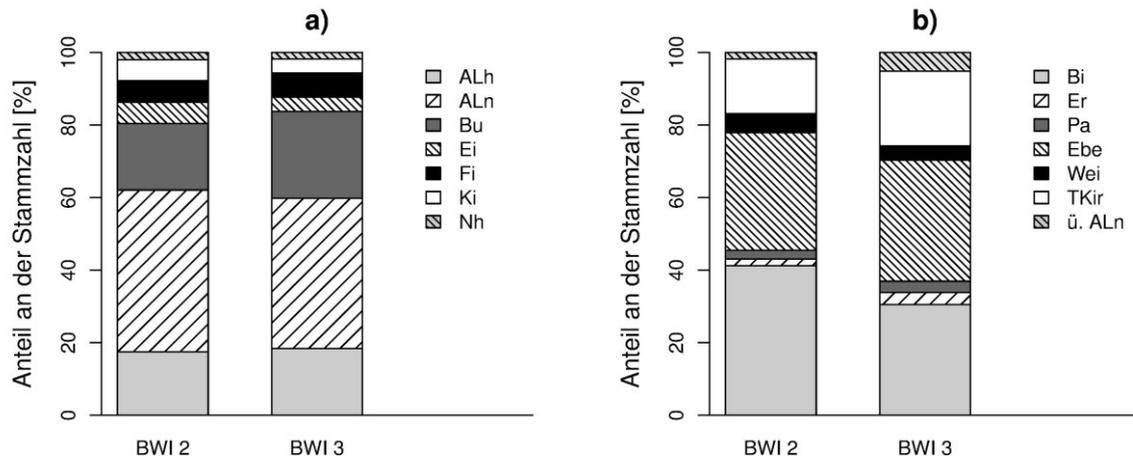


Abbildung 4-6. Zusammensetzung der Gehölzverjüngung (> 1,3 m Höhe und < 7 cm BHD) nach Baumartengruppen und Inventurzeitpunkt in Niedersachsen (a). ALh: sonstiges Laubholz mit hoher Umtriebszeit; ALn: sonstiges Laubholz mit niedriger Umtriebszeit; Bu: Buche; Ei: Eichen; Fi: Fichten; Ki: Kiefern; Nh: sonstiges Nadelholz.

Zusammensetzung der ALn-Gehölzverjüngung (> 1,3 m Höhe und < 7 cm BHD) nach Inventurzeitpunkt in Niedersachsen (b). Bi: Birken; Er: Erlen; Pa: Pappeln; Ebe: Eberesche; Wei: Weiden; TKir: Traubenkirsche; ü. ALn: übrige Arten aus der ALn-Gruppe (Vogelkirsche, sonst. Wildobst, Kastanie, Hasel)

Die Gehölzverjüngung in Niedersachsen wird eindeutig durch das ALn dominiert (Abbildung 4-6a). Im Jahr 2002 beträgt der ALn-Anteil 46 % und damit mehr als die übrigen Laubholzarten zusammen (ca. 40 %). Bis 2012 ist der ALn-Anteil auf 41 % zurückgegangen, eine Zunahme ist vor allem bei der Buche zu beobachten. Zum Zeitpunkt der BWI 2 besitzen die Birken mit 41 % den höchsten Anteil innerhalb der ALn-Gruppe (Abbildung 4-6b). Eberesche und Traubenkirsche spielen im Derbholzbestand praktisch keine Rolle (vgl. z.B. Abbildung 4-2), in der Gehölzverjüngung sind die Anteile mit 32 % bzw. 15 % demgegenüber vergleichsweise hoch. Bei Erlen und Pappeln ist das Gegenteil zu beobachten. Während vor allem die Erlen zusammen mit den Birken die höchsten Vorräte und Flächen im Derbholz aufweisen, ist der Erlenanteil mit 2 % an der ALn-Verjüngung sehr gering. Die Pappeln liegen in derselben Größenordnung. Bis zum Jahr 2012 sind unter den betrachteten Arten nur bei Birken und Traubenkirsche nennenswerte Anteilsverschiebungen erfolgt. Während bei den Birken ein Rückgang um 11 Prozentpunkte auf 30 % festzustellen ist, hat sich der Anteil der Traubenkirsche von 15 % auf 21 % erhöht. Infolge der deutlichen Abnahme bei den Birken besitzt im Jahr 2012 die Eberesche mit 33 % den höchsten Stammzahlanteil.

4.2 Wachstumsmodelle

4.2.1 Einzelbaumvolumen

Für Bäume oberhalb der Derbholzgrenze wurde das Volumen über die Eingangsgrößen BHD und Höhe bestimmt. Um die Plausibilität der aus der Literatur übernommenen Funktionen zu überprüfen, wurden Durchmesserwerte im Bereich von 0-80 cm mit Höhenwerten von 0-40 m kombiniert. Für jedes mögliche Wertepaar wurde das Volumen bestimmt (Abbildung 4-7). Die Ergebnisse zeigen bei allen Baumarten ein konsistentes Muster. Eine Zunahme des Durchmessers oder der Höhe bewirken stets eine Zunahme des Baumvolumens. Die gekrümmten Kurvenverläufe zeigen, dass das Verhältnis nicht linear ist, sondern die BHD-Zunahme stärker auf den Volumenzuwachs wirkt als die Zunahme der Baumhöhe. So ergibt sich bei der Erle bei einer Höhe von 20 m und einem BHD von 20 cm ein Volumen von ca. 0,3 m³. Wird die Höhe konstant gehalten, bewirkt eine Erhöhung des BHD um fünf

Zentimeter einen Volumenanstieg auf $0,5 \text{ m}^3$. Ist der BHD bei 20 cm festgesetzt, wäre hingegen eine Höhenzunahme um ca. 12 m erforderlich, um dieselbe Volumenerhöhung zu bewirken. Die Beschränkung des Geltungsbereiches der gewählten Funktionen wird bei Birke und Erle deutlich. Bei beiden Baumarten würde sich für Bäume unterhalb der Derbholzgrenze kein bzw. ein negatives Volumen ergeben, was durch den Verlauf der Null-Linie verdeutlicht wird. Bei Pappel/Weide und Eberesche tritt dieser Effekt nicht auf, d.h. keine der gewählten Wertekombinationen ergeben ein negatives Volumen.

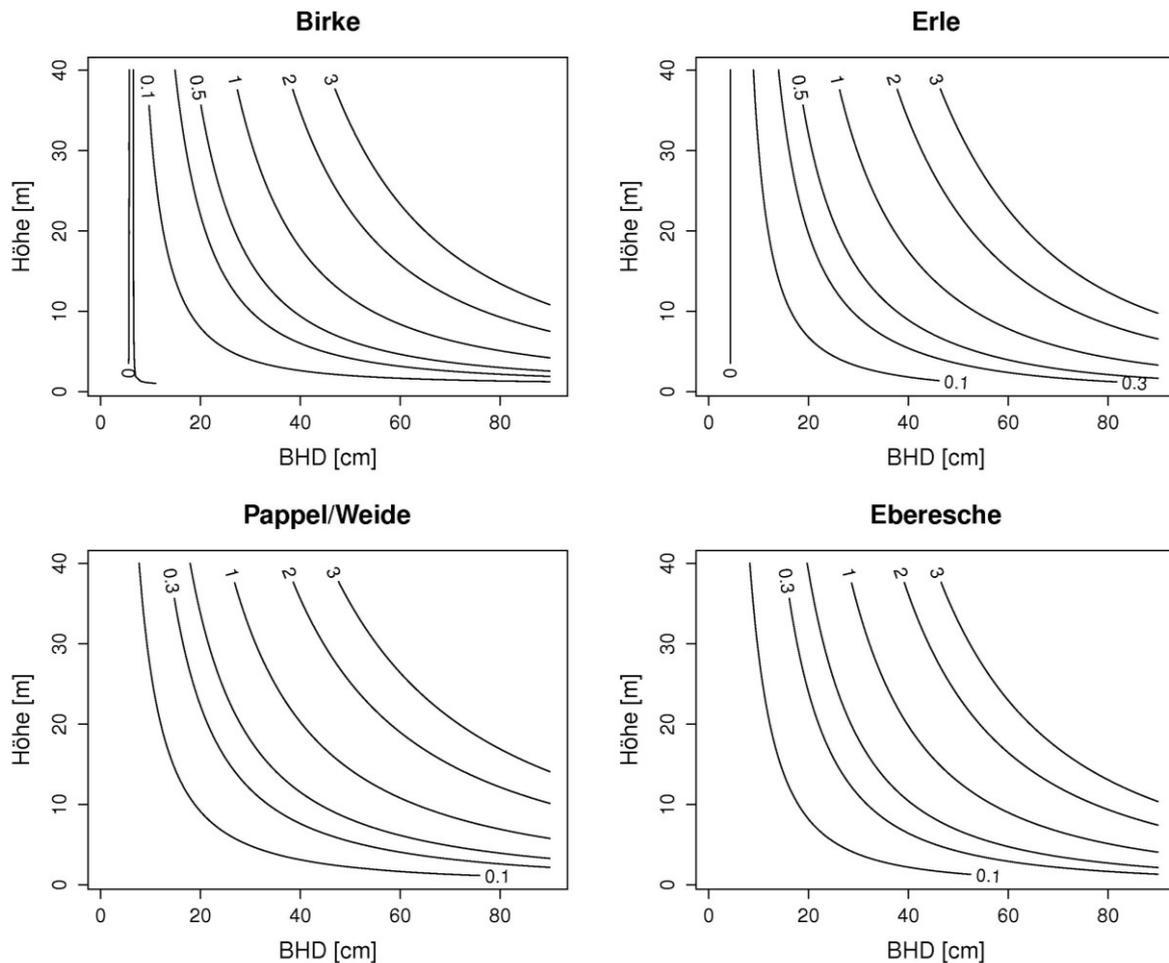


Abbildung 4-7. Einzelbaumvolumina [m^3] als Funktion der Baumhöhe und des BHD

4.2.2 Kronenbreite

Die Anpassungsstatistiken des linearen Modells der Kronenbreitenschätzung für die beiden Birkenarten zeigt Tabelle 4-2. Der mittlere Schätzfehler beträgt 0,31 m, das Bestimmtheitsmaß ist mit 0,97 sehr hoch. Beide Parameter des Modells weisen eine stabile Schätzung auf, was durch die Konfidenzintervalle belegt wird (Tabelle 4-3). Der Vergleich der Kronenbreitenentwicklung der betrachteten Baumarten ist in Abbildung 4-8 veranschaulicht. Bei Birke, Erle und Eberesche ist ein nahezu identischer Verlauf festzustellen, wobei bei niedrigerem Durchmesser die Kronenbreiten der Eberesche etwas höher liegen. Bedingt durch die Funktionsvorschrift folgt die Kronenbreite bei Pappel/Weide zunächst einem nichtlinearen Verlauf. Die Kurve verläuft konstant über denen der anderen Baumarten, eine Überschneidung erfolgt ab einem BHD von etwa 60 cm und einer Kronenbreite von 8 m.

Tabelle 4-2. Anpassungsstatistiken des Kronenbreitenmodells für Sandbirke und Moorbirke

Baumart	Modell	AIC	RMSE	R2	Bias
Sandbirke/ Moorbirke	(3.24)	12707	0,314	0,975	0,000

Tabelle 4-3. Koeffizientenschätzung des Kronenbreitenmodells für Sandbirke und Moorbirke

Baumart	Modell	Parameter	Koeffizient	95%-Konfidenzintervall		p-Wert
				Untergrenze	Obergrenze	
Sandbirke/ Moorbirke	(3.24)	a	0,348	0,340	0,356	0,000
		b	0,141	0,140	0,142	0,000

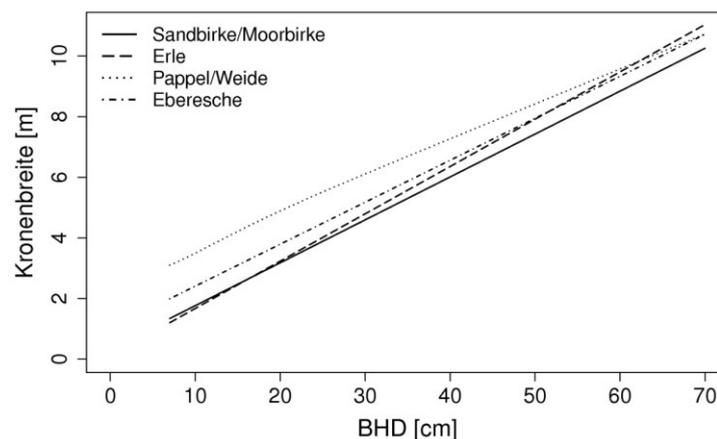


Abbildung 4-8. Geschätzte Kronenbreiten über dem BHD getrennt nach Baumart entsprechend den verwendeten Funktionen

4.2.3 Kronenansatz

Die Auswahl des jeweiligen Kronenansatzmodells erfolgt über die Anpassungsstatistiken (Tabelle 4-4). Da eine höhere Anzahl an Parametern eine höhere Flexibilität und damit ein besseres Anpassungsverhalten des Modells zur Folge hat, dient der AIC als entscheidendes Auswahlkriterium. Beim AIC geht die Parameteranzahl als Strafterm in die Berechnung ein, so dass Vergleiche von Modellen unterschiedlicher Parameteranzahlen zulässig sind. Es zeigt sich, dass mit Ausnahme der Weide bei allen Baumarten das Modell nach Schmidt (2001) die besten Ergebnisse liefert. Die mittleren Schätzfehler liegen zwischen 1,63 m (Eberesche) und 3,14 m (Pappel). Sowohl bei Sandbirke als auch bei Eberesche erwies sich der Parameter c als nicht signifikant. Die Anpassungsstatistiken beziehen sich daher auf die um den Parameter c reduzierten Modelle. Dieser beschreibt den partiellen Einfluss des BHD auf die Kronenansatzhöhe, d.h. es wird der als gültig angenommene Trend berücksichtigt, dass bei gleichaltrigen Beständen das Kronenprozent mit steigendem BHD zunimmt. Allerdings ist erkennbar, dass sich der Parameter c zwischen Erle, Pappel und Moorbirke bzgl. des Vorzeichens uneinheitlich verhält (Tabelle 4-5). Während bei Moorbirke und Pappel die Kronenansatzhöhe erwartungsgemäß mit höherem Durchmesser abnimmt, ist bei der Erle das Gegenteil der Fall. Aufgrund der relativ stabilen Parameterschätzung ($p = 0,001$) und des als ausreichend befundenen Stichprobenumfangs ($n = 2317$) wurde entschieden, das Modell in dieser Form zu übernehmen.

Das Verhältnis von Höhe zu BHD (h/d -Wert, Parameter b) weist in allen Fällen eine einheitliche Wirkungsrichtung auf. Positive Koeffizienten bedeuten, dass der Betrag im

Exponenten kleiner wird, wodurch sich ein kleinerer Kronenanteil ergibt. Je höher der Schlankheitsgrad ist, desto höher liegt folglich der Kronenansatz. Dadurch wird die Entwicklung der Konkurrenzsituation des Einzelbaumes berücksichtigt. Abnehmende h/d -Werte bei gleicher Höhe bedeuten, dass der Baum freistehender aufgewachsen und infolgedessen der Bekronungsgrad größer ist. In dieselbe Richtung wirkt auch die Bestandesoberhöhe über den Parameter d . Dabei wird der bestandesübergreifende Trend berücksichtigt, dass das Kronenprozent mit zunehmender Bestandeshöhe abnimmt (Kramer 1988). Bedingt durch die Klumpungstendenzen in der Datenstruktur, d.h. mehrere Kronenansatzmessungen je Aufnahmepunkt, wurde je Modell ein bestandesbezogener Parameter als Zufallseffekt betrachtet. Bei der Weide stand nur der Parameter a zur Auswahl, bei den übrigen Baumarten ergab der Vergleich der AIC-Werte, dass anstelle von a der Parameter d als Zufallseffekt eine bessere Anpassungsgüte bewirkt. Durch das 95%-Vertrauensintervall wird deutlich, dass die Standardabweichung aller Zufallseffekte signifikant von null verschieden ist. Eine Aufteilung der gesamten Residualabweichung auf Bestandes- und Einzelbaumebene (σ_e) ist demzufolge sinnvoll. Die grafische Darstellung der Residuen lässt bei allen Baumarten keine auffälligen Muster erkennen, die auf eine Verletzung der Modellannahmen schließen lässt (Abbildung 4-9).

Tabelle 4-4. Anpassungsstatistiken der Kronenansatzmodelle für ALn

Baumart	Modell	AIC	RMSE [m]	R ²	Bias [m]
Sandbirke	(3.28)	14001	2,11	0,84	0,21
	(3.29)	14482	2,32	0,84	0,15
	(3.30)	14256	2,20	0,83	0,24
	(3.31)	14262	2,14	0,83	0,14
	(3.32)	14618	2,22	0,82	0,02
Moorbirke	(3.28)	7078	1,67	0,78	0,18
	(3.29)	7154	1,74	0,78	0,14
	(3.30)	7130	1,74	0,77	0,25
	(3.31)	7311	1,83	0,73	0,00
	(3.32)	7296	1,74	0,77	0,27
Erle	(3.28)	9588	2,19	0,80	0,25
	(3.29)	9818	2,28	0,79	0,23
	(3.30)	9612	2,22	0,79	0,26
	(3.31)	9689	2,22	0,79	0,11
	(3.32)	9834	2,30	0,78	0,36
Pappel	(3.28)	1936	3,14	0,75	0,00
	(3.29)	1944	3,23	0,74	-0,04
	(3.30)	1943	3,22	0,74	-0,04
	(3.31)	1967	3,28	0,73	-0,06
	(3.32)	1950	3,27	0,73	-0,06
Eberesche	(3.28)	3280	1,63	0,80	0,04
	(3.29)	3319	1,75	0,79	0,05
	(3.30)	3331	1,66	0,79	0,04
	(3.31)	3401	1,74	0,77	0,05
	(3.32)	3491	1,71	0,77	-0,05
Weide	(3.28)	798	2,33	0,70	0,40
	(3.29)	780	2,30	0,74	0,30
	(3.30)	833	2,42	0,66	0,29
	(3.31)	814	2,28	0,72	0,24
	(3.32)	812	2,13	0,74	-0,01

4 Ergebnisse

Tabelle 4-5. Koeffizientenschätzung der Kronenansatzmodelle für ALn

Baumart	Modell	Parameter	Koeffizient	95%-Konfidenzintervall		p-Wert	
				Untergrenze	Obergrenze		
Sandbirke (n = 3372)	(3.28)	feste Effekte	<i>a</i>	-0,620	-0,709	-0,532	0,000
			<i>b</i>	0,336	0,305	0,367	0,000
			<i>c</i>	n.s.	-	-	-
			<i>d</i>	0,320	0,293	0,347	0,000
		Zufallseffekte	σd	0,055	0,051	0,055	
			$\sigma \varepsilon$	1,553	1,479	1,589	
Moorbirke (n = 1940)	(3.28)	feste Effekte	<i>a</i>	-0,267	-0,406	-0,128	0,000
			<i>b</i>	0,245	0,175	0,315	0,000
			<i>c</i>	-0,003	-0,006	-0,001	0,026
			<i>d</i>	0,262	0,196	0,327	0,000
		Zufallseffekte	σd	0,056	0,049	0,063	
			$\sigma \varepsilon$	1,346	1,298	1,396	
Erle (n = 2317)	(3.28)	feste Effekte	<i>a</i>	-0,319	-0,467	-0,170	0,000
			<i>b</i>	0,536	0,441	0,630	0,000
			<i>c</i>	0,004	0,002	0,007	0,000
			<i>d</i>	0,160	0,100	0,221	0,000
		Zufallseffekte	σd	0,066	0,071	0,076	
			$\sigma \varepsilon$	1,474	1,528	1,585	
Pappel (n = 386)	(3.28)	feste Effekte	<i>a</i>	-0,363	-0,687	-0,038	0,029
			<i>b</i>	0,243	0,059	0,427	0,010
			<i>c</i>	-0,003	-0,005	-0,001	0,004
			<i>d</i>	0,281	0,172	0,389	0,000
		Zufallseffekte	σd	0,045	0,037	0,054	
			$\sigma \varepsilon$	2,202	1,959	2,476	
Eberesche (n = 889)	(3.28)	feste Effekte	<i>a</i>	-0,297	-0,420	-0,175	0,000
			<i>b</i>	0,251	0,196	0,308	0,000
			<i>c</i>	n.s.	-	-	-
			<i>d</i>	0,200	0,154	0,246	0,000
		Zufallseffekte	σd	0,056	0,050	0,063	
			$\sigma \varepsilon$	1,171	1,085	1,264	
Weide (n = 185)	(3.29)	feste Effekte	<i>a</i>	0,615	0,525	0,705	0,000
			<i>b</i>	-0,115	-0,211	-0,019	0,020
			<i>c</i>	-	-	-	-
			<i>d</i>	-	-	-	-
		Zufallseffekte	σa	0,157	0,124	0,199	
			$\sigma \varepsilon$	1,396	1,170	1,665	

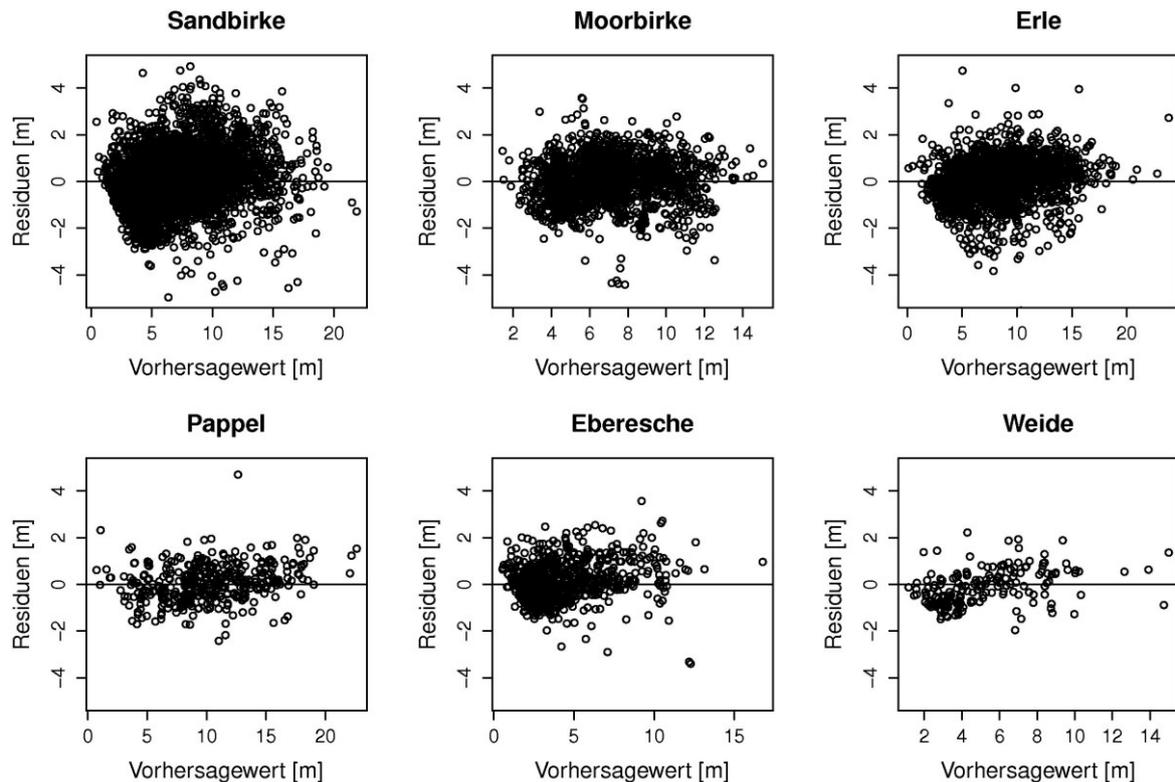


Abbildung 4-9. Darstellung der Residuen über den Vorhersagewerten für die Kronenansatzschätzung

4.2.4 Site Index

Die Übertragbarkeit vorhandener Site Index-Funktionen auf das Untersuchungsgebiet wurde anhand der für jeden Inventur-Stichprobenpunkt artweise berechneten Mittelhöhen überprüft. Dargestellt sind die jeweiligen funktionalisierten Alters- Mittelhöhenbeziehungen für die beste, schlechteste sowie die mittlere Bonitätsstufe (Abbildung 4-10). Bedingt durch die rechnerische Verschiebung bei der Konvertierung der Oberhöhenfunktionen in die korrespondierenden Mittelhöhenfunktionen treten am Koordinatenursprung z.T. negative Höhenwerte auf. Da für die Weide bisher keine Funktionen vorliegen, sind lediglich die Wertepaare abgebildet. Bei der Sandbirke zeigt sich eine zufriedenstellende Eingrenzung der Eingangswerte durch den Bonitätsrahmen, die Wachstumsverhältnisse im nordwestdeutschen Raum werden durch die Funktion nach Lockow (1997a) ausreichend beschrieben. Bei der Roterle ist erkennbar, dass der überwiegende Teil der Datenpunkte ebenfalls innerhalb des Bonitätsrahmens liegt. Im Unterschied zur Sandbirke befindet sich ein vergleichsweise hoher Anteil noch unterhalb der niedrigsten Bonitätsstufe (22 m). Ein vergleichbares Muster ist bei der Pappel erkennbar. Der obere Wertebereich wird durch die funktionalisierte Mittelhöhenentwicklung der Ertragstafel nach Rätzel (1969) hinreichend beschrieben. Der untere Wertebereich im Alter von 30-60 Jahren bei Bestandesmittelhöhen von 10-15 m liegt hingegen außerhalb des Rahmens, repräsentiert aber für Pappel eher untypische Alters-Höhenbeziehungen.

Entscheidend für eine dynamische Bonitierung anhand von Site Index-Funktionen ist vor allem, dass Eingangswerte (Alters-Höhenmesspaare) im Extrapolationsbereich nicht zu eindeutig unplausiblen Vorhersagen führen. Dies deutet sich im Falle der Moorbirke an. Ein relativ hoher Anteil der Datenpunkte weist ein Bestandesalter von 20-30 Jahren auf und liegt in seiner Höhenentwicklung bereits eindeutig über der für Moorbirke allenfalls selten zutreffenden Oberhöhenbonität von 28 m. Vor diesem Hintergrund ist davon auszugehen, dass die Kurvenform den Wachstumsgang, insbesondere in Jungbeständen, nicht zutreffend beschreibt. Bei der Eberesche, die auf einer vergleichsweise geringen Anzahl an

Inventurpunkten erfasst wurde, ist ein ähnlicher Trend zu beobachten. Die Datenlage lässt eher darauf schließen, dass der Wert der Asymptote auch bei sehr guten Wuchsbedingungen im Bereich um 25 m liegen dürfte. Durch Einsetzen des jeweiligen Wertepaares (Alter-Mittelhöhe) am Inventurpunkt in die entsprechenden Gleichungen (Tabelle 3-8) lässt sich der individuell prognostizierte Wachstumsgang für einen beliebigen Zeitraum darstellen (Abbildung 4-11). Dabei wird die erwähnte Problematik bei der Moorbirke verdeutlicht. Für einen erheblichen Anteil der Punkte werden bereits im Altersbereich 40-60 Jahre Mittelhöhen von über 30 m prognostiziert, in Extremfällen liegen die Werte noch deutlich höher. Bei der Eberesche zeigt sich ein ähnliches Muster, allerdings mit geringerer Ausprägung. Zusätzlich weisen die Wachstumsgänge auch ab einem Altersbereich von 50-60 Jahren noch keine Kulminationstendenzen auf, was im Falle der Eberesche als unplausibel angesehen werden kann. Bei den übrigen Baumarten liefern die verwendeten Funktionen weitgehend konsistente Ergebnisse. Zudem zeigt sich, dass die Wachstumsverläufe der Punkte unterhalb der Bonitätsrahmen bzgl. Plausibilität deutlich unkritischer zu beurteilen sind. Lediglich in Einzelfällen treten bei Sandbirke und Roterle Site Index-Schätzungen von über 35 m auf.

Eine Neuanpassung der Site Index-Funktion wurde dementsprechend nur für Moorbirke, Eberesche und bedingt durch bisher nicht vorhandene Modelle auch für Weide vorgenommen. Die Ergebnisse der Modellanpassungen an die durch Quantilsregression simulierten Daten zeigt Tabelle 4-6. Die auf der Chapman-Richards-Funktion basierende Gleichung (3.41) wies in allen Fällen deutliche numerische Instabilitäten auf, teilweise konnte eine Konvergenz nur durch Fixieren eines oder mehrerer Parameter vor der Iteration erreicht werden. Das Modell wurde folglich von der weiteren Analyse ausgeschlossen. Es ist zu erkennen, dass Modelle mit polymorphen Kurvenformen generell die besten Anpassungsstatistiken aufweisen, wobei bei der Weide das Modell (3.40) nicht konvergierte. Beim Vergleich der AIC- Werte zeigt sich zwischen den Baumarten ein differenziertes Bild. Während bei Moorbirke und Eberesche die Korf-Funktion (3.43) die besten Anpassungen aufweist, erzielt bei der Weide das Modell nach Sloboda (3.45) das beste Ergebnis.

Anhand der Konfidenzintervalle bzw. p-Werte wird deutlich, dass durchweg stabile Parameterschätzungen unter Berücksichtigung der Autokorrelationsstruktur der Fehlerterme vorliegen (Tabelle 4-7). Die resultierenden Wachstumsgänge für jeden Inventurpunkt lassen sich erneut durch Einsetzen des Alters-Mittelhöhen-Messpaares in die neu angepassten Funktionen visualisieren (Abbildung 4-12) und mit den zuvor dargestellten Verläufen (Abbildung 4-11) vergleichen. Dabei sind sowohl bei Moorbirke als auch bei Eberesche deutlich moderatere Wachstumsgänge in den oberen Wertebereichen erkennbar. In der dargestellten Altersspanne tritt auch bei Konstellationen, die bereits bei jüngerem Alter verhältnismäßig große Höhen aufweisen, eine Kulmination ein. Die Maximalhöhen liegen damit im realistischen Bereich unterhalb von 30 m. Im Falle der Moorbirke ergibt die neu angepasste Funktion zudem einen gegenüber der ursprünglichen Funktion nahezu identischen Bonitätsrahmen (Abbildung 4-10) bei deutlich besserer Beschreibung des Jugendwachstums. Bei der Weide zeigen die prognostizierten Trends nach ausgeprägtem Jugendwachstum eine im Altersbereich 20-40 Jahre einsetzende Kulmination bei erreichbaren Maximalhöhen von ca. 27 m.

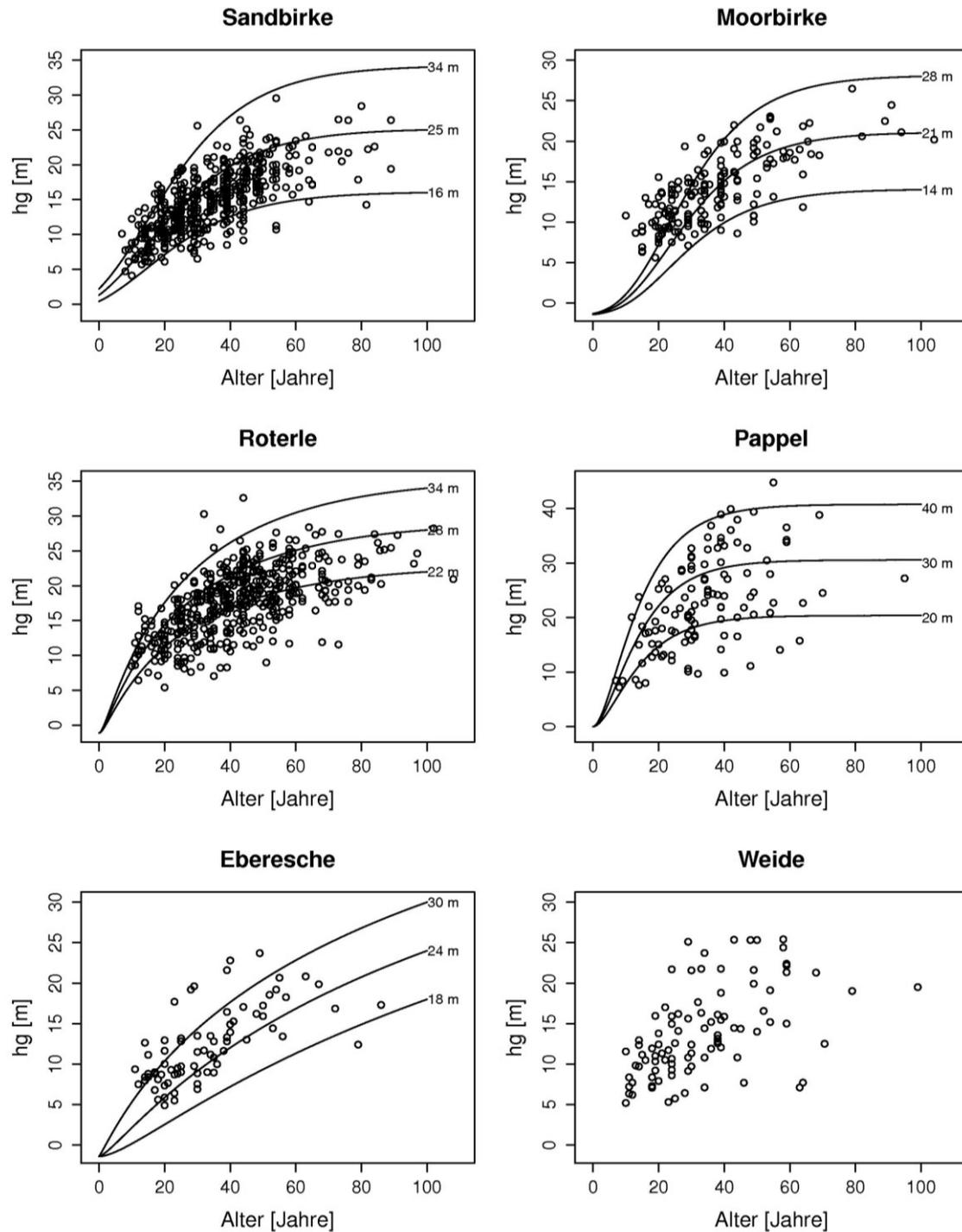


Abbildung 4-10. Alters- Mittelhöhenbeziehungen aus den Inventurdaten (Bundeswaldinventur und Nds. Betriebsinventur) nach Baumarten. Zusätzlich dargestellt sind drei Bonitäten aus den funktionalisierten Mittelhöhenverläufen für Sandbirke, Moorbirke, Roterle (Lockow 1995a, 1997a, 1997b) und Eberesche (Hillebrand 1996) sowie der funktionale Ausgleich der Pappel-Ertragstafel nach Rätzel (1969)

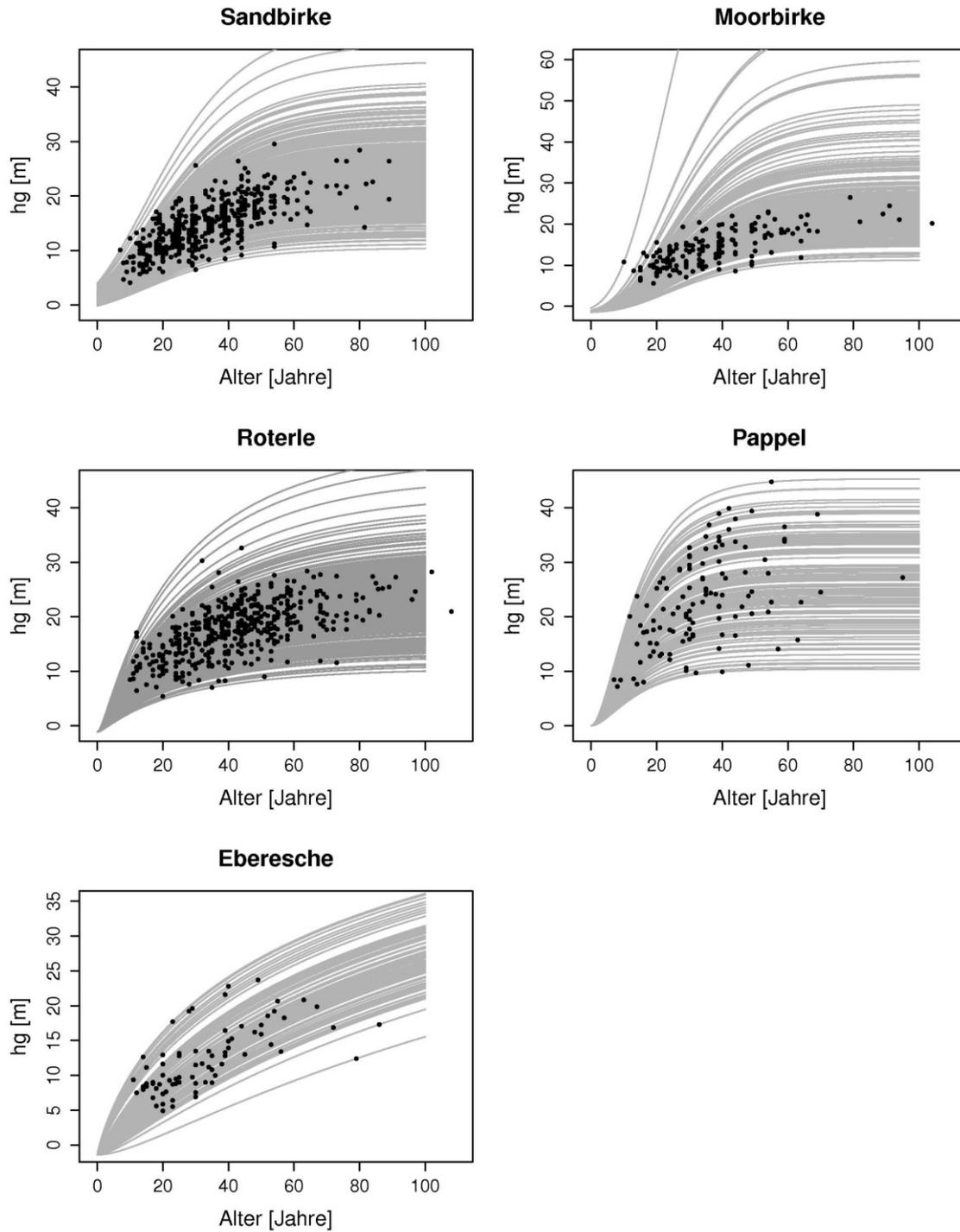


Abbildung 4-11. Prognostizierte Mittelhöhenwachstumsgänge für jeden Inventurpunkt (Gleichungen (3.33) - (3.37)) im Altersbereich 0-100 Jahre getrennt nach Baumarten

Tabelle 4-6. Anpassungsstatistiken der getesteten Site Index-Modelle für Moorbirke, Eberesche und Weide

Baumart	Modell	AIC	RMSE [m]	R ²	Bias [m]
Moorbirke	(3.39)	855	1,37	0,92	0,08
	(3.40)	581	0,78	0,93	-0,09
	(3.41)*	533	0,70	0,95	-0,06
	(3.42)	866	1,39	0,92	0,02
	(3.43)	510	0,67	0,95	-0,06
	(3.44)	527	0,70	0,95	-0,06
	(3.45)	512	0,67	0,95	-0,06
Eberesche	(3.39)	725	1,38	0,92	0,02
	(3.40)	569	0,94	0,95	-0,19
	(3.41)*	555	0,91	0,95	-0,10
	(3.42)	741	1,43	0,91	-0,05
	(3.43)	560	0,92	0,95	-0,16
	(3.44)	561	0,92	0,95	-0,17
	(3.45)*	554	0,91	0,95	-0,10
Weide	(3.39)	847	1,34	0,95	0,10
	(3.40)	-	-	-	-
	(3.41)*	667	0,92	0,96	-0,04
	(3.42)	876	1,42	0,95	-0,00
	(3.43)	806	1,23	0,94	-0,30
	(3.44)	787	1,18	0,95	-0,03
	(3.45)	755	1,11	0,95	-0,14

* unplausible oder instabile Parameterschätzung, mindestens ein p-Wert $\geq 0,05$

Tabelle 4-7. Koeffizientenschätzung der Site Index-Modelle für Moorbirke, Eberesche und Weide

Baumart	Modell	Parameter	Koeffizient	95%-Konfidenzintervall		p-Wert	
				Untergrenze	Obergrenze		
Moorbirke	(3.43)	feste Effekte	<i>a</i>	48,853	44,903	52,804	0,000
			<i>c</i>	0,456	0,420	0,492	0,000
		Autokorrelation	ρ	0,695			
Eberesche	(3.43)	feste Effekte	<i>a</i>	46,448	40,340	52,555	0,000
			<i>c</i>	0,419	0,377	0,468	0,000
		Autokorrelation	ρ	0,631			
Weide	(3.45)	feste Effekte	<i>a</i>	92,700	60,029	125,489	0,000
			<i>c</i>	1,008	0,764	1,251	0,000
			<i>d</i>	1,416	1,336	1,495	0,000
		Autokorrelation	ρ	0,608			

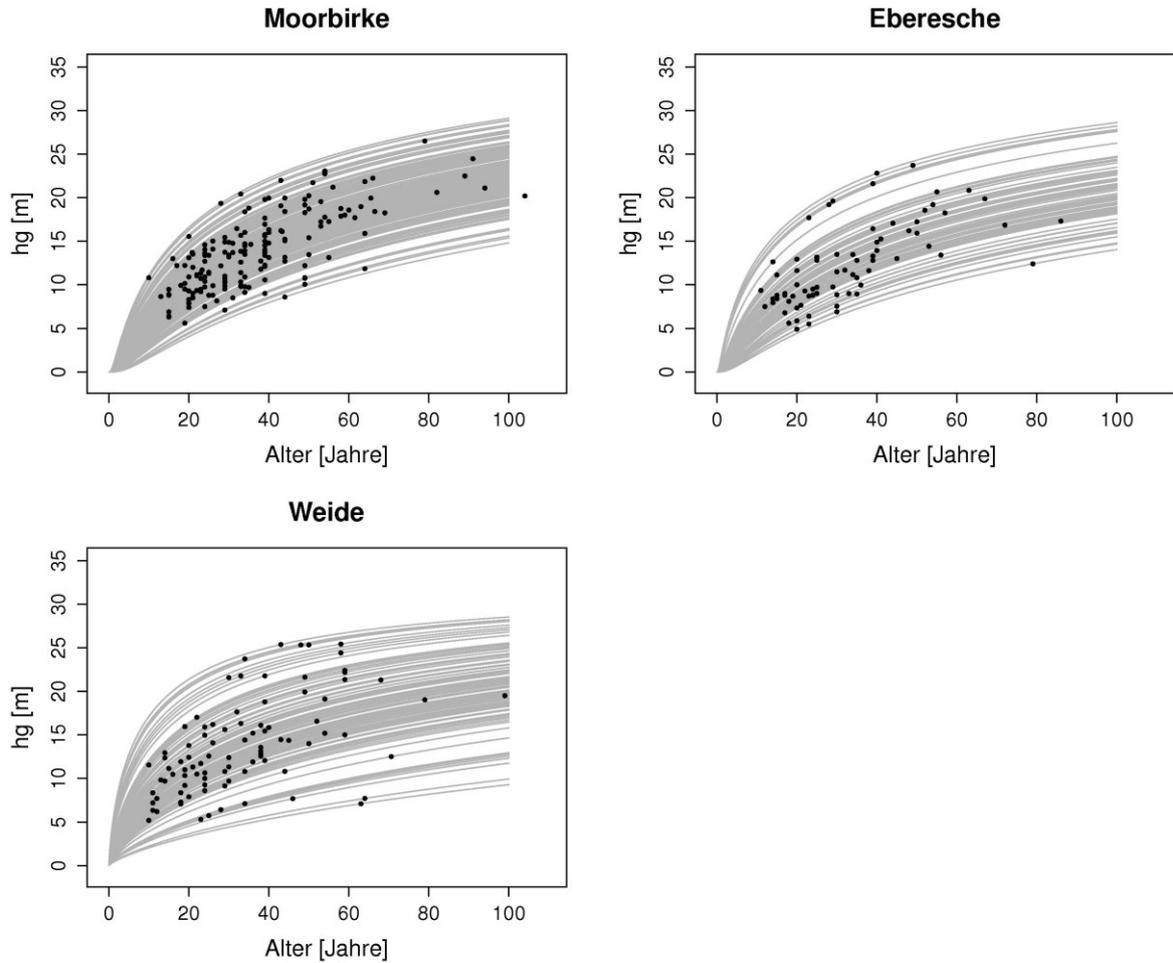


Abbildung 4-12. Prognostizierte Mittelhöhenwachstumsgänge für jeden Inventurpunkt entsprechend den neu angepassten Site Index-Funktionen (Tabelle 4-7) im Altersbereich 0-100 Jahre getrennt nach Baumarten

4.2.5 Höhenzuwachs

Die Schätzung des Höhenzuwachses erfolgte indirekt durch Differenzbildung zwischen zwei Zustandsgrößen, d.h. der aktuellen Baumhöhe mit korrespondierendem Alter und der prognostizierten Höhe im beliebigen Bezugsalter. Vor diesem Hintergrund beziehen sich die Anpassungsstatistiken der getesteten Modelle (Tabelle 4-8) nicht auf den periodischen Höhenzuwachs sondern auf die Schätzgenauigkeit der zweiten Zustandsgröße.

Als bestes Modell erweist sich bei Sandbirke, Erle und Pappel die dreiparametrische Differenzenfunktion nach Sloboda. Die mittleren Schätzfehler liegen bei Pappel mit 3 m deutlich höher als bei Sandbirke und Erle, systematische Verzerrungen treten bei den Baumarten nur sehr in geringem Umfang auf. Im Falle von Moorbirke und Weide ergibt die Sloboda-Funktion zwar ebenfalls die niedrigsten AIC-Werte, bedingt durch numerische Instabilitäten bei der Parameterschätzung wird für die weitere Verwendung jedoch das Modell nach McDill u. Amateis ausgewählt. Bei identischen Bias-Werten von -0,02 m ist der mittlere Schätzfehler mit 1,84 m bei der Moorbirke geringer als bei der Weide mit 2,38 m. Diese Funktion ergibt gemeinsam mit der polymorphen Differenzgleichung nach Korf bei allen Baumarten relativ gute Anpassungseigenschaften. Allgemein besitzen Modelle mit polymorphen Kurvenverläufen gegenüber anamorphen Funktionen bessere Anpassungsstatistiken, wobei die auf der Chapman-Richards-Gleichung basierenden Funktionen ((3.47) - (3.49)) teilweise Konvergenzprobleme bei der Iteration aufweisen oder unplausible Parameterschätzungen liefern. Einen Sonderfall stellt die Eberesche dar, bei der keines der ausgewählten Modelle zu einwandfreien Ergebnissen führt. Der Höhenzuwachs wird daher für diese Baumart durch Differenzbildung aus der Site Index-Funktion (3.43) abgeleitet.

Die Koeffizienten der ausgewählten Modelle sind bei allen Baumarten eindeutig signifikant (Tabelle 4-9). Mit Ausnahme der Sandbirke zeigen die Konfidenzintervalle des Parameters a im Gegensatz zu allen übrigen Parametern teilweise deutliche Asymmetrien. So ist erkennbar, dass das Intervall zwischen Obergrenze und Koeffizientenschätzwert in einigen Fällen mehr als doppelt so groß ist wie der Abstand zwischen Schätzwert und unterer Intervallgrenze.

Die Analyse der Residuen gibt keinen Hinweis auf Verletzung der Modellannahmen (Abbildung 4-13), Varianzhomogenität oder gerichtete Abweichungen sind bei keiner Baumart erkennbar.

4 Ergebnisse

Tabelle 4-8. Anpassungsstatistiken der getesteten Modelle zur Ableitung des Höhenzuwachses getrennt nach Baumarten

Baumart	Modell	AIC	RMSE [m]	R ²	Bias [m]
Sandbirke	(3.47)	9833	2,22	0,90	0,15
	(3.48)*	-	-	-	-
	(3.49)	-	-	-	-
	(3.50)	9825	2,22	0,90	0,15
	(3.51)	9497	2,06	0,91	0,05
	(3.52)	9501	2,06	0,91	0,05
	(3.53)	9422	2,03	0,91	-0,02
Moorbirke	(3.47)*	1892	1,87	0,91	-0,02
	(3.48)	1884	1,86	0,91	-0,01
	(3.49)*	1854	1,79	0,92	-0,15
	(3.50)*	1892	1,87	0,91	-0,02
	(3.51)	1880	1,85	0,91	-0,01
	(3.52)	1878	1,84	0,91	-0,02
	(3.53)*	1842	1,77	0,92	-0,12
Erle	(3.47)	4790	2,20	0,91	0,11
	(3.48)	4779	2,19	0,90	0,16
	(3.49)*	4705	2,11	0,91	-0,03
	(3.50)	4794	2,20	0,91	0,11
	(3.51)	4775	2,18	0,90	0,15
	(3.52)	4777	2,19	0,90	0,16
	(3.53)	4686	2,10	0,91	-0,01
Pappel	(3.47)*	2140	3,42	0,89	0,32
	(3.48)	-	-	-	-
	(3.49)*	2064	3,10	0,89	-0,05
	(3.50)*	2141	3,43	0,89	0,31
	(3.51)	2069	3,14	0,89	0,01
	(3.52)	2064	3,11	0,89	0,00
	(3.53)	2058	3,09	0,89	-0,01
Eberesche	(3.47)*	493	1,71	0,91	0,14
	(3.48)*	494	1,71	0,91	0,17
	(3.49)*	-	-	-	-
	(3.50)*	492	1,71	0,91	0,14
	(3.51)*	493	1,71	0,91	0,17
	(3.52)*	493	1,71	0,91	0,17
	(3.53)*	492	1,69	0,91	0,10
Weide	(3.47)*	391	2,56	0,85	0,17
	(3.48)	-	-	-	-
	(3.49)	-	-	-	-
	(3.50)*	391	2,57	0,84	0,15
	(3.51)	381	2,41	0,85	-0,02
	(3.52)	379	2,38	0,85	0,00
	(3.53)*	383	2,42	0,85	-0,02

* unplausible oder instabile Parameterschätzung, mindestens ein p-Wert $\geq 0,05$

Tabelle 4-9. Koeffizientenschätzung der ausgewählten Modelle zur Ableitung des Höhenzuwachses

Baumart	Modell	Parameter	Koeffizient	95%-Konfidenzintervall		p-Wert	
				Untergrenze	Obergrenze		
Sandbirke	(3.53)	feste Effekte	<i>a</i>	35,293	33,231	37,964	0,000
			<i>c</i>	0,146	0,105	0,202	0,000
			<i>d</i>	0,545	0,442	0,647	0,000
Moorbirke	(3.52)	feste Effekte	<i>a</i>	45,785	35,215	77,811	0,000
			<i>c</i>	0,632	0,514	0,756	0,000
Erle	(3.53)	feste Effekte	<i>a</i>	43,961	38,759	52,796	0,000
			<i>c</i>	0,042	0,002	0,006	0,000
			<i>d</i>	0,299	0,150	0,445	0,000
Pappel	(3.53)	feste Effekte	<i>a</i>	53,924	47,268	65,596	0,000
			<i>c</i>	0,171	0,084	0,334	0,005
			<i>d</i>	0,613	0,394	0,822	0,000
Weide	(3.52)	feste Effekte	<i>a</i>	24,731	20,493	37,665	0,000
			<i>c</i>	1,239	0,800	1,754	0,000

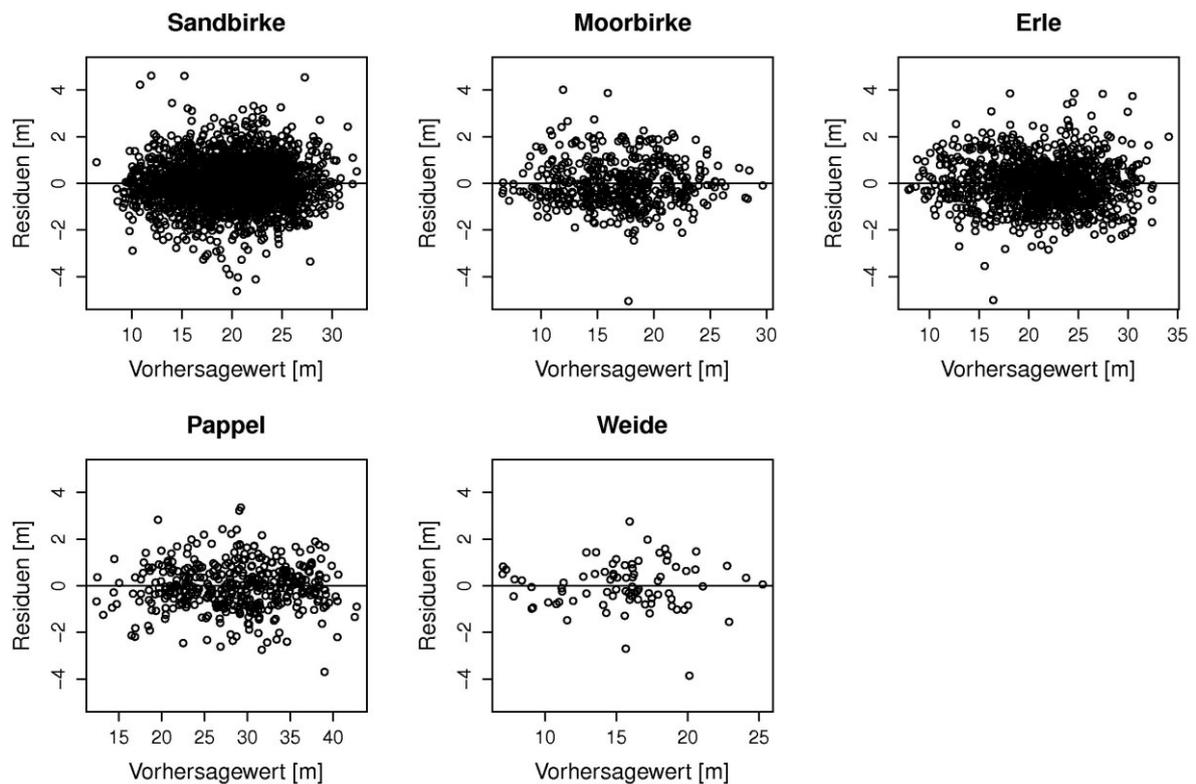


Abbildung 4-13. Darstellung der Residuen über den Vorhersagewerten für die Modelle zur Ableitung des Höhenzuwachses

Die Konstruktion einer Begrenzungsfunktion für den Höhenzuwachs erfolgte unter der Annahme, dass der obere Rand der Alters-Höhenbeziehungen aller in Betracht gezogenen Einzelbäume das maximal mögliche Wachstum beschreibt. Anhand der Methode der Quantilsregression wurde zunächst eine zweiparametrische Wachstumsfunktion ohne Wendepunkt (Michaelis-Menten-Modell) baumartenweise an die Alters-Höhenpaare der Bäume angepasst, die bei der Höhenzuwachsmoellierung einbezogen wurden. Die Parameterschätzung für die 99%- Quantile sind in Tabelle 4-10 dargestellt. Da bei der Berechnung standardmäßig keine Varianz-Kovarianz-Matrizen implementiert sind, lassen sich keine Konfidenzintervalle herleiten. Die Beurteilung der Modellparameter erfolgt daher anhand des einfachen Standardfehlers, der bei der Quantilsregression mit angegeben ist. Die Standardfehler bzw. p-Werte deuten bei allen Baumarten auf stabile Schätzungen der beiden Parameter hin. Zur Prüfung auf Plausibilität der ermittelten Funktionen sind die jeweiligen Kurvenverläufe zusammen den Eingangsdaten grafisch aufgetragen (Abbildung 4-14). Es ist ersichtlich, dass der Verlauf des oberen Wertebereichs und damit des unterstellten bestmöglichen Wachstumsgangs durch die Wahl des Funktionstyps und des Quantils zufriedenstellend beschrieben wird. Durch Ableitung der baumartenspezifischen Umhüllenden lässt sich der maximale Höhenzuwachs des Einzelbaumes bei einem bestimmten Alter herleiten und als Begrenzungsfunktion verwenden.

Tabelle 4-10. Koeffizientenschätzung der Modelle zur Schätzung des maximalen Höhenzuwachses

Baumart	Modell		Parameter	Koeffizient	Standardfehler	p-Wert
Sandbirke	(3.54)	feste Effekte	a_{q99}	43,875	1,600	0,000
			b_{q99}	26,974	2,355	0,000
Moorbirke	(3.54)	feste Effekte	a_{q99}	38,278	1,767	0,000
			b_{q99}	26,781	3,521	0,000
Erle	(3.54)	feste Effekte	a_{q99}	44,370	1,677	0,000
			b_{q99}	26,485	3,234	0,000
Pappel	(3.54)	feste Effekte	a_{q99}	50,426	3,329	0,000
			b_{q99}	11,562	2,647	0,000
Eberesche	(3.54)	feste Effekte	a_{q99}	33,850	2,938	0,000
			b_{q99}	20,986	4,638	0,000
Weide	(3.54)	feste Effekte	a_{q99}	31,219	2,837	0,000
			b_{q99}	10,528	4,178	0,012

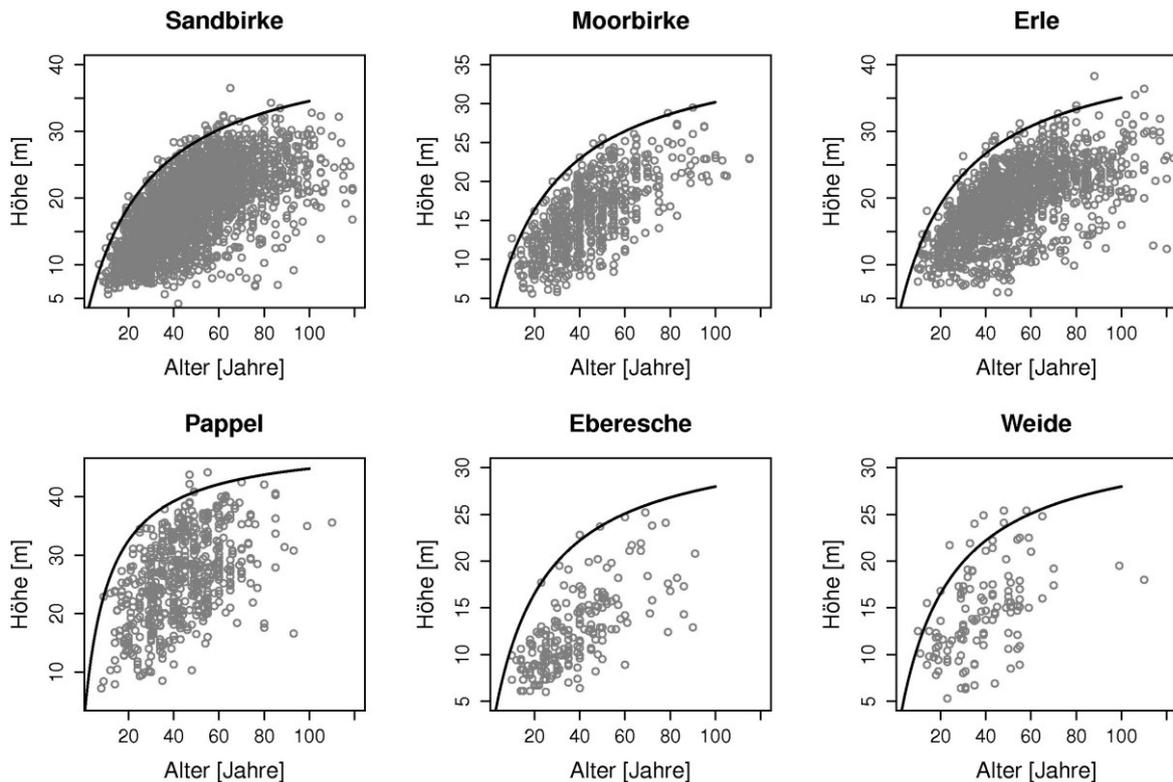


Abbildung 4-14. Alters-Höhenbeziehung der bei der Höhenzuwachsmodellierung einbezogenen Einzelbäume und über Quantilsregression ($q = 0,99$) geschätzter Wachstumsgang zur Bestimmung des maximalen Höhenzuwachses

4.2.6 Durchmesserzuwachs

Der Durchmesserzuwachs wird aus dem modellierten Grundflächenzuwachs ($m^2/5$ -Jahresintervall) des Einzelbaums ermittelt. Während bei nichtlinearen Modellen die Funktionsvorschrift und damit die Einsteuerung der Kovariablen festgelegt ist, können bei der linearen Regression evtl. auftretende nichtlineare Effekte der unabhängigen Variablen durch Transformation approximiert werden. Für eine abschließende Modellformulierung war es daher zunächst notwendig, die Kovariableneffekte in Bezug auf ihr Verhalten im Modell zu beurteilen. Dies wurde anhand eines Verallgemeinerten Additiven Regressionsmodell (gam) exemplarisch für die Baumarten Sandbirke und Erle durchgeführt. Die Verläufe der partiellen Effekte der Kovariablen im Modell sind in Abbildung 4-15 dargestellt. Entsprechend den aufgezeigten Verläufen kann bei der Kronenmantelfläche eindeutig von Nichtlinearität ausgegangen werden, so dass die Kronenmantelfläche als Polynom zweiten Grades in das Modell aufgenommen wurde. Bis zu einem Schwellenwert wirkt somit die Kronenoberfläche mit zunehmender Größe positiv auf den Grundflächenzuwachs. Sowohl das Baumalter als auch der c66 zeigen demgegenüber degressive Verläufe und wurden durch einen logarithmischen Ausdruck in das Modell implementiert. Mit zunehmendem Alter bzw. zunehmender Konkurrenz wird der Zuwachs gehemmt. D.h. bei negativem Vorzeichen dieser beiden Terme üben diese bei kleineren Werten einen weniger negativen Effekt auf den Zuwachs aus. Anhand der Konfidenzbänder wird deutlich, dass die Schätzungen der Modelleffekte aller Kovariablen stabile Muster aufweisen. Die Verteilungen der vertikalen Linien entlang der x-Achsen lassen außerdem eine relativ gleichmäßige Verteilung der Beobachtungen innerhalb der Parametrisierungsdaten erkennen.

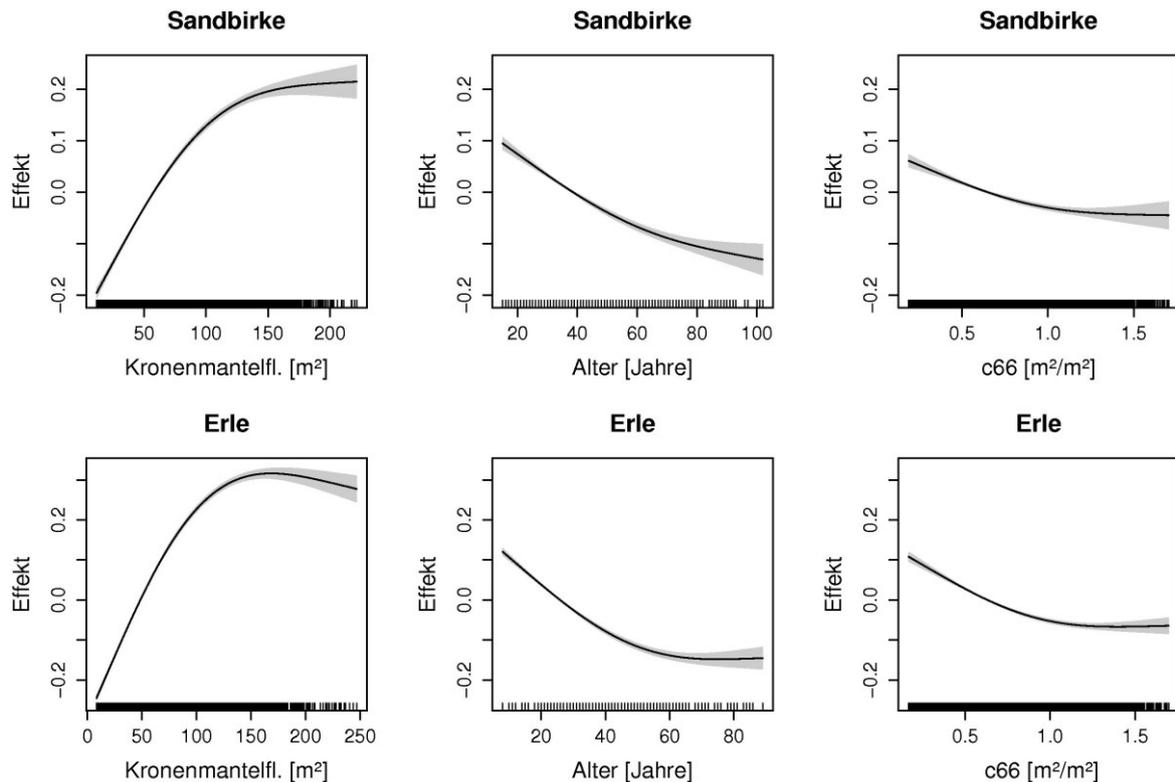


Abbildung 4-15. Partielle Einflüsse der Kovariablen auf den Grundflächenzuwachs. Die 95%- Konfidenzbänder sind grau hinterlegt. Die y-Achsen stellen den zentrierten Modelleffekt der jeweiligen Kovariablen dar

Neben den nichtlinearen Einflüssen der Kovariablen im Modell wurden zusätzlich die Gruppierungsstrukturen in den Daten durch Implementierung eines Zufallseffektes auf Plotebene j berücksichtigt, so dass sich der Grundflächenzuwachs eines Baumes i durch

$$\Delta g_{ij} = a + b \cdot bhd_{ij} + c \cdot bhd_{ij}^2 + d \cdot \ln(alt_{ij}) + e \cdot \ln(c66_{ij}) + a_j + \varepsilon_{ij} \quad (4.1)$$

ergibt. Nach linksseitiger Umformung für die zu vergleichenden Transformationsverfahren ergibt sich für den logarithmischen Ausdruck

$$\ln(\Delta g_{ij}) = \Delta g'_{ij} = a + b \cdot bhd_{ij} + c \cdot bhd_{ij}^2 + d \cdot \ln(alt_{ij}) + e \cdot \ln(c66_{ij}) + a_j + \varepsilon_{ij} \quad (4.2)$$

und für die Box-Cox-Transformation

$$\frac{\Delta g'^{\lambda}_{ij} - 1}{\lambda} = \Delta g'_{ij} = a + b \cdot bhd_{ij} + c \cdot bhd_{ij}^2 + d \cdot \ln(alt_{ij}) + e \cdot \ln(c66_{ij}) + a_j + \varepsilon_{ij} \quad (4.3)$$

wobei λ zuerst über Maximum-Likelihood bestimmt werden musste.

Ein Vergleich beider Transformationsmethoden wurde zunächst anhand der Residuenstruktur der angepassten Modelle durchgeführt (Abbildung 4-16). Dabei wurde die Annahme überprüft, inwieweit die Verteilung einer Zufallsvariablen (hier der Modellresiduen) einer vorgegebenen Verteilung (hier Normalverteilung mit Mittelwert null) entspricht. Weisen die Modellresiduen exakt eine Normalverteilung auf, verlaufen diese entlang der dargestellten Linie in Form einer Geraden. Die Muster zeigen für die dargestellten Baumarten bei der logarithmischen Transformation (linke Spalte) relativ unregelmäßige Verläufe. Zum einen sind artenübergreifend deutliche Ausreißer in den Randbereichen erkennbar. Besonders

ausgeprägt stellen sich diese im negativen Quantilsbereich dar und lassen damit auf zunehmende Abweichungen von einer Normalverteilung schließen. Aber auch im übrigen Bereich weisen die Residuen eher kurvenförmige Verlaufsmuster entlang der Geraden auf. Im Vergleich dazu führt die Verwendung der Box-Cox-Transformation zu einer deutlichen Verbesserung der Residuenstruktur. Die Ausreißertendenzen sind in den Randbereichen eindeutig reduziert. Gleichzeitig ist der Verlauf der Modellresiduen entlang der Geraden gegenüber der logarithmischen Transformation gleichmäßiger, was auf eine verbesserte Residuenstruktur schließen lässt.

In einem nächsten Schritt wurde eine Kreuzvalidierung durchgeführt. Dadurch wurde überprüft, inwieweit sich Unterschiede zwischen beiden Transformationsarten bei variierender Datenlage auf die Modellstatistiken auswirken. Dazu wurden jeweils 70% des Gesamtdatensatzes zufällig ausgewählt und zur Parametrisierung beider Modelle verwendet. Dieser Vorgang wurde einhundertfach wiederholt und die jeweils resultierenden Modellstatistiken (mittlerer Fehler, Summe der quadratischen Abweichungen, Bias) wurden auf rücktransformierter Ebene gegenübergestellt.

Der Vergleich des RMSE (Abbildung 4-17) und der quadrierten Residuensumme (Abbildung 4-18) zeigen eindeutig, dass sich die Box-Cox-Transformation bezüglich der Anpassungsstatistiken als überlegen erweist. Bei allen Baumarten liegen alle Datenpunkte unterhalb der Winkelhalbierenden, d.h. bei jedem der einhundert Parametrisierungsschritte innerhalb der Kreuzvalidierung ergibt die Box-Cox-Transformation niedrigere mittlere Vorhersagfehler bzw. niedrigere quadrierte Residuensummen. Je größer der orthogonale Abstand eines Datenpunktes zur Winkelhalbierenden ist, desto größer ist auch der Unterschied zwischen beiden Methoden. Besonders ausgeprägt ist dieser bei Erle und Moorbirke, etwas geringer dagegen bei Pappel und Eberesche.

Zur Beurteilung statistischer Signifikanzen wurden die Bias-Werte aus der Kreuzvalidierung auf rücktransformierter Ebene als Box-Plots gegenübergestellt (Abbildung 4-19). Die Einkerbungen stellen näherungsweise das 95%- Konfidenzintervall des Medians dar, d.h. wenn sich diese nicht überschneiden, kann mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5% davon ausgegangen werden, dass statistisch signifikante Unterschiede vorliegen. In den aufgezeigten Fällen führt die Box-Cox-Transformation zu eindeutig geringeren Bias-Werten nach der Rücktransformation der Vorhersagewerte in die Originalskala.

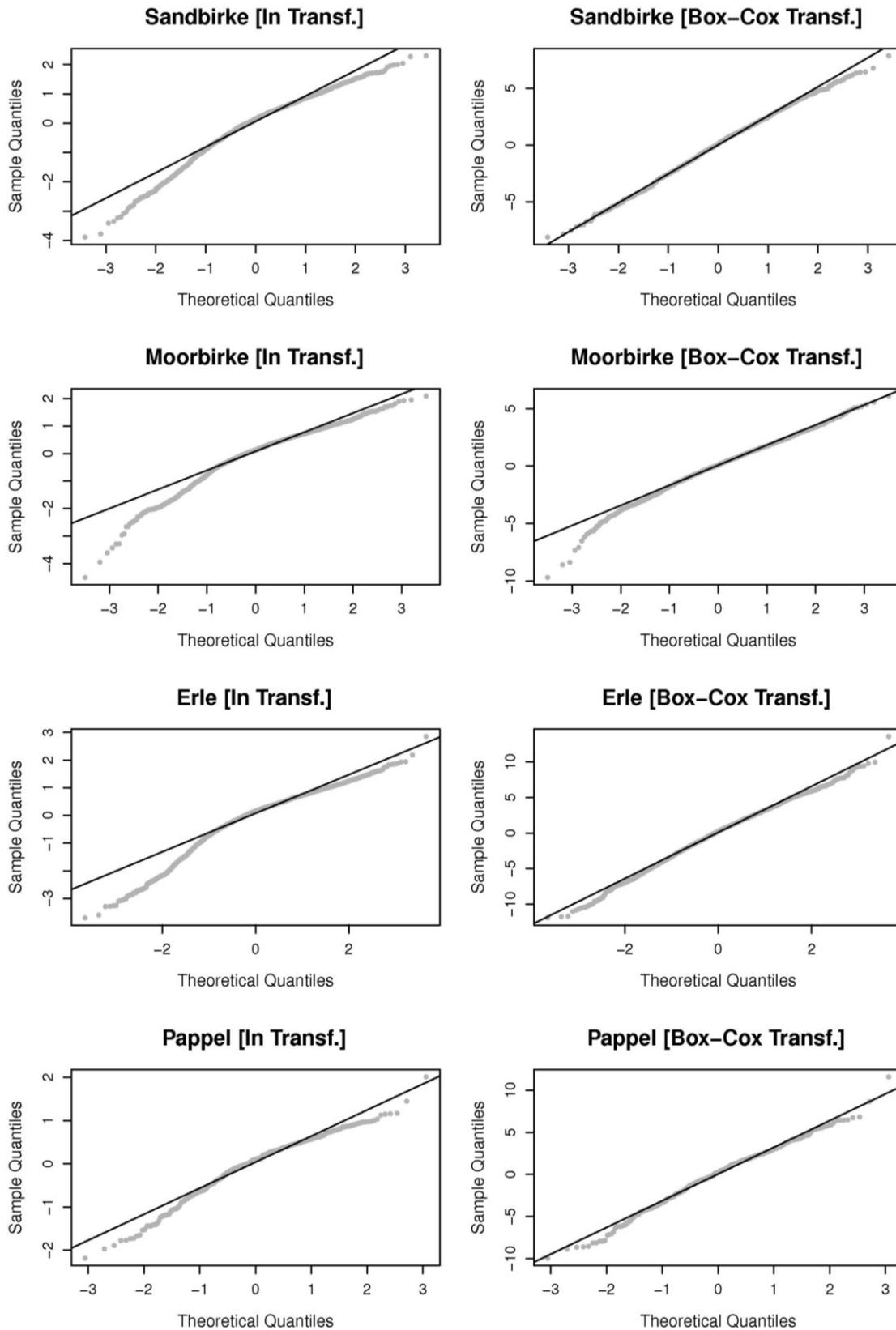


Abbildung 4-16. Vergleich der Residuenstruktur beider Transformationsarten. Die Modellresiduen sind als graue Punkte dargestellt, die Quantile einer theoretischen Normalverteilung kennzeichnet die schwarze Linie

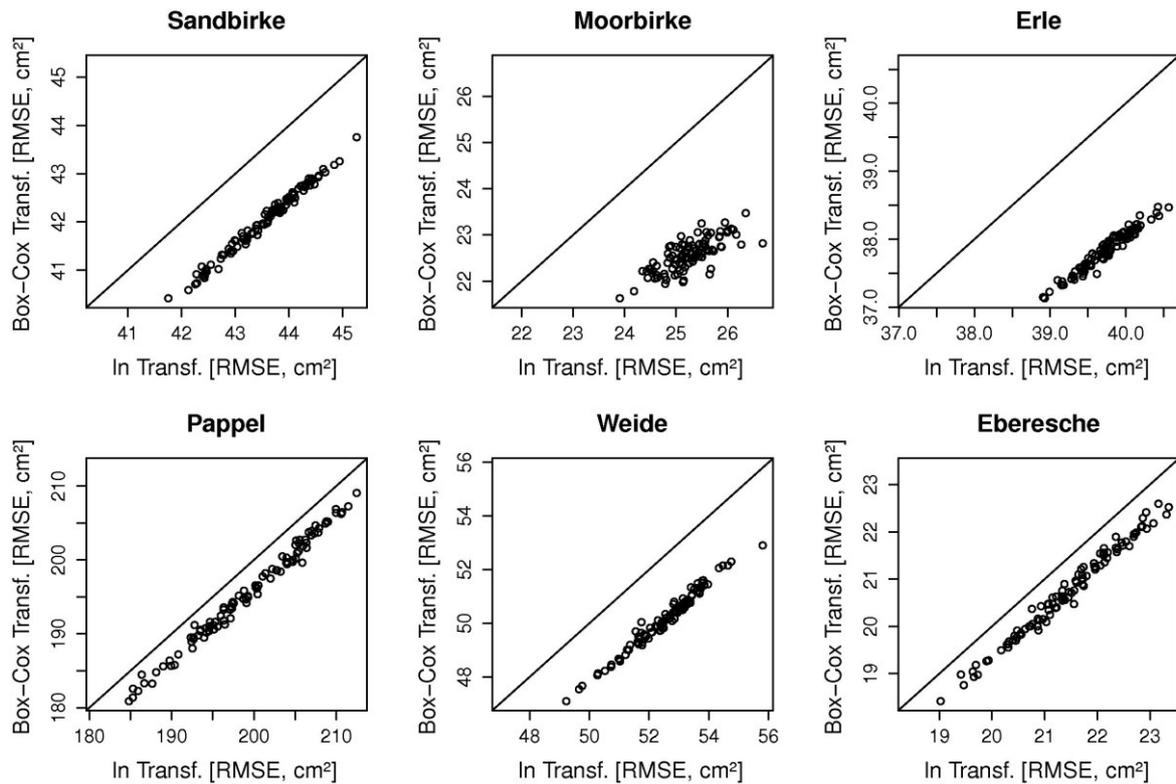


Abbildung 4-17. Vergleich des mittleren Fehlers [RMSE] beider Transformationsmethoden nach Kreuzvalidierung mit jeweils 70% des Gesamtdatensatzes und einhundertfacher Wiederholung

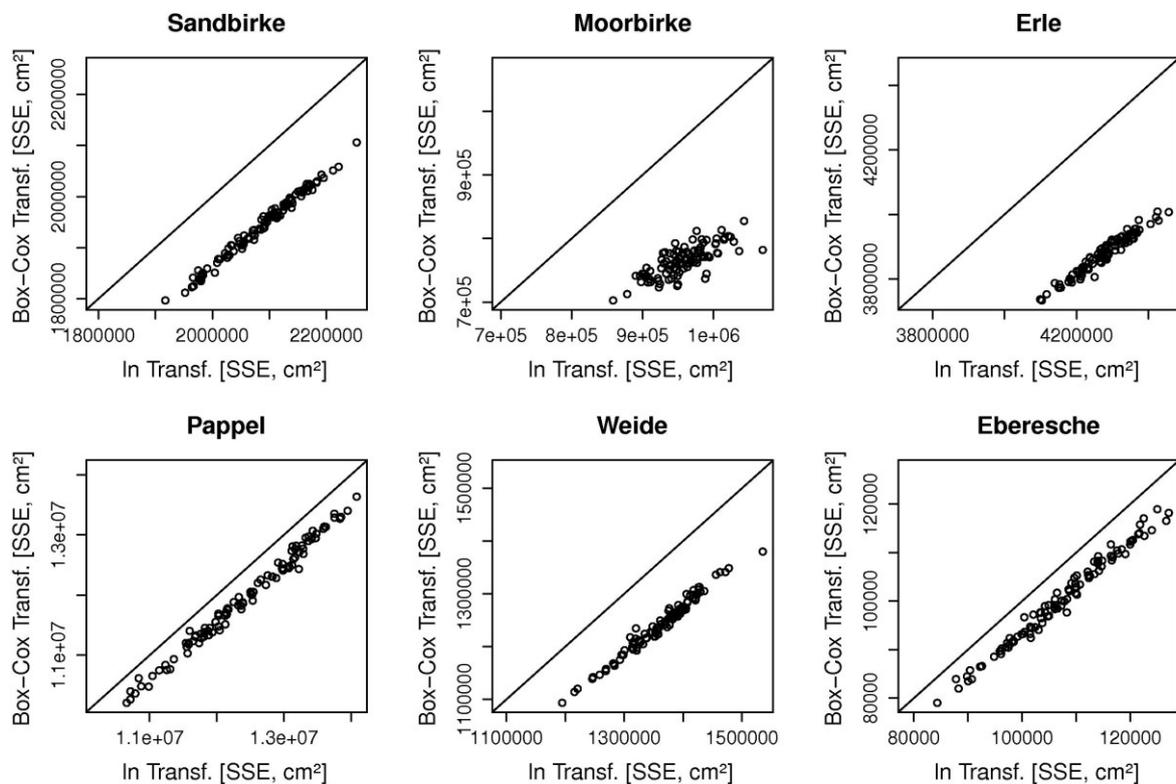


Abbildung 4-18. Vergleich der Summe der quadrierten Residuen [SSE] beider Transformationsmethoden nach Kreuzvalidierung mit jeweils 70% des Gesamtdatensatzes und einhundertfacher Wiederholung

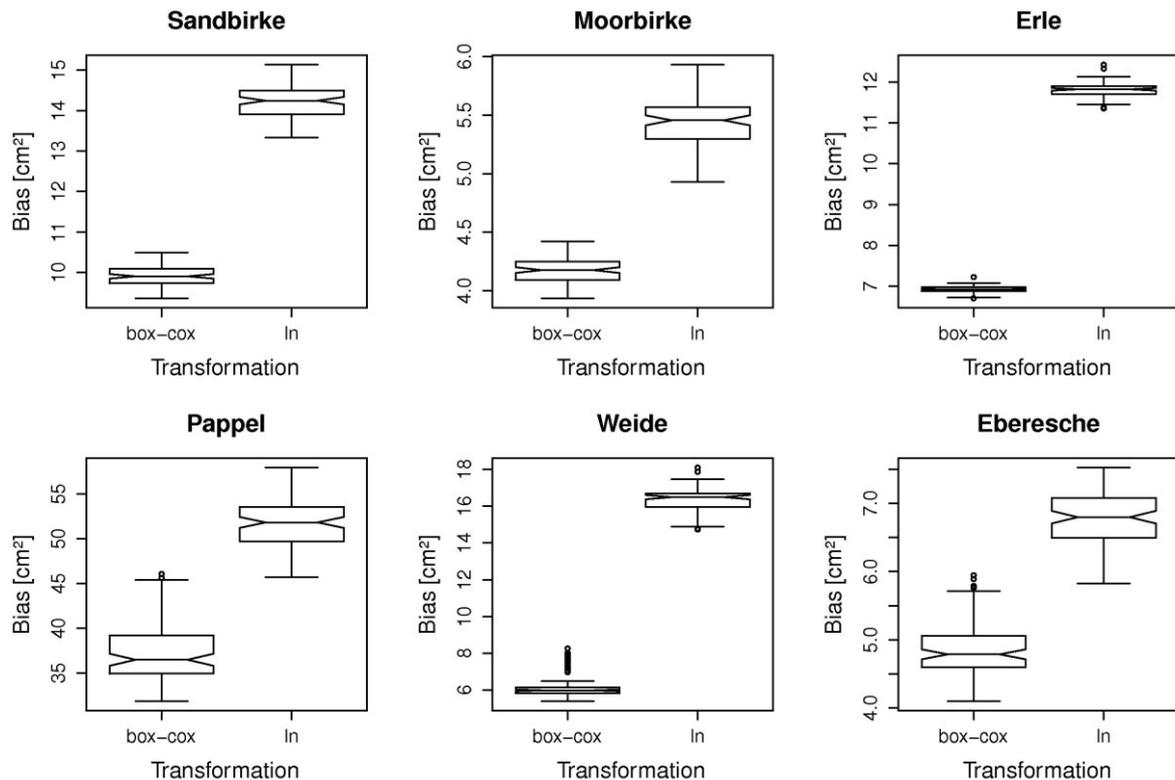


Abbildung 4-19. Vergleich des Bias beider Transformationsmethoden nach Kreuzvalidierung mit jeweils 70% des Gesamtdatensatzes und einhundertfacher Wiederholung. Die Einkerbungen stellen näherungsweise das 95%-Konfidenzintervall des Medians dar

Aufgrund der Validierungsergebnisse wurde Gleichung (4.3) als abschließendes Grundflächenzuwachsmo-
 dell gewählt. Die Parametrisierungsergebnisse sind in Tabelle 4-11 veranschaulicht. Bei allen Baumarten weisen die Koeffizienten für Interzept, Kronenmantelfläche und Alter statistische Signifikanzen sowie konsistente Vorzeichenschätzungen auf. Bei Baumarten mit geringerem Datenumfang sind einige Modellparameter weniger stabil geschätzt, so z.B. der c_{66} bei Pappel und Eberesche (Parameter e) und die quadrierte Kronenmantelfläche bei Weide (Parameter e). Die Koeffizienten wurden aufgrund der ökologischen Plausibilität jedoch im Modell belassen, da die Vorzeichenschätzungen zu konsistentem Modellverhalten führen. Beide Kovariablen gehen als negative Terme in die Berechnung ein, zudem liegen die Schätzwerte in derselben Größenordnung wie bei den übrigen Baumarten. Der Ausschluss des Konkurrenzterms würde bspw. bedeuten, dass der Zuwachs unabhängig von Dichtstand oder Überschildung (ausgedrückt über c_{66}) wäre. Die Standardabweichung der Zufallseffekte ist bei allen Baumarten signifikant von null verschieden, so dass die Implementierung sinnvoll ist. Die Werte für λ zur linksseitigen Variablentransformation betragen 0,3 bzw. 0,4.

Die Residuen für die abschließend formulierten Modelle zeigt Abbildung 4-20. Gerichtete Abweichungen bzw. inhomogene Streuungen über den Vorhersagewerten sind nicht erkennbar, so dass die statistischen Anforderungen an die verwendete Methodik erfüllt sind.

Tabelle 4-11. Koeffizientenschätzung der Grundflächenzuwachsmodelle

Baumart	Modell	Parameter	Koeffizient	95%-Konfidenzintervall		p-Wert	
				Untergrenze	Obergrenze		
Sandbirke	(4.3)	feste Effekte	<i>a</i>	-2,3762696	-2,4311443	-2,3213963	0,000
			<i>b</i>	0,0059352	0,0055243	0,0063063	0,000
			<i>c</i>	-0,0000174	-0,0000195	-0,0000153	0,000
			<i>d</i>	-0,1397284	-0,1560369	-0,1234199	0,000
			<i>e</i>	-0,0866825	-0,1050948	-0,0682702	0,000
		Zufallseffekte	σa	0,0746238	0,0680746	0,0818031	
			$\sigma \varepsilon$	0,0988263	0,0951799	0,1026125	
		Transformation	λ	0,3			
Moorbirke	(4.3)	feste Effekte	<i>a</i>	-2,1553773	-2,24837d9	-2,062375d	0,000
			<i>b</i>	0,0129787	0,0121972	0,0139787	0,000
			<i>c</i>	-0,0000549	-0,0000600	-0,0000498	0,000
			<i>d</i>	-0,2747986	-0,3023507	-0,2472466	0,000
			<i>e</i>	-0,1266601	-0,1497639	-0,1035562	0,000
		Zufallseffekte	σa	0,0897686	0,0718430	0,1121669	
			$\sigma \varepsilon$	0,1022893	0,0995748	0,1050777	
		Transformation	λ	0,3			
Erle	(4.3)	feste Effekte	<i>a</i>	-2,3638002	2,4138161	-2,3638001	0,000
			<i>b</i>	0,0069814	0,0065320	0,0073095	0,000
			<i>c</i>	-0,0000196	-0,0000210	-0,0000180	0,000
			<i>d</i>	-0,1446962	-0,1603242	-0,1249494	0,000
			<i>e</i>	-0,1216342	-0,1384232	-0,1022932	0,000
		Zufallseffekte	σa	0,0543560	0,0474367	0,0622845	
			$\sigma \varepsilon$	0,0936183	0,0913157	0,0959790	
		Transformation	λ	0,3			
Pappel	(4.3)	feste Effekte	<i>a</i>	-1,6522123	-1,6922443	-1,4532628	0,000
			<i>b</i>	0,0019901	0,0013602	0,0020103	0,000
			<i>c</i>	-0,0000153	-0,0000143	-0,0000168	0,000
			<i>d</i>	-0,1773122	-0,1326732	-0,2721299	0,000
			<i>e</i>	-0,0315422	-0,0414454	-0,0195417	0,091
		Zufallseffekte	σa	0,1023328	0,0842632	0,1244226	
			$\sigma \varepsilon$	0,1066409	0,0863349	0,1194213	
		Transformation	λ	0,4			
Eberesche	(4.3)	feste Effekte	<i>a</i>	-2,9211268	-3,0480790	-2,794257	0,000
			<i>b</i>	0,0069505	0,0055289	0,0083721	0,000
			<i>c</i>	-0,0000205	-0,0000279	-0,0000130	0,000
			<i>d</i>	-0,0452826	-0,0863880	-0,0423488	0,000
			<i>e</i>	-0,0210456	-0,0539487	0,0117035	0,206
		Zufallseffekte	σa	0,0766141	0,0598822	0,0980210	
			$\sigma \varepsilon$	0,1037397	0,0935897	0,1149904	
		Transformation	λ	0,3			
Weide	(4.3)	feste Effekte	<i>a</i>	-1,9903489	-2,1365252	-1,8441713	0,000
			<i>b</i>	0,0015608	0,0007131	0,0024084	0,000
			<i>c</i>	-0,0000005	-0,0000024	-0,0000015	0,629
			<i>d</i>	-0,0766086	-0,1286796	-0,0245375	0,004
			<i>e</i>	-0,0514959	-0,0787691	-0,0242226	0,000
		Zufallseffekte	σa	0,0281159	0,0034298	0,2304787	
			$\sigma \varepsilon$	0,108606	0,0922394	0,1278766	
		Transformation	λ	0,4			

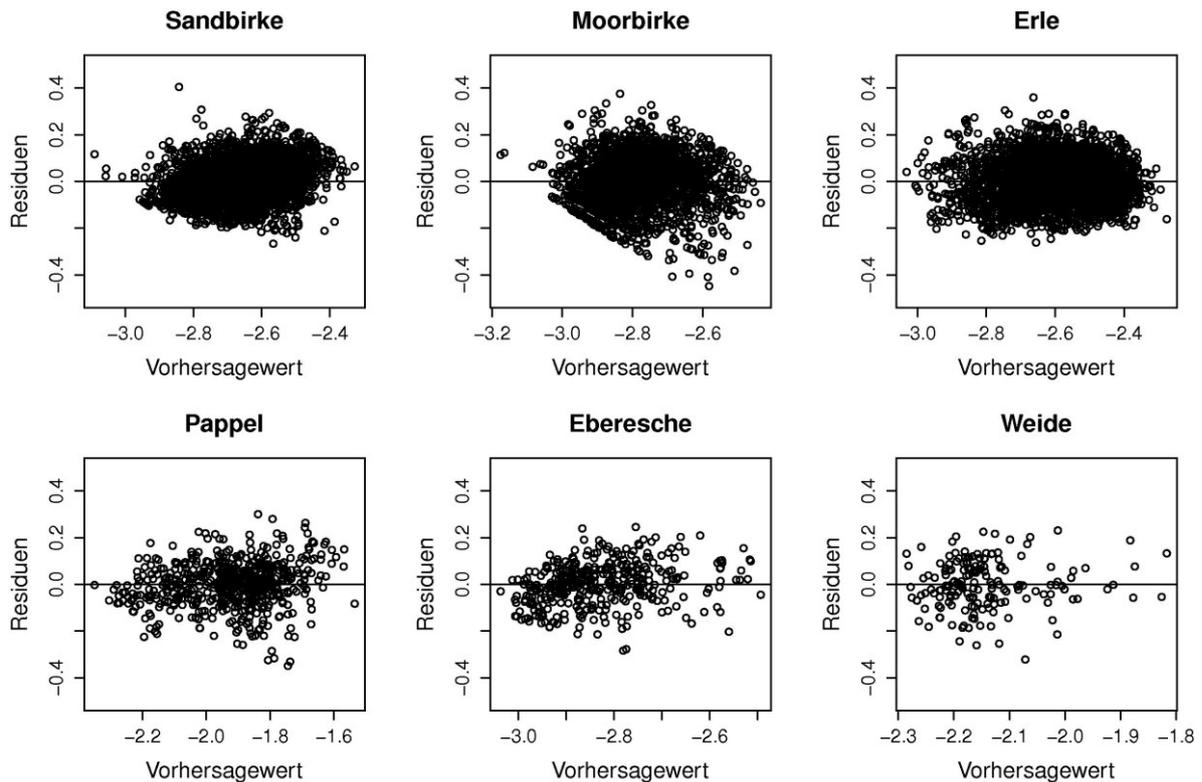


Abbildung 4-20. Darstellung der Residuen über den Vorhersagewerten für die Modelle zur Schätzung des Grundflächenzuwachses. Achsenskalierung auf transformierter Ebene

4.2.7 Maximales Alter

Die empirische Altersverteilung der im Parametrisierungsdatensatz enthaltenen Bäume ist für die betrachteten Baumarten in Abbildung 4-21 veranschaulicht. Entsprechend dem Pionierbaumcharakter der Baumarten liegen die Schwerpunkte bei den Verteilungen im Bereich von 20-60 Jahren. Alle Verteilungen weisen ein rechtsschiefes, d.h. nach rechts auslaufendes Muster auf, wobei Baumalter über 100 Jahren keine nennenswerten Anteile einnehmen. Dies zeigt sich auch anhand der Verteilungskennwerte (Tabelle 4-12). Bei Pappel und Weide weisen 95% der Probestämme ein Alter von höchstens 71 Jahren auf, bei Eberesche liegt das 95%-Quantil bei 60 Jahren. Bei Birken und Erlen liegen die Werte mit 80-100 Jahren etwas höher. Als Schwellenwert, ab dem die altersbedingte Mortalität einsetzt, wurde das 99%-Quantil gewählt. Der Wert ist bei Erle mit 130 Jahren am höchsten, gefolgt von Weide und den beiden Birkenarten mit Werten im Bereich von 100-120 Jahre.

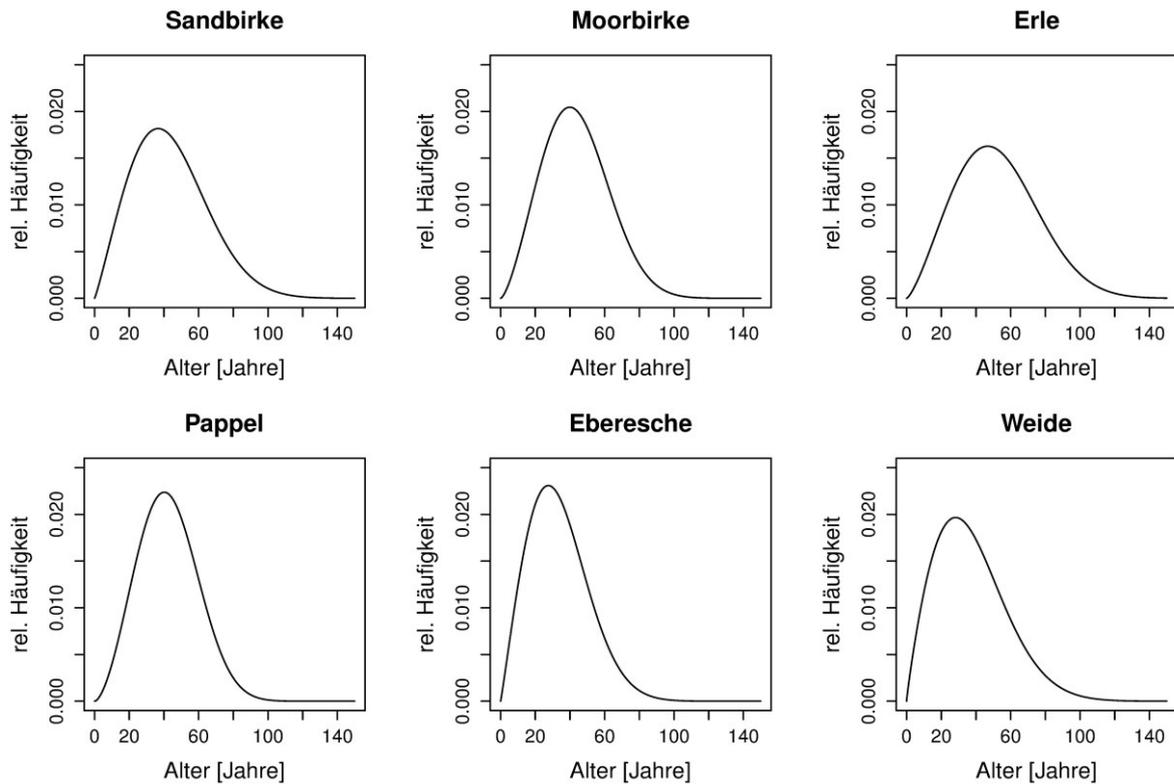


Abbildung 4-21. Altersverteilung der Probebäume

Tabelle 4-12. Kennwerte der Altersverteilung der Probebäume nach Baumarten

Baumart	95%-Quantil	99%-Quantil	Max
Sandbirke	85	119	167
Moorbirke	81	103	142
Erle	97	130	208
Pappel	70	93	128
Weide	71	110	190
Eberesche	60	93	213

4.2.8 Maximale Bestandesdichte

Die maximale Grundflächenhaltung fungiert bei der bestandesweisen Simulation als theoretische Regulierungsgröße und steuert zum einen die dichtabhängige Mortalität des Einzelbaums sowie die Intensität der forstlichen Eingriffe. Vereinfacht wird dabei zunächst von gleichaltrigen Reinbeständen ausgegangen. Am Beispiel der Birke bedeutet das, dass bei gegebener Oberhöhe von 20 m die dichtebedingte Mortalität einsetzt, sobald die Bestandesgrundfläche etwa 29 m²/ha erreicht (Abbildung 4-22). Werden forstliche Eingriffe simuliert, lässt sich die angestrebte Soll-Grundfläche über einen Absenkungsfaktor relativ zur maximalen Grundfläche erreichen. So würde eine realistische Zielgrundfläche von 20 m²/ha bei o.g. Oberhöhe eine Absenkung auf etwa das 0,7-fache der maximalen Grundfläche erfordern. Die Erstellung eines praxisnahen Eingriffszenarios erfordert folglich die Beziehungen der maximalen Grundfläche zur Bestandesoberhöhe. Bei der Erle verläuft das Niveau deutlich über dem der Birke, der Maximalwert der Bestandesdichte liegt bei etwa 60 m²/ha. Beide Modelle weisen stabile Parameterschätzungen auf.

Die maximalen Grundflächen der übrigen drei Baumarten wurden näherungsweise über einen Konkurrenzschwellenwert hergeleitet, der mit der Grundfläche und der Kronenschirmfläche eines Repräsentativbaumes verrechnet wurde. Der Bezug zur Oberhöhe wurde dann über das dg-h100-Verhältnis aus den Ertragstafeln modelliert. Am Beispiel der Pappel zeigt sich, dass ein Baum ab einem c66 von 1,16 ausscheidet. Bei der Weide liegt der Wert in derselben Größenordnung. Die Eberesche, die vermehrt im Unterstand auftritt, besitzt dagegen eine etwas höhere Toleranz gegenüber Dichtstand.

Tabelle 4-13 Ergebnisse der Modellparametrisierung für die maximale Grundflächenhaltung

Baumart	Modell	Parameter	Koeffizient	p-Wert	R ²	Bias [m]	AIC	RMSE [m]
Birke	(3.63)	<i>a</i>	29,303	0,000	0,96	0,00	72,81	2,69
		<i>b</i>	24,428	0,000				
		<i>c</i>	-8,936	0,022				
		<i>d</i>	3,633	0,020				
Erle	(3.63)	<i>a</i>	58,625	0,000	0,98	0,00	93,32	3,77
		<i>b</i>	55,847	0,000				
		<i>c</i>	-6,550	0,000				
		<i>d</i>	2,430	0,000				
Pappel	(3.64)	<i>c66</i> _{95%}	1,160	-	-	-	-	-
	(3.65)	<i>a</i>	133,142	0,000	0,99	0,00	68,83	0,74
		<i>b</i>	117,350	0,000				
Eberesche	(3.64)	<i>c66</i> _{95%}	1,420	-	-	-	-	-
	(3.65)	<i>a</i>	29,056	0,000	0,98	0,00	25,57	0,72
		<i>b</i>	12,957	0,000				
Weide*	(3.64)	<i>c66</i> _{95%}	1,170	-	-	-	-	-
	(3.65)	<i>a</i>	133,142	0,000	0,99	0,00	68,83	0,74
		<i>b</i>	117,350	0,000				

* Modellierung der Oberhöhe aus dem dg wie bei Pappel

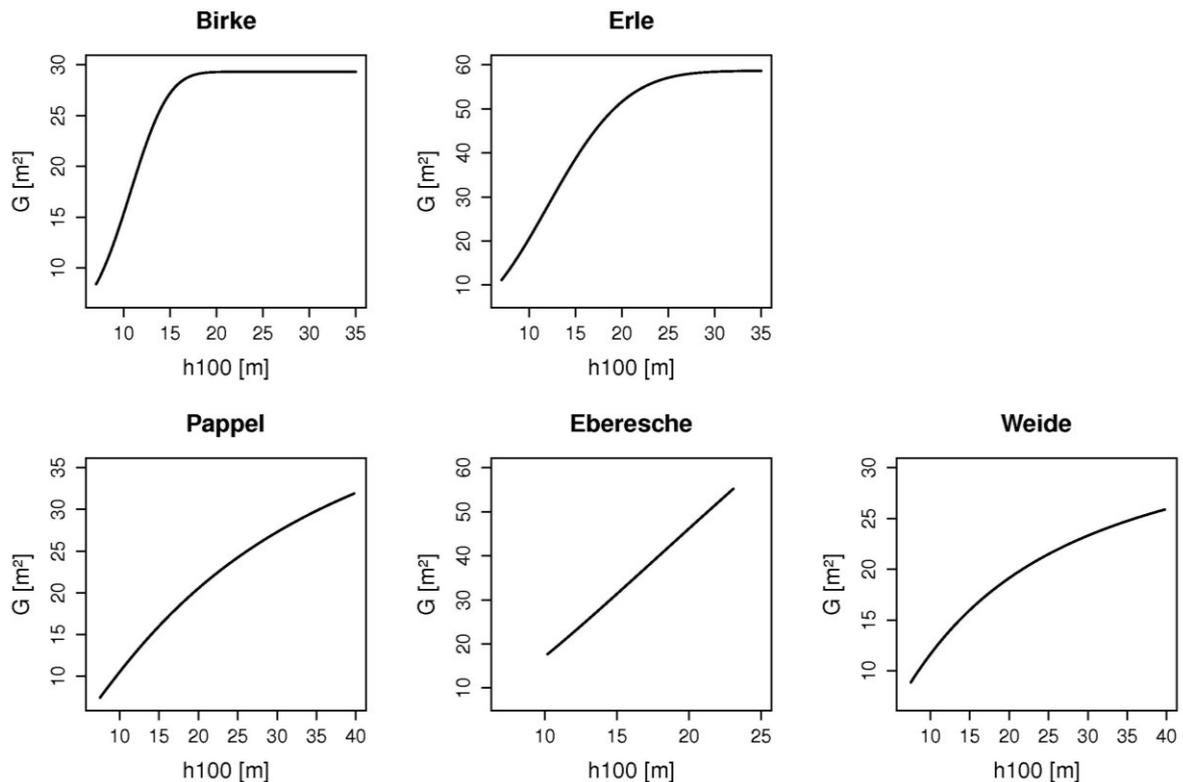


Abbildung 4-22. Beziehungen von maximaler Bestandesgrundfläche und Bestandesoberhöhe

4.3 Biomasseschätzfunktionen und Elementgehalte

4.3.1 Modellparametrisierung

Die Schätzung der Biomassen erfolgte über eine dreiparametrische Exponentialfunktion (s. Abschnitt 3.3.2.3). Im Falle der Birke wurde neben dem BHD die Baumhöhe zur Vorhersage der Stamm-, Rinden- und Gesamtbiomasse mit einbezogen. Die entsprechenden Modelle zeigen eindeutige Signifikanzen auf den entsprechenden Parametern (Tabelle 4-14). Im Gegensatz dazu wies bei der Erle der Parameter c , der den Einfluss der Baumhöhe einsteuert, sowohl bei der Schätzung der Stamm- als auch der Rindenbiomasse keine Signifikanz auf. Für die genannten Kompartimente erfolgt die Schätzung daher über reduzierte Modelle, die nur den BHD als erklärende Variable beinhalten. Der Vergleich zwischen reduziertem und komplettem Modell zeigte zudem nur einen marginalen Unterschied beim mittleren Modellfehler (RMSE). Bei der Gesamtbiomasse hingegen wird die Höhe weiterhin mit einbezogen. Für eine Beurteilung der Modellgüte zwischen den Kompartimenten ist der mittlere Modellfehler nur bedingt aussagekräftig, da die Zielgröße (d.h. das Trockengewicht) in unterschiedlichen Größenordnungen vorliegt (z.B. Derbholz vs. Rinde). Ein besser geeignetes Maß stellt in diesem Zusammenhang die Korrelation zwischen Mess- und Vorhersagewerten (R^2) dar. Dabei zeigt sich, dass bedingt durch die geringe Anzahl an Probestämmen bei den Funktionen für Äste und Reisig relativ schlechte Anpassungen erreicht werden. Die Baumhöhe (Parameter c) wurde aus den Modellen entfernt, da der Term zum Teil negative Werte aufwies und somit zu unplausiblen Modellverhalten führt. So ergeben sich für die Schätzung der Reisig-Biomasse bedingt durch die extreme Streuung in den Daten R^2 -Werte von 0,17 bei Erle und 0,02 bei Birke. Entsprechend instabil stellen sich die Parameterschätzungen dar, die in keinem Fall Signifikanzen aufweisen. Die Schätzung der Astbiomasse ist mit 0,56 bzw. 0,49 demgegenüber etwas genauer, verglichen mit den Schätzungen der Stamm- und Rindenbiomasse aber immer noch relativ gering. Bei Pappel, Eberesche und Weide erfolgte die Parametrisierung der verwendeten Funktion behelfsmäßig

auf Basis der Daten der Bundeswaldinventur. Im Zuge der Datenergänzung wird bei der BWI für jeden Baum ab Derbholzgrenze ein Trockengewicht berechnet. Dies erfolgte bisher über die Konvertierung des Derbholzvolumens in das Baumholzvolumen anhand von Expansionsfaktoren und die Multiplikation mit Trockenraumdichten aus verschiedenen Literaturquellen. Im Rahmen der vorliegenden Auswertung konnte daher die Biomassefunktion bei den drei Arten nur für gesamte Bäume mit den unabhängigen Variablen BHD und Höhe abgeleitet werden. Sämtliche Koeffizientenschätzungen sind dabei signifikant, allerdings deuten die Berechnungen der Bias-Werte auf verzerrte Schätzungen hin, die bei Birke und Erle nicht auftreten.

In Abbildung 4-23 sind die aus den Modellen geschätzten Gesamtbaumbiomassen baumartenweise dargestellt, die sich aus einer bestimmten Durchmesser-Höhenkombination eines definierten Wertebereich ergeben. Es ist erkennbar, dass eine Zunahme des Durchmessers erwartungsgemäß stärker auf die Menge der Trockenmasse einwirkt als eine Zunahme der Höhe um die gleiche Einheit. Dieses Muster ist bei Birke und Erle deutlich ausgeprägter als bei den übrigen Baumarten. Bei einem fixierten BHD-Höhen-Paar ist der prognostizierte Biomassewert bei Erle, Pappel und Weide geringer als bei Birke, was auf die geringeren Holzdichten zurückzuführen ist. Entsprechend liegt der Wert bei der Eberesche am höchsten, so dass diesbezüglich von konsistentem Modellverhalten ausgegangen werden kann.

Tabelle 4-14. Ergebnisse der Modellparametrisierung für die Biomasseschätzfunktionen nach Formel (3.70). Stamm: Derbholz ohne Rinde; Rinde: Derbholzzrinde; Äste: Äste mit Rinde (1-7 cm Durchmesser an der Astbasis); Reisig: Äste mit Rinde (< 1 cm Durchmesser an der Astbasis). Gesamt: gesamte oberirdische Baumbiomasse ohne Blätter

Baumart	Kompartiment	Parameter	Koeffizient	p-Wert	R ²	Bias [kg]	AIC	RMSE [kg]
Birke	Stamm	<i>a</i>	-4,174	0,000	0,99	0,00	64,23	4,81
		<i>b</i>	1,372	0,000				
		<i>c</i>	1,590	0,000				
	Rinde	<i>a</i>	-5,299	0,000	0,99	0,00	41,94	1,57
		<i>b</i>	1,370	0,000				
		<i>c</i>	1,594	0,000				
	Äste	<i>a</i>	-1,692	0,421	0,56	-0,18	78,91	10,37
		<i>b</i>	1,562	0,035				
	Reisig	<i>a</i>	1,549	0,198	0,02	0,00	41,73	1,99
		<i>b</i>	0,049	0,896				
	Gesamt	<i>a</i>	-3,521	0,000	0,97	0,04	77,04	13,73
		<i>b</i>	1,993	0,000				
<i>c</i>		0,900	0,000					
Erle	Stamm	<i>a</i>	-1,964	0,000	0,99	-0,67	60,62	8,49
		<i>b</i>	2,164	0,000				
	Rinde	<i>a</i>	-3,397	0,000	0,99	0,44	77,04	1,32
		<i>b</i>	2,038	0,000				
	Äste	<i>a</i>	-0,908	0,061	0,49	-0,05	53,48	5,43
		<i>b</i>	1,109	0,007				
	Reisig	<i>a</i>	-0,822	0,735	0,17	-0,02	43,07	2,836
		<i>b</i>	0,733	0,358				
	Gesamt	<i>a</i>	-4,058	0,000	0,98	-0,49	62,49	45,51
		<i>b</i>	2,070	0,000				
		<i>c</i>	0,913	0,000				
	Pappel	Gesamt	<i>a</i>	-2,532	0,000	0,98	-1,20	14233,06
<i>b</i>			1,867	0,000				
<i>c</i>			0,613	0,000				
Weide	Gesamt	<i>a</i>	-3,508	0,000	0,96	23,83	4788,83	103,123
		<i>b</i>	2,172	0,000				
		<i>c</i>	0,643	0,000				
Eberesche	Gesamt	<i>a</i>	-1,060	0,000	0,98	8,18	1810,56	27,372
		<i>b</i>	1,450	0,000				
		<i>c</i>	0,768	0,000				

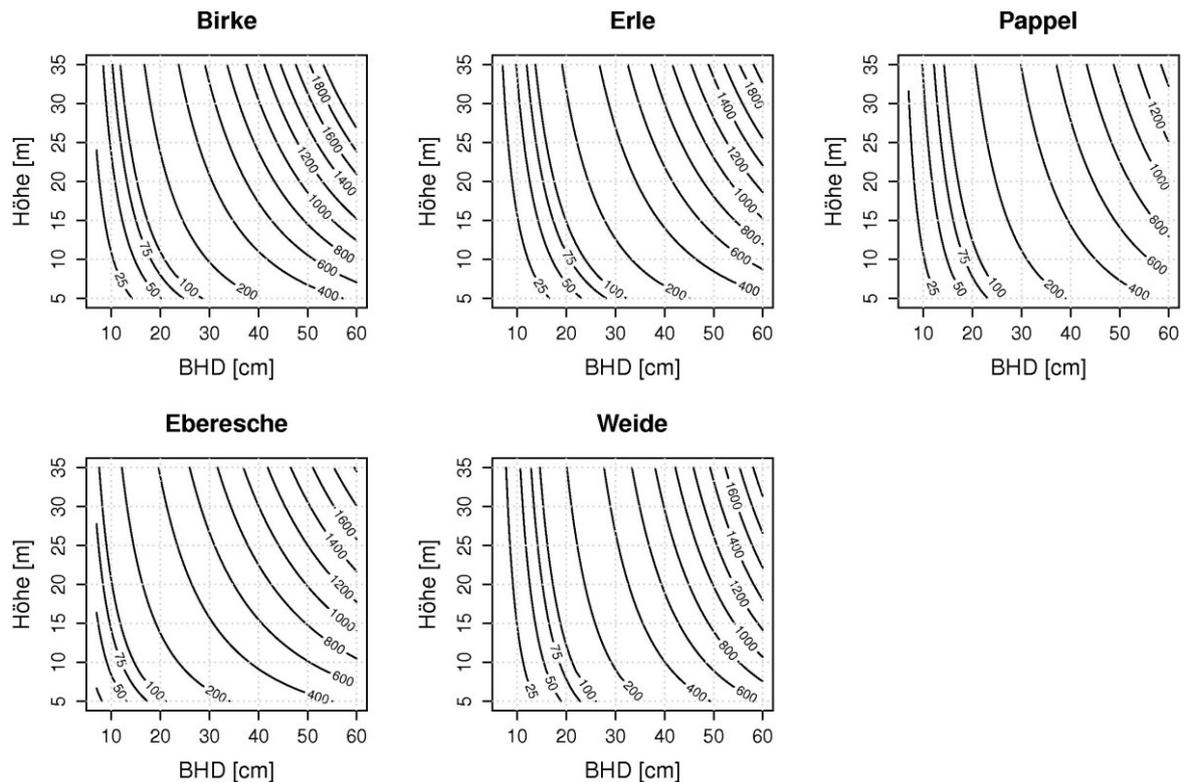


Abbildung 4-23. Gesamte Einzelbaumbiomasse [kg] als Funktion der Baumhöhe und des BHD

4.3.2 Elementgehalte

Der Kohlenstoff bildet das Trägergerüst der organischen Substanz und weist dementsprechend einen hohen Gehalt in den betrachteten Kompartimenten auf. Der C-Gehalt nimmt in der Reihenfolge Derbholz (> 7 cm Durchmesser), Reisig (< 1 cm Durchmesser) und Derbholzrinde zu. Dieses ist auf den erhöhten Anteil an C-reichen Phenolen bzw. Lignin zurückzuführen (Abbildung 4-24). Im Gegensatz zu den ermittelten C-Gehalten im Reisig und in der Rinde weisen die Werte beim Holz größere Streuungen um einen mittleren C-Gehalt von ca. 500 g/kg auf. Signifikante Unterschiede der Kohlenstoffgehalte zwischen Birke und Erle können bei den drei Kompartimenten ausgeschlossen werden.

Von den betrachteten Nährelementen beim Derbholz ist der Stickstoffgehalt bei beiden Baumarten am höchsten, wobei signifikant höhere Werte bei der Erle erkennbar sind (Abbildung 4-25). Die Calciumgehalte liegen bei beiden Arten etwas über den für Kalium ermittelten Werten. Auch hier deuten sich tendenziell höhere Gehalte bei der Erle an, bedingt durch die hohen Streuungen sind diese aber nicht signifikant. Gleiches gilt für die Phosphor- und Magnesiumgehalte. Im Gegensatz dazu zeigt sich beim Schwefel, dass im Holz der Erle die Gehalte nahezu doppelt so hoch sind wie bei der Birke.

Die Nährelementgehalte beim Reisig übertreffen in allen Fällen die Gehalte im Holz mindestens um das Fünffache, zum Teil auch um annähernd das Zehnfache (S und P bei Birke). Die Reihenfolge der Elementgehalte zeigt verglichen mit dem Holz keine Veränderungen: $N > Ca > K > Mg > P > S$ (Abbildung 4-26). Außerdem treten keine erkennbaren Unterschiede zwischen Birke und Erle auf.

Im Vergleich dazu zeigen die Gehalte in der Rinde deutlichere Tendenzen (Abbildung 4-27). Zum einen ist festzustellen, dass die Elementgehalte in der Rinde höher sind als im Holz und fast in allen Fällen geringer als im Reisig. Eine Ausnahme bildet hier der Calciumgehalt bei der Erle, der in der Rinde mit 13 g/kg mehr als das Doppelte beträgt und auch den Gehalt an Calcium in der Birkenrinde mit 5 g/kg deutlich übertrifft. Auch bei den Stickstoff- und Schwefelgehalten sind die Werte bei der Erle signifikant höher. Im Falle der Kalium-,

Phosphor- und Magnesiumgehalte deuten die Ergebnisse ebenfalls höhere Konzentrationen bei der Erle an, zeigen aber keine statistische Signifikanz. Bezüglich der Reihenfolge lässt sich feststellen, dass sich im Vergleich zum Reisig und Derbholz bei N, Ca, K und Mg keine Unterschiede ergeben. Die Schwefelgehalte in der Rinde liegen dagegen etwas höher als die Phosphorgehalte.

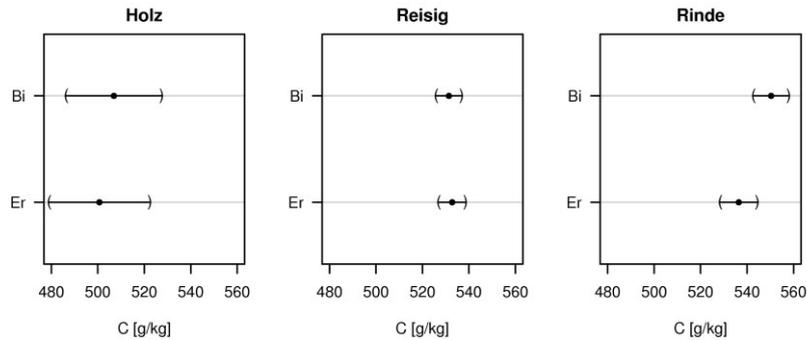


Abbildung 4-24. Kohlenstoffgehalte verschiedener Baumkompartimente bei Birke und Erle. Dargestellt sind Mittelwerte und 95%-Konfidenzintervalle

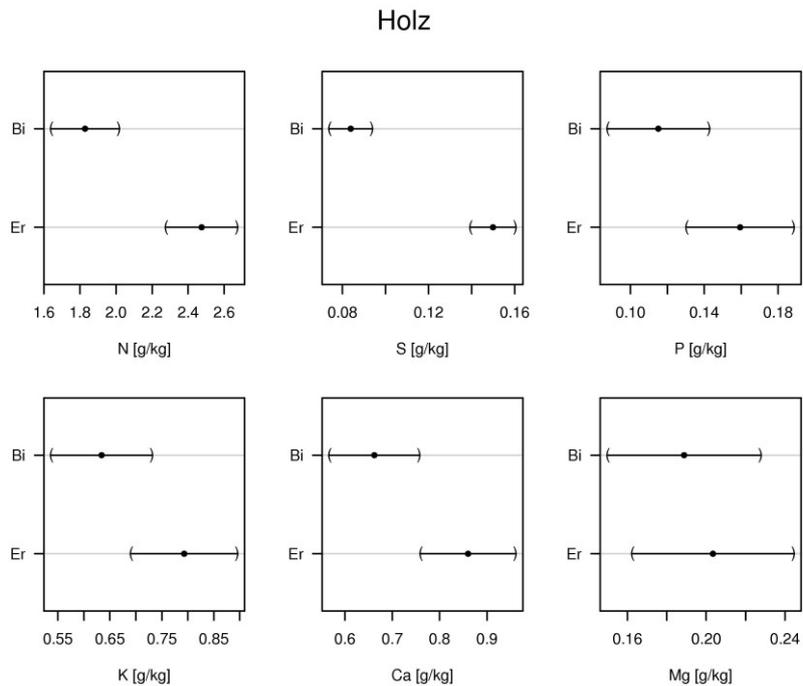


Abbildung 4-25. Gehalte an N, S, P, K, Ca und Mg im Derbholz bei Birke und Erle. Dargestellt sind Mittelwerte und 95%-Konfidenzintervalle

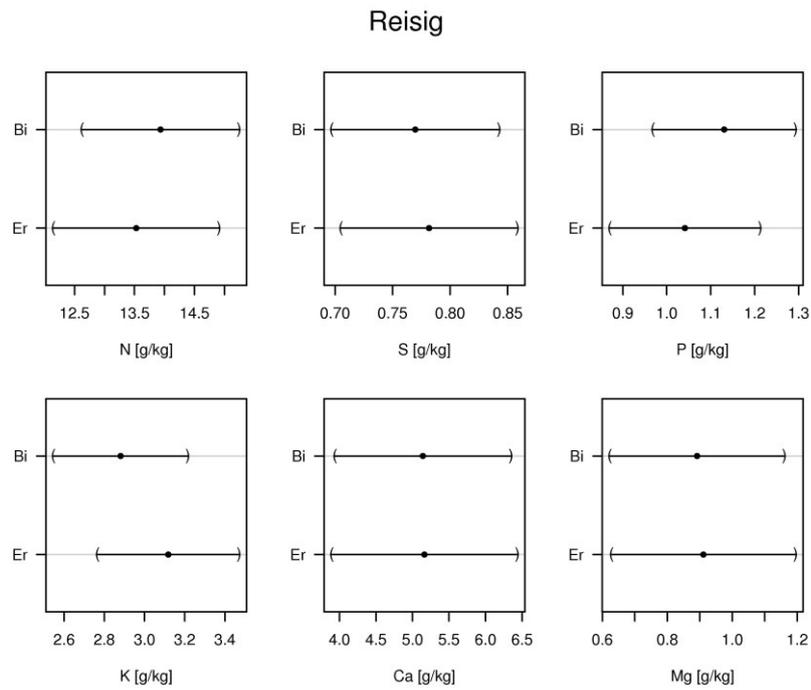


Abbildung 4-26. Gehalte an N, S, P, K, Ca und Mg im Reisig bei Birke und Erle. Dargestellt sind Mittelwerte und 95%-Konfidenzintervalle

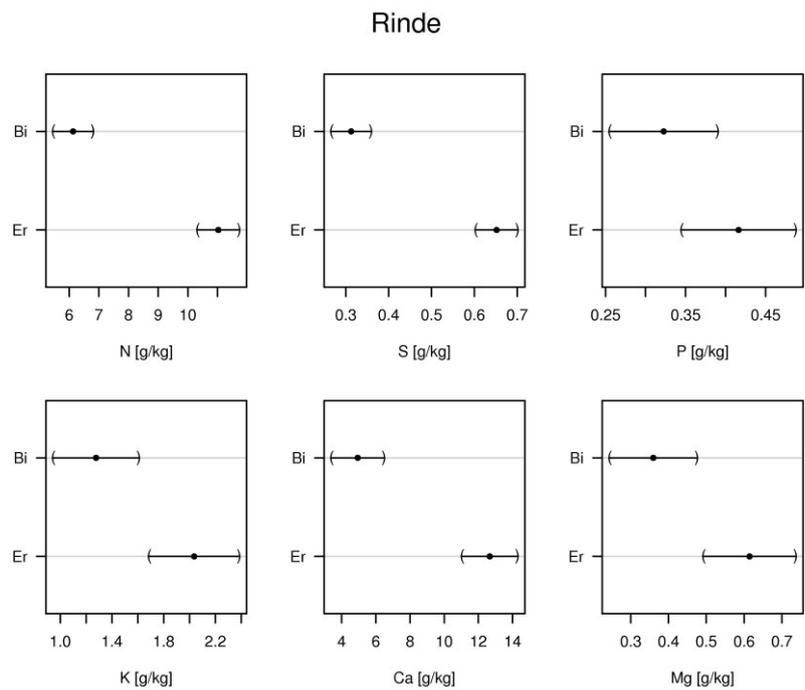


Abbildung 4-27. Gehalte an N, S, P, K, Ca und Mg in der Derbholzrinde bei Birke und Erle. Dargestellt sind Mittelwerte und 95%-Konfidenzintervalle

4.4 *Waldbauliche Szenariensimulation*

4.4.1 *Birke*

Abbildung 4-28 zeigt die Verläufe der Stammzahlhaltung für die verschiedenen Szenarien im Vergleich zur Nullvariante. Bei der Ertragstafelvariante findet im ersten Simulationsschritt noch kein Durchforstungseingriff statt, d.h. die vorgegebene Bestandesgrundfläche ist bei Simulationsbeginn noch nicht erreicht. Im Alter 20 erfolgt eine deutliche Reduzierung der Stammzahl um ca. 1000/ha, die sich mit abnehmender Intensität bis zum Alter 70 fortsetzt. Die Stammzahlhaltung ist in der Altersspanne 20-50 geringer als bei den übrigen Varianten, da in diesem Szenario neben der Z-Baum-Freistellung auch die Zwischenfelder bis zum Erreichen der Soll-Grundfläche durchforstet werden. Die übrigen drei Varianten weisen ähnliche Verlaufsmuster auf. Bei der Z-Baum-Auslese und dem NLF-Konzept erfolgt bereits im Alter 15 eine durchforstungsbedingte Stammzahlabnahme durch die Freistellung der Z-Bäume. Entsprechend den Vorgaben bei der Z-Baum-Freistellung sind die Verläufe bis zum Alter 50 identisch. Anschließend finden in der NLF-Variante keine Eingriffe mehr statt, so dass die Stammzahlhaltung im Vergleich zur Z-Baum-Auslese höher ist. Beim Extensiv-Szenario werden die Z-Bäume zu Beginn am stärksten freigestellt (1,5 m Kronenabstand zu allen Nachbarbäumen), dementsprechend verläuft die Stammzahl in der Altersphase bis 25 niedriger als beim NLF- bzw. Z-Baum-Konzept. Im weiteren Verlauf kommt es zu dichtebedingter Mortalität und die Kurve nähert sich der Nullvariante an.

Die Unterschiede zwischen den Szenarien werden bei Betrachtung der Grundflächenhaltung deutlicher (Abbildung 4-29). Entsprechend den Vorgaben weist die Ertragstafelvariante einen kontinuierlichen Anstieg bis auf 18 m²/ha auf. Ab dem Alter 65 setzen die ersten Zielstärkennutzungen ein, so dass die Bestandesgrundfläche wieder abnimmt. Die Z-Baum-Auslese und das NLF-Konzept zeigen deutliche Anstiege bis zum Alter 30, wobei beide Kurven zunächst geringfügig unterhalb der maximalen Grundfläche (Nullvariante) verlaufen. Dies verdeutlicht, dass eine alleinige Freistellung der Z-Bäume ohne Behandlung der Zwischenfelder in dieser Phase nicht ausreicht, um die Grundflächenhaltung nach Ertragstafelvorgabe zu erreichen. Im Alter 30 setzt bei der Z-Baum-Variante ein Rückgang der Grundfläche ein, ab dem Alter 50 wird die Soll-Grundfläche nach Ertragstafel unterschritten. Im Umkehrschluss bedeutet das, dass in der Ertragstafelvariante in dieser Phase die Z-Bäume nicht mehr komplett freigestellt werden können, da die Vorgabe der Grundflächenhaltung restriktiv wirkt. Beim NLF-Konzept nimmt die Grundfläche nach einsetzender Hiebsruhe ab dem Alter 50 wieder zu und erreicht 25 m²/ha im Alter 70. Im Vergleich zur Nullvariante weist das Extensivszenario ein ähnliches Verlaufsmuster auf. Da die Z-Bäume anfänglich stärker freigestellt werden, ist der Grundflächenanstieg zunächst jedoch geringer und die Kurven nähern sich etwa im Alter 50 an.

Den höchsten verbleibenden Vorrat im Alter 70 weist die Nullfläche mit 331 m³/ha auf (Tabelle 4-15). Entsprechend ist auch die Stammzahl- und Grundflächenhaltung mit 496 Bäumen/ha bzw. 28,2 m²/ha höher als bei den anderen Varianten. Demgegenüber beträgt bei der Z-Baum-Auslese der verbleibende Vorrat 143 m³/ha, die Stammzahl 136/ha und die Grundfläche 12,1 m²/ha und damit weniger als die Hälfte im Vergleich zur Nullvariante. Es besteht ein direkter Zusammenhang zwischen Stammzahl, Grundfläche und Vorrat und dem dg bzw. der Summe der Vornutzungserträge: Mit abnehmenden Werten für N, G und V steigen der dg und die Vornutzungsmenge an.

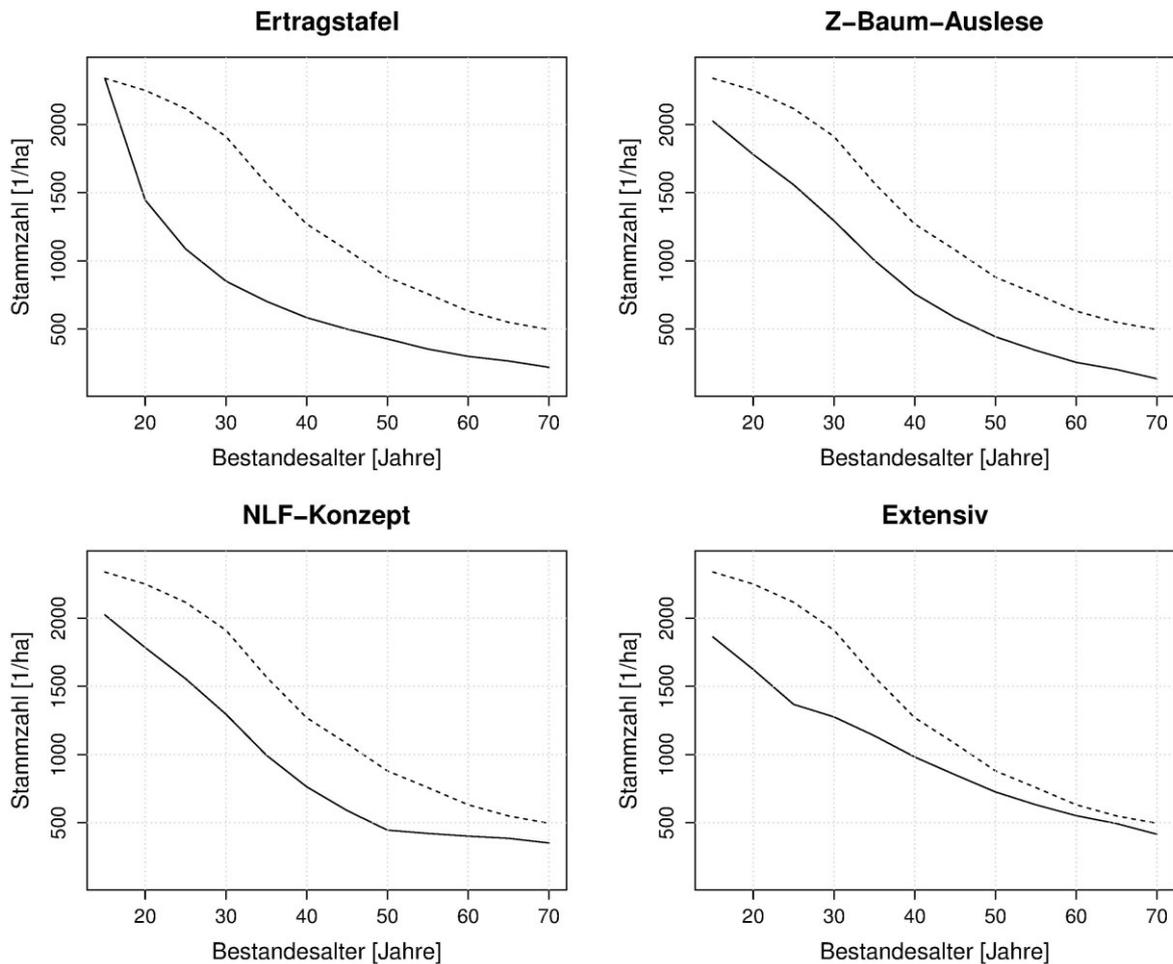


Abbildung 4-28. Stammzahlhaltung des verbleibenden Bestandes im Simulationszeitraum für Birke. Gegenübergestellt ist die jeweilige Variante (durchgezogene Linie) mit der Nullvariante (gestrichelte Linie).

In der Nullvariante beträgt der dg 26,9 cm, der Durchforstungseffekt in der Extensiv-Variante führt zu einer Erhöhung um 2 cm. Bei der Z-Baum-Auslese ist der dg mit 33,6 cm am höchsten, obwohl die Stammzahl- und Grundflächenhaltung bis zum Alter 50 höher ist als in der Ertragstafelvariante ($dg = 31,4$ cm). Entscheidend dabei ist, dass in der Ertragstafelvariante zusätzlich zur Z-Baum Freistellung in den Zwischenfeldern eine Hochdurchforstung bis zum Erreichen der Soll-Grundfläche durchgeführt wird. D.h. es werden zuerst die stärkeren Bäume entnommen, was zu einem etwas geringeren dg führt. Dies wirkt sich auch unmittelbar auf die dichtebedingte Mortalität aus, die aufgrund der geringeren Konkurrenzverhältnisse in den Zwischenfeldern im Ertragstafelszenario am geringsten ist ($33 \text{ m}^3/\text{ha}$). Bei der Z-Baum-Auslese und dem NLF-Konzept betragen die Werte $66 \text{ m}^3/\text{ha}$ bzw. $94 \text{ m}^3/\text{ha}$. Demgegenüber steht ein deutlich höherer Wert im ExtensivszENARIO mit $251 \text{ m}^3/\text{ha}$, bei der Nullvariante übertrifft die Mortalität mit $340 \text{ m}^3/\text{ha}$ den verbleibenden Vorrat. Die Volumenleistung, d.h. die Summe aus Vornutzung und verbleibendem Vorrat, zeigt kaum Unterschiede zwischen Ertragstafel- und Z-Baum-Szenario ($484 \text{ m}^3/\text{ha}$ bzw. $481 \text{ m}^3/\text{ha}$). Das NLF-Konzept mit deutlich geringeren Vornutzungsmengen liegt mit $474 \text{ m}^3/\text{ha}$ etwas dahinter. Extensiv- und Nullvariante weisen die geringsten Vornutzungsmengen und die geringsten Volumenerträge von $347 \text{ m}^3/\text{ha}$ und $331 \text{ m}^3/\text{ha}$ auf.

Die Z-Bäume erreichen Mitteldurchmesser von maximal 38,5 cm bzw. 38,9 cm und unterscheiden sich damit nur geringfügig zwischen Ertragstafel- und Z-Baum-Konzept (Tabelle 4-16). Damit verglichen führt die Hiebsruhe ab dem Alter 50 im NLF-Szenario nur zu geringen Einbußen in der Durchmesserentwicklung ($dg = 38,2$ cm). Allerdings hat bei den

beiden erstgenannten Varianten bereits die Zielstärkennutzung eingesetzt, so dass zum Ende der Simulation noch 70 Z-Bäume auf der Fläche stehen, wohingegen im NLF-Szenario noch kein Z-Baum die Zielstärke erreicht hat. Die konsequente Freistellung führt bei allen drei Varianten dazu, dass kein Z-Baum durch dichtebedingte Mortalität ausgeschieden ist.

In der Nullfläche liegt der dg der 46 verbliebenen, d.h. nicht mortalitätsbedingt ausgeschiedenen Z-Bäume bei 29,9 cm und damit ca. 9 cm unter den Werten der Varianten mit intensiverer Durchforstung. Die starke Freistellung in der Jungbestandsphase im Extensivszenario bewirkt gegenüber der Nullvariante eine Steigerung der Mitteldurchmesser um 6 cm auf 35,8 cm, außerdem konnte die Mortalität dadurch verringert werden. Der Vergleich mit den Bestandeskennwerten (Tabelle 4-15) zeigt, dass die frühe Freistellung einen deutlichen Effekt auf die erreichten Durchmesser der Z-Bäume hat. So beträgt der Unterschied zwischen dem dg und dem dg der Z-Bäume in der Nullvariante 3 cm, in der Extensivvariante hingegen annähernd 10 cm. Bei den übrigen drei Varianten sind die Unterschiede etwas geringer, da durch die kontinuierlichen Durchforstungseingriffe eine höhere Anzahl von Bäumen in ihrer Durchmesserentwicklung begünstigt werden und der dg des Gesamtbestandes somit höher ist.

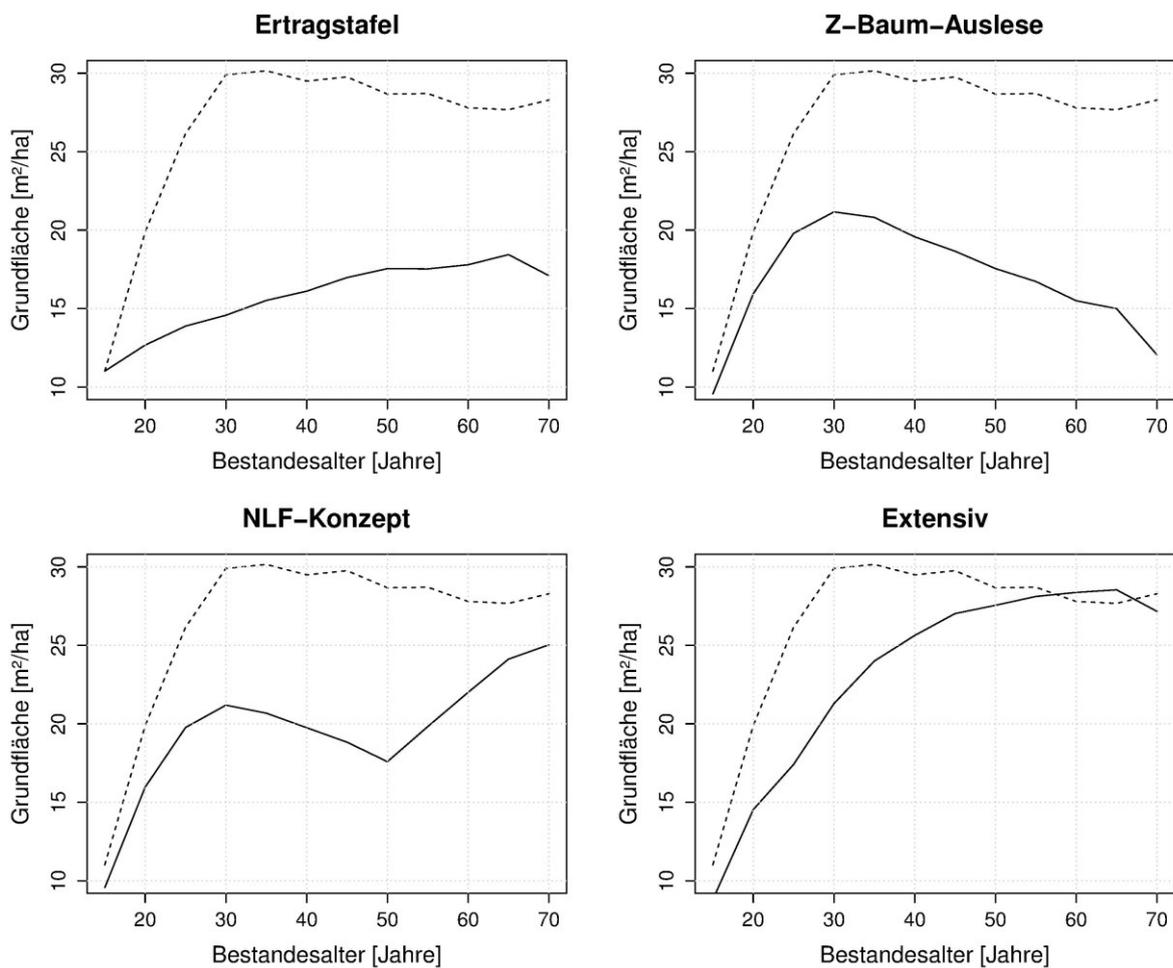


Abbildung 4-29. Grundflächenhaltung des verbleibenden Bestandes im Simulationszeitraum für Birke. Gegenübergestellt ist die jeweilige Variante (durchgezogene Linie) mit der Nullvariante (gestrichelte Linie)

Eine genauere Darstellung der Entwicklung der Konkurrenzverhältnisse gibt Abbildung 4-30. Im Ertragstafelszenario weisen die Füllbäume über das Bestandesalter eine relativ homogene Verteilung der Konkurrenzindizes auf. Bei den Z-Bäumen ist zum Ende der Simulation ein Anstieg der Konkurrenz festzustellen, da in dieser Phase die vorgegebene Soll-Grundfläche

eine komplette Freistellung aller Z-Bäume begrenzt. Beim NLF-Szenario ist ein ähnlicher Trend infolge der ausbleibenden Z-Baum-Pflege festzustellen, während bei den Füllbäumen zunächst ein deutlicher Anstieg erfolgt und die Konkurrenzverhältnisse bis zum Alter 70 auf relativ hohem Niveau verlaufen. In der Variante Z-Baum-Auslese sind die Konkurrenzwerte bei den Z-Bäumen über den gesamten Zeitraum am geringsten, da hier bis zum Ende des Betrachtungszeitraums eine Freistellung durchgeführt wird. Die fortlaufende Stammzahlreduktion wirkt sich ab dem Alter 35 auch auf Bereiche in den Zwischenfeldern aus, so dass die Konkurrenz der Füllbäume einen rückläufigen Trend aufweist. Im Extensivszenario erfolgt der letzte Eingriff zu Gunsten der Z-Bäume im Alter 25, ab diesem Zeitpunkt steigt die Konkurrenz deutlich an und erreicht in der älteren Bestandesphase das Niveau der Füllbäume. Z- und Füllbäume weisen in der Nullfläche keine Unterschiede in der Konkurrenzsituation auf. Bei beiden Kollektiven steigen die Werte bis zum Alter 35 deutlich an, anschließend ist ein rückläufiger Trend erkennbar. Dies ist im Zusammenhang mit dem ähnlichen Verlaufsmuster der Grundflächenentwicklung auf der Nullfläche zu sehen (Abbildung 4-29) und erklärt sich dadurch, dass mit zunehmenden Alter die mortalitätsbedingt ausgeschiedene Bestandesgrundfläche nicht unmittelbar durch den Zuwachs der verbleibenden Bäume ausgeglichen werden kann. Bei längerer Simulationsdauer (nicht dargestellt) wird deutlich, dass sowohl Grundfläche als auch c66-Werte periodisch um eine Asymptote schwanken. Dieser Trend ist für beide Kenngrößen ab dem Alter 65 erkennbar.

Tabelle 4-15. Ertragskundliche Kenngrößen der Behandlungsvarianten im Alter 70 für Birke. VL = Volumenleistung, gesamtes nutzbares Volumen (V + Vornutzung) ohne Mortalität

	N [1/ha]	G [m ² /ha]	V [m ³ /ha]	dg [cm]	Vornutzung [m ³ /ha]	VL [m ³ /ha]	Mortalität [m ³ /ha]
Ertragstafel	220	17,1	199	31,4	285	484	33
Z-Baum-Auslese	136	12,1	143	33,6	338	481	66
NLF-Konzept	352	25,0	294	30,1	180	474	94
Extensiv	416	27,1	318	28,8	29	347	251
Nullvariante	496	28,2	331	26,9	-	331	340

Tabelle 4-16. Ertragskundliche Kenngrößen der Z-Bäume im Alter 70 für Birke

	N [1/ha]	dg [cm]	Mortalität [1/ha]
Ertragstafel	70	38,5	0
Z-Baum-Auslese	70	38,9	0
NLF-Konzept	80	38,2	0
Extensiv	60	35,8	20
Nullvariante	46	29,9	34

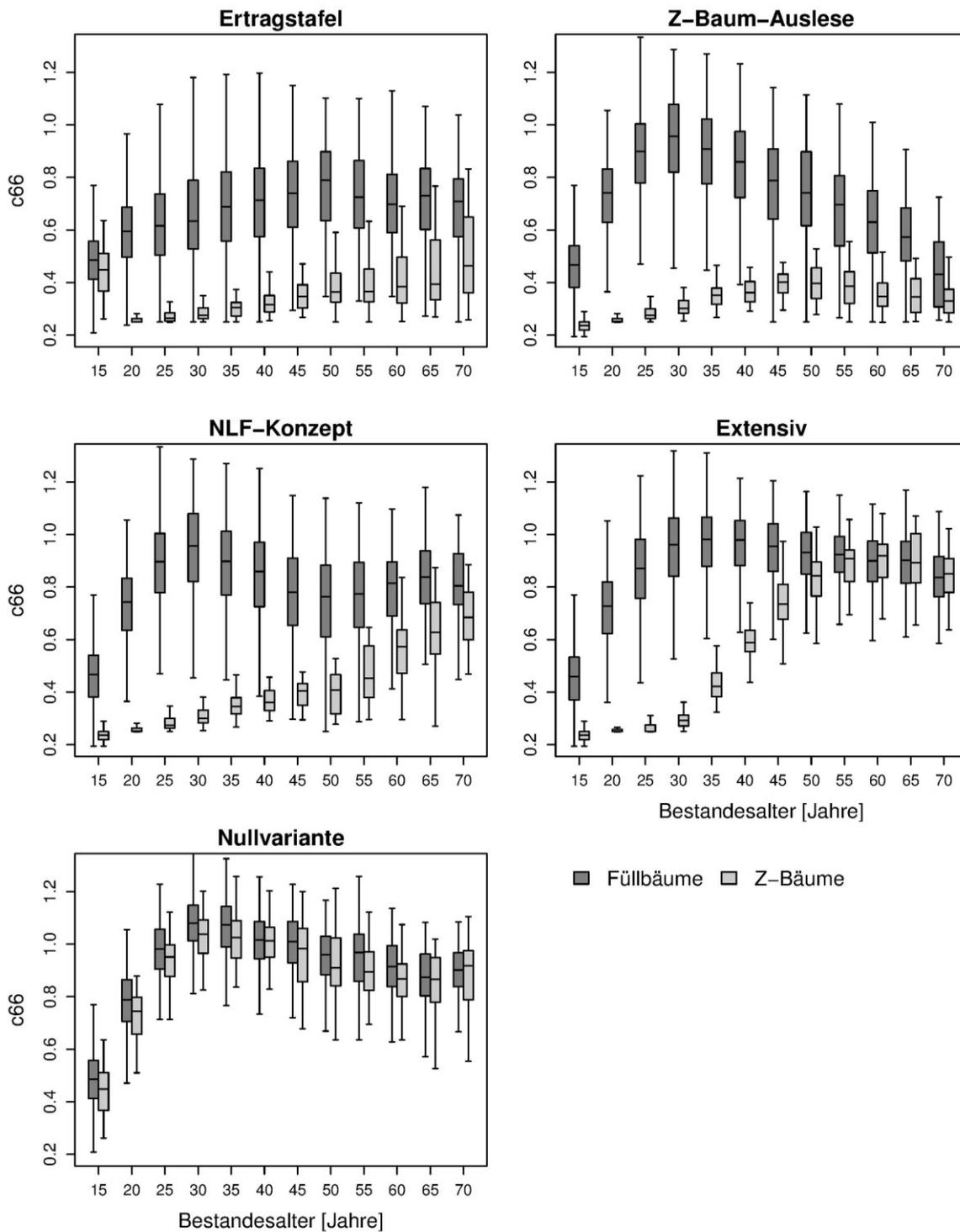


Abbildung 4-30. Verteilung der c_{66} zur Beschreibung der Einzelbaum-Konkurrenzsituation getrennt für Z- und Füllbäume bei Birke. Der Kronenkonkurrenzindex wird für eine kreisförmige Einflusszone um den Bezugsbaum berechnet, wobei der Durchmesser der doppelten Kronenbreite des Bezugsbaumes entspricht

4.4.2 Erle

Im Gegensatz zur Birke findet bei der Erle in der Ertragstafelvariante im ersten Simulationsschritt ein Durchforstungseingriff statt, d.h. die Bestandesgrundfläche ist bei Simulationsbeginn höher als die Soll-Grundfläche (Abbildung 4-31). Bis zum Alter 30 erfolgt eine Reduzierung der Stammzahl um ca. 500/ha. Aufgrund der Eingriffe in den Zwischenfeldern ist die Stammzahlhaltung in der Ertragstafelvariante anfangs geringer als beim NLF-Konzept und der Z-Baum-Auslese. Ab dem Alter 30 kehrt sich der Trend um, da die Eingriffsintensität in der Ertragstafelvariante gemäß der Vorgaben der Grundflächenhaltung nachlässt, bei den anderen beiden Varianten aber die Z-Bäume bis zum Alter 50 (NLF-Konzept) bzw. bis zum Simulationende (Z-Baum-Auslese) freigestellt werden. Beim Extensiv-Szenario werden die Z-Bäume zu Beginn am stärksten freigestellt, dementsprechend ist die Stammzahl bis zum Alter 20 am niedrigsten, bereits ab dem Alter 30 infolge der ausbleibenden Eingriffe jedoch höher als bei den übrigen Szenarien. Auffallend ist die hohe Diskrepanz der Stammzahlverläufe bei allen vier Varianten im Vergleich zur Nullfläche. Die natürliche Stammzahlhaltefähigkeit wird über die maximale Grundfläche gesteuert, die im Vergleich zur Birke bei gegebener Oberhöhe deutlich höher ist. Beginnend mit einer Stammzahl von 1500/ha setzt ab dem Alter 30 dichtebedingte Mortalität ein, im Vergleich zur Ertragstafelvariante beträgt die Stammzahlhaltung aber das Doppelte.

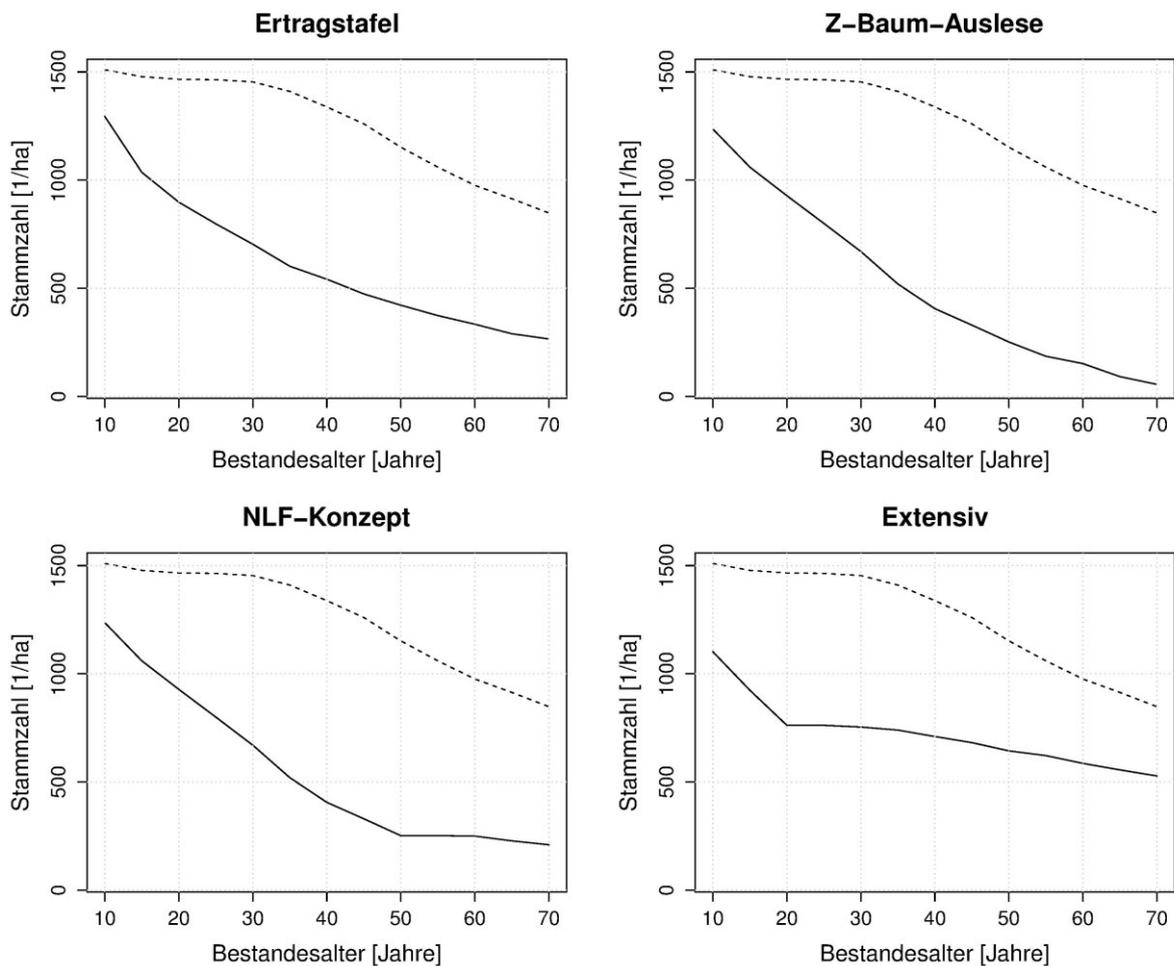


Abbildung 4-31. Stammzahlhaltung des verbleibenden Bestandes im Simulationszeitraum für Erle. Gegenübergestellt ist die jeweilige Variante (durchgezogene Linie) mit der Nullvariante (gestrichelte Linie)

Die Unterschiede zwischen den Szenarien werden bei Betrachtung der Grundflächenhaltung deutlicher (Abbildung 4-32). Entsprechend den Vorgaben weist die Ertragstafelvariante einen kontinuierlichen Anstieg bis auf 25 m²/ha auf. Ab dem Alter 60 setzen die ersten Zielstärkennutzungen, dennoch bleibt die Bestandesgrundfläche nahezu konstant. Die Z-Baum-Auslese und das NLF-Konzept zeigen Anstiege bis zum Alter 30 und weisen ein ähnliches Verlaufsmuster wie die Ertragstafel-Variante auf. Im Gegensatz zu den Beobachtungen bei der Birke reicht die alleinige Freistellung der Z-Bäume ohne Behandlung der Zwischenfelder in dieser Phase aus, um die Grundflächenhaltung nach Ertragstafelvorgabe zu erreichen. Im Alter 30 setzt bei der Z-Baum-Variante ein kontinuierlicher Rückgang der Grundfläche ein, wobei die Soll-Grundfläche nach Ertragstafel hier bereits unterschritten ist. Im Umkehrschluss bedeutet das, dass in der Ertragstafelvariante in dieser Phase die Z-Bäume nicht mehr komplett freigestellt werden können, da die Vorgabe der Grundflächenhaltung restriktiv wirkt. Beim NLF-Konzept verbleibt die Grundfläche bis zum Alter 50 auf etwa gleichem Niveau bei 20-22 m²/ha und nimmt nach einsetzender Hiebsruhe ab dem Alter 50 wieder zu. Im Vergleich zur Nullvariante weist das Extensivszenario ein ähnliches Verlaufsmuster auf. Da die Z-Bäume anfänglich stärker freigestellt werden, ist der Grundflächenanstieg zunächst jedoch geringer und die Kurven nähern sich etwa im Alter 50 zunehmend an.

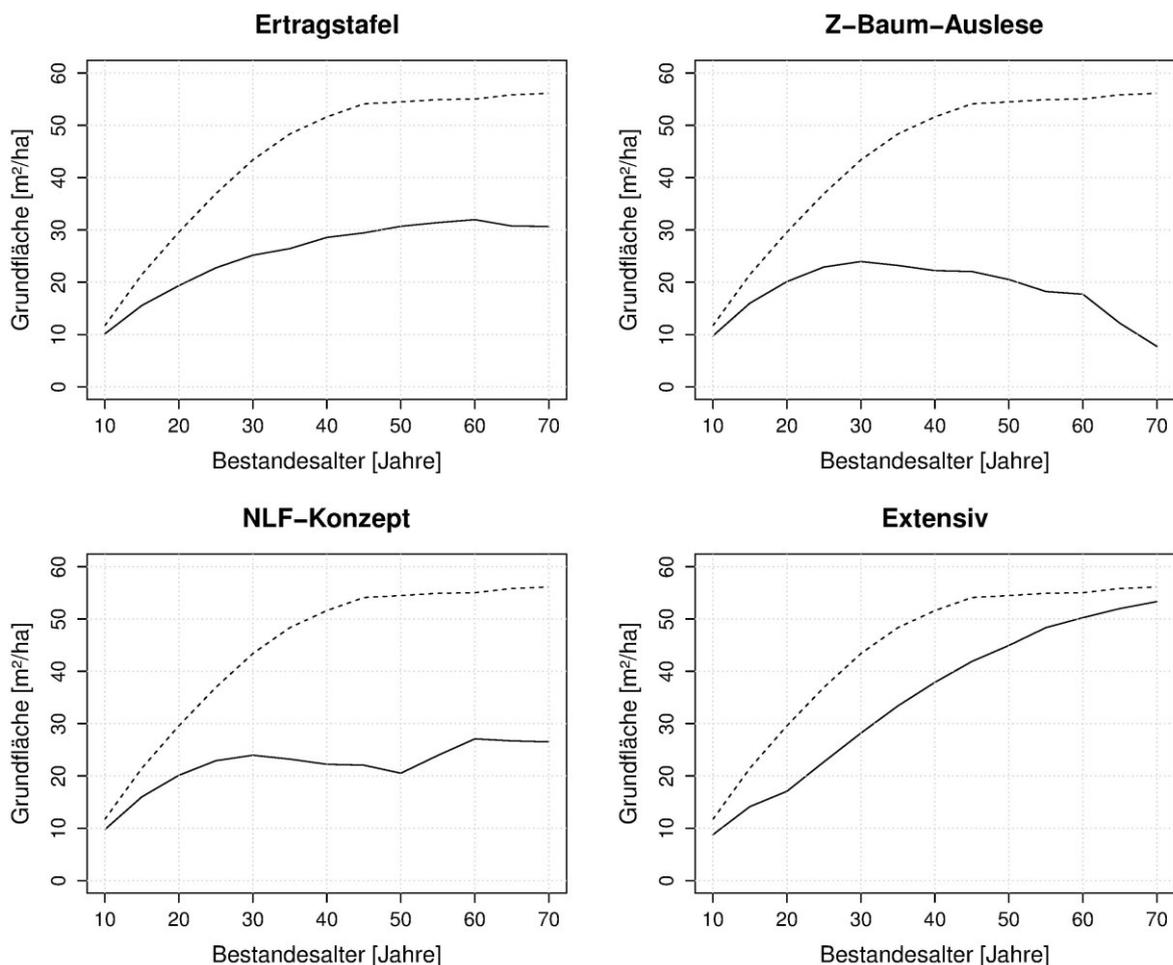


Abbildung 4-32. Grundflächenhaltung des verbleibenden Bestandes im Simulationszeitraum für Erle. Gegenübergestellt ist die jeweilige Variante (durchgezogene Linie) mit der Nullvariante (gestrichelte Linie)

In der Nullvariante beträgt der dg 29 cm, der Durchforstungseffekt in der Extensiv-Variante führt zu einer Erhöhung um 6 cm (Tabelle 4-17). Bedingt durch die niedrigste

Stammzahlhaltung bei der Z-Baum-Auslese ist der dg mit 41,9 cm am höchsten und die Mortalität am geringsten. Beim NLF-Konzept weisen dg und Mortalität eine ähnliche Größenordnung auf wie die Z-Baumvariante, Stammzahl, Grundfläche und Vorrat liegen bedingt durch die einsetzende Hiebsruhe aber deutlich höher und betragen das Drei- bzw. Vierfache. Die Nullvariante weist mit 56 m²/ha bei der Grundfläche und 798 m³/ha beim Vorrat die höchsten Werte auf. Obwohl am Simulationseende in der Extensiv-Variante die Stammzahl um etwa ein Drittel geringer ist, unterscheiden sich Vorrat und Grundfläche nur geringfügig von der Nullvariante. Die Volumenleistung VL, d.h. die Summe aus Vornutzung und verbleibendem Vorrat, ist im Ertragstafel- und dem NLF-Szenario am höchsten (875 m³/ha bzw. 827 m³/ha). Das Z-Baum-Konzept mit den höchsten Vornutzungsmengen aber dem geringsten verbleibendem Vorrat weist mit 785 m³/ha die geringste VL auf. Kaum bzw. keine Vornutzungen finden in der Extensiv- und der Nullvariante statt.

Tabelle 4-17. Ertragskundliche Kenngrößen der Modellbestände im Alter 70 für Erle. VL = Volumenleistung, gesamtes nutzbares Volumen (V + Vornutzung) ohne Mortalität

	N [1/ha]	G [m ² /ha]	V [m ³ /ha]	dg [cm]	Vornutzung [m ³ /ha]	VL [m ³ /ha]	Mortalität [m ³ /ha]
Ertragstafel	266	30,6	422	38,3	453	875	31
Z-Baum-Auslese	56	7,7	105	41,9	680	785	7
NLF-Konzept	210	26,5	363	40,0	464	827	9
Extensiv	528	53,3	745	35,8	52	797	168
Nullvariante	848	56,1	798	29,0	-	798	332

Die Z-Bäume erreichen Mitteldurchmesser von maximal 44,4 cm bzw. 43,6 cm und unterscheiden sich damit nur geringfügig zwischen Z-Baum- und NLF-Konzept (Tabelle 4-18), d.h. die Hiebsruhe ab dem Alter 50 im NLF-Szenario führt nur zu geringen Einbußen in der Durchmesserentwicklung der Z-Bäume. In der Ertragstafel-Variante sind die Durchmesser der Z-Bäume etwas geringer: Hier bewirkt die Vorgabe der Grundflächenhaltung, dass keine permanente Freistellung aller Z-Bäume über den gesamten Zeitraum erfolgen kann.

Bei den genannten Varianten hat bereits die Zielstärkenutzung eingesetzt, so dass zum Ende der Simulation noch 40 Z-Bäume (Z-Baum-Variante) bzw. Z-Bäume (Ertragstafelvariante) auf der Fläche stehen. Die Freistellung führt bei allen drei Varianten dazu, dass kein Z-Baum durch dichtebedingte Mortalität ausgeschieden ist.

In der Nullfläche liegt der dg der 66 verbliebenen, d.h. nicht mortalitätsbedingt ausgeschiedenen Z-Bäume bei 35,3 cm und damit ca. 9 cm unter den Werten der Varianten mit intensiverer Durchforstung. Die starke Freistellung in der Jungbestandsphase im Extensivszenario bewirkt gegenüber der Nullvariante eine Steigerung der Mitteldurchmesser um über 4 cm auf 39,9 cm, außerdem konnte dadurch die Mortalität von 34 auf 4 Bäume/ha erheblich reduziert werden.

Tabelle 4-18. Ertragskundliche Kenngrößen der Z-Bäume im Alter 70 für Erle

	N [1/ha]	dg [cm]	Mortalität [1/ha]
Ertragstafel	82	42,3	0
Z-Baum-Auslese	40	44,4	0
NLF-Konzept	66	43,6	0
Extensiv	96	39,9	4
Nullvariante	66	35,3	34

Eine genauere Darstellung der Entwicklung der Konkurrenzverhältnisse gibt Abbildung 4-33. Im Ertragstafelszenario weisen sowohl Füll- als auch Z-Bäume zunehmende

Konkurrenzindizes auf. Bei den Z-Bäumen ist dieser Trend anfangs durch die Freistellungen noch gebremst. Die deutlichen Zunahmen zum Ende der Simulation deuten darauf hin, dass in dieser Phase die vorgegebene Soll-Grundfläche eine komplette Freistellung aller Z-Bäume begrenzt.

Beim NLF-Szenario ist die Konkurrenzsituation im Füllbaumkollektiv demgegenüber homogener und auch bei den Z-Bäumen ist der Anstieg der Konkurrenzindizes ab Hiebsruhe im Alter 50 geringer als in der Ertragstafel-Variante. Hier führt die komplette Freistellung der Z-Bäume ohne feste Vorgabe der Soll-Grundfläche folglich auch zu einer Entspannung im Füllbestand. In der Variante Z-Baum-Auslese sind die Konkurrenzwerte bei den Z-Bäumen über den gesamten Zeitraum am geringsten, da hier bis zum Ende des Betrachtungszeitraums eine Freistellung durchgeführt wird. Die fortlaufende Stammzahlreduktion wirkt sich ab dem Alter 35 auch auf Bereiche in den Zwischenfeldern aus, so dass die Konkurrenz der Füllbäume einen rückläufigen Trend aufweist. Im Extensivszenario erfolgt der letzte Eingriff zu Gunsten der Z-Bäume im Alter 20, ab diesem Zeitpunkt steigt die Konkurrenz deutlich an und erreicht in der älteren Bestandesphase das Niveau der Füllbäume. Z- und Füllbäume weisen in der Nullfläche keine Unterschiede in der Konkurrenzsituation auf. Bei beiden Kollektiven steigen die Werte bis zum Alter 35 deutlich an, und zeigen einen asymptotischen Verlauf. Im Gegensatz zur Birke ist kein periodisches Schwanken um die Asymptote erkennbar, d.h. die mortalitätsbedingt ausgeschiedene Bestandesgrundfläche kann unmittelbar durch den Zuwachs der verbleibenden Bäume ausgeglichen werden.

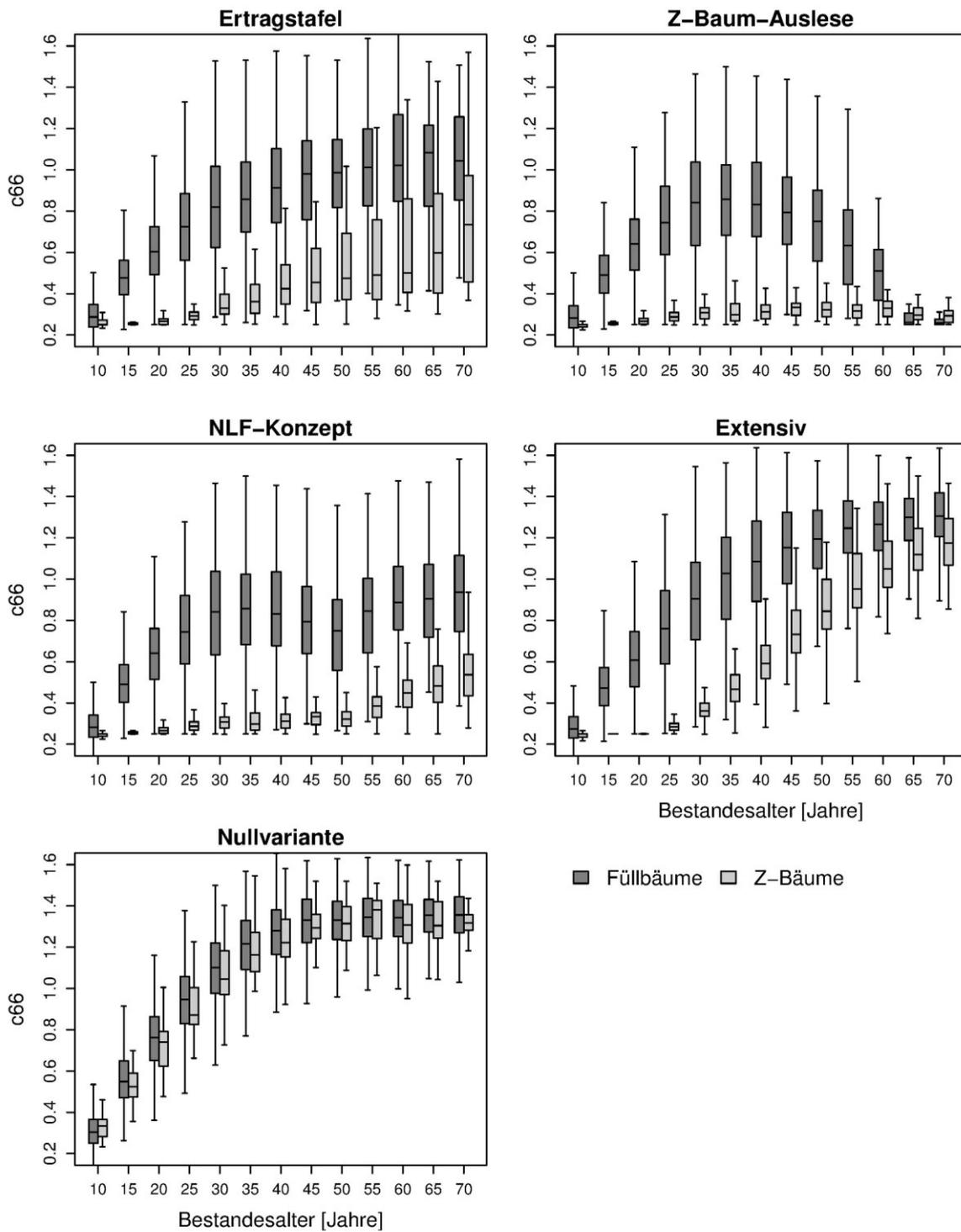


Abbildung 4-33. Verteilung der c66 zur Beschreibung der Einzelbaum-Konkurrenzsituation getrennt für Z- und Füllbäume bei Erle. Der Kronenkonkurrenzindex wird für eine kreisförmige Einflusszone um den Bezugsbaum berechnet, wobei der Durchmesser der doppelten Kronenbreite des Bezugsbaumes entspricht

5 Diskussion

5.1 Charakterisierung der ALn-Vorkommen

Die Bundeswaldinventur ist für die Fragestellung einer großräumigen Charakterisierung des ALn-Vorkommens die einzig belastbare Datengrundlage. Entscheidende Kriterien sind dabei, dass die BWI auf ein festes Stichjahr datiert ist und zum anderen, dass die Aufnahme unabhängig von der Waldbesitzart auf Ebene des gesamten Bundesgebietes nach einheitlichem Aufnahmeschema erfolgt. Ein Nachteil der BWI ist darin zu sehen, dass für kleinere Auswertungseinheiten oftmals der Stichprobenumfang zu gering ist und somit keine zuverlässigen Aussagen mehr möglich sind. So liefern bspw. Kontrollstichproben, sofern vorhanden, auf Ebene von Forstbetrieben oder Nationalparks weitaus genauere Ergebnisse. Bei der Konzeption der Betriebsinventur der Niedersächsischen Landesforsten (Böckmann et al. 1998) wurden 600-800 Stichproben (Phase 2-Stichproben) je Forstamt eingerichtet, um die vorgegebenen Genauigkeitsanforderungen zur Vorratsschätzung zu erfüllen. Die durchschnittliche Holzbodenfläche je Forstamt betrug zu dem Zeitpunkt etwa 10.000 ha. Bei der BWI 3 belief sich der Umfang für gesamt Niedersachsen mit einer Holzbodenfläche von 1,2 Mio. ha auf ca. 1500 Stichproben (Trakte). Der Vergleich der Stichprobenumfänge verdeutlicht die Problematik, die BWI für Schätzungen in zu klein gewählten Auswertungseinheiten zu verwenden. Methodisch bedingte Probleme ergeben sich im Zusammenhang mit der Merkmalsableitung bzw. Datenergänzung. Für die Herleitung von Baumvolumina, Baumhöhen oder Einzelbaumzuwächsen kommen verschiedene statistische Modelle zum Einsatz, die üblicherweise an bis dato vorliegenden Einzelbaumdaten der BWI einheitlich für gesamt Deutschland parametrisiert werden (BMELV 2008). Modernere statistische Methoden, die bspw. die räumliche Autokorrelation einer Zielvariablen mit berücksichtigen (z.B. mixed-effects regression), werden bisher nicht verwendet. Aus diesem Grund ist zu erwarten, dass regionale Auswertungen der BWI für eine Vielzahl von Zielmerkmalen, die auf einer Datenableitung basieren, nicht verzerrungsfrei sind. Methodische Untersuchungen zu diesem Thema fehlen jedoch bisher.

In allen Bundesländern, außer den Stadtstaaten und dem Saarland, die aufgrund der geringen Waldfläche nicht betrachtet wurden, stieg der ALn-Vorrat zwischen 2002 und 2012 an (Abbildung 4-1). Hier nimmt das ALn jedoch keine Sonderstellung ein, da bei allen Laubholzgruppen (Eiche, Buche, ALh) länderübergreifend Vorratsanstiege zu verzeichnen sind (BMEL 2014). Bei der Veränderung der ALn-Anteile am bestockten Holzboden ergibt sich zwischen den Ländern jedoch ein differenzierteres Bild. In einigen Ländern (z.B. Baden-Württemberg, Hessen, Schleswig-Holstein) erhöht sich der ALn-Anteil, in anderen Ländern ist er dagegen rückläufig (Brandenburg, Sachsen-Anhalt, Sachsen). Die Entwicklungen sind aber im Zusammenhang mit der Flächenänderung des bestockten Holzbodens zu sehen. Wird nur die absolute Fläche des ALn betrachtet, so zeigt sich, dass mit Brandenburg und Sachsen zwei Bundesländer einen statistisch signifikanten Rückgang aufweisen. In Niedersachsen, Mecklenburg-Vorpommern und Sachsen-Anhalt bleibt die Fläche unverändert, in allen übrigen Ländern und damit auch in der Gesamtbilanz für das gesamte Bundesgebiet ist eine Zunahme zu verzeichnen (ML 2014).

Eine Abschätzung der künftigen Entwicklung lässt sich unter Berücksichtigung der Veränderungen in den Altersklassen treffen. Im Ergebnis zeigt sich, dass in den Ländern mit insgesamt hohem ALn-Aufkommen wie Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern Niedersachsen und Sachsen-Anhalt in den ersten beiden Altersklassen (bis 40 Jahre) eindeutige Rückgänge bei Flächen und Vorräten zu verzeichnen sind. Statistisch nachweisbare Zunahmen sind dagegen nur in Ländern mit weit unterdurchschnittlichem Beitrag zum ALn-Aufkommen nachzuweisen. Dazu zählen Baden-Württemberg, Hessen und Thüringen. In der Gesamtbetrachtung für Deutschland ergibt sich sowohl beim Vorrat als

auch bei der Fläche erst ab der vierten Altersklasse eine Zunahme (Abbildung 5-1). In der ersten Altersklasse ist demgegenüber bei beiden Merkmalen eine signifikante Abnahme nachzuweisen, und auch in der zweiten und dritten Altersklasse deutet sich dies an. Die beobachteten Zunahmen beim ALn-Vorrat bzw. Flächenanteil ergeben sich entsprechend primär durch Zunahme in den höheren Altersklassen. Angesichts der beobachteten Entwicklung in den jüngeren Altersklassen und zu erwartenden Abgängen in den höheren Altersklassen ist davon auszugehen, dass sich in der bundesweiten Gesamtbetrachtung sowohl Flächen als auch Vorräte zumindest mittelfristig nicht weiter erhöhen werden. Auf Ebene einzelner Bundesländer sind aber durchaus gegenläufige Trends zu erwarten.

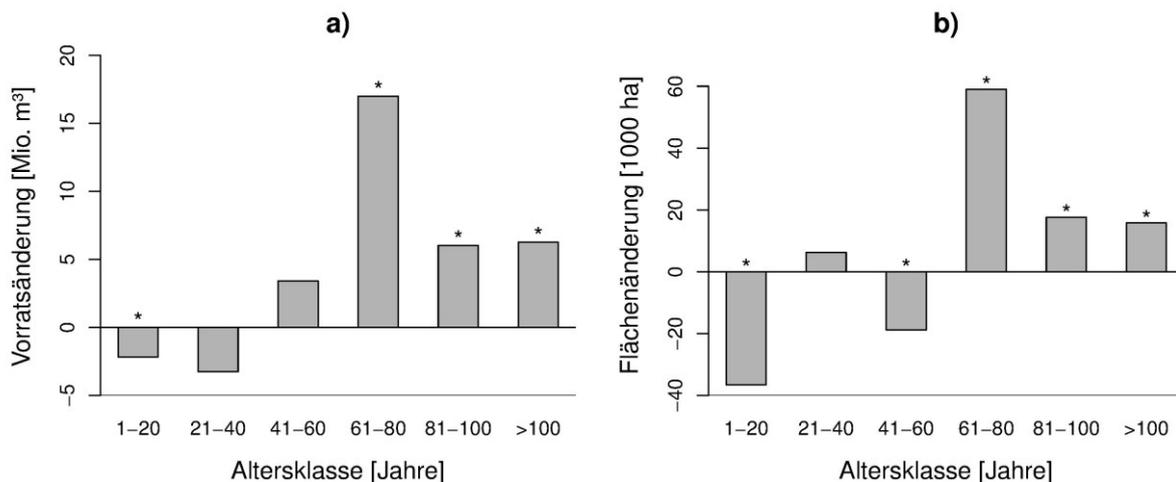


Abbildung 5-1. Veränderung der ALn-Vorräte und -Flächen nach Altersklassen zwischen 2002 und 2012 in Deutschland. Signifikante Änderungen sind durch * gekennzeichnet ($\alpha = 5\%$)

Bisher existiert keine genauere Charakterisierung der ALn-Vorkommen im nordwestdeutschen Raum. Bei der BWI ist eine Vielzahl von Baumarten zum ALn zusammengefasst. Diese weisen zwar übereinstimmend Pionierbaumeigenschaften auf, unterscheiden sich z.T. aber deutlich in Bezug auf Wuchseigenschaften, Verbreitungsschwerpunkte und forstwirtschaftliche Bedeutung (vgl. Abschnitt 2). Um eine Einzelbetrachtung der Baumarten zu ermöglichen, wurden die bei der BWI standardmäßig verwendeten Hochrechnungsverfahren angepasst und die niedersächsischen Inventurdaten der BWI 2 und BWI 3 detaillierter ausgewertet.

Es wurde festgestellt, dass Birke und Erle mit jeweils 40 % den größten Anteil am ALn-Vorrat in Niedersachsen ausmachen (Abbildung 4-2). Deutlich dahinter folgt die Pappel mit 15 % Vorratsanteil. Übrige Arten wie Weide und Eberesche nehmen nur unbedeutende Anteile ein. Beim Vergleich der Flächenanteile zeigte sich dagegen, dass die Birke mit deutlichem Abstand dominiert. Mit etwa 100.000 ha Fläche im Hauptbestand beträgt der Anteil im Vergleich zur Erle das Dreifache und im Vergleich zur Pappel das Sechsfache. Die beiden letztgenannten Baumarten erreichen gegenüber der Birke naturgemäß stärkere Durchmesser und damit höhere flächenbezogene Vorräte (vgl. Fischer et al. 2011), so dass die Diskrepanzen zwischen den Baumarten bei den Flächenanteilen deutlich stärker ausgeprägt sind als bei den Vorratsanteilen.

Der Verbreitungsschwerpunkt beim ALn liegt auf den eiszeitlich geprägten Standorten des Tieflandes. Im westniedersächsischen Tiefland beträgt der Anteil an der Baumartenzusammensetzung 25 % und im niederschlagsärmeren ostniedersächsischen Tiefland 16 % (ML 2014). Von allen Baumartengruppen weist in den beiden Regionen nur die Kiefer höhere Flächenanteile auf. Im Tiefland dominiert der Privatwald mit einem Anteil von 70 % (westnds. Tiefland) bzw. 63 % (ostnds. Tiefland), entsprechend ist der ALn-Vorrat mit 26 Mio. m³ deutlich höher als im Landeswald (4 Mio. m³).

Niedersachsen weist im deutschlandweiten Vergleich der Bundesländer eine besonders hohe Walddynamik auf (ML 2014), was vor allem durch die standörtliche Ausgangslage im Tiefland zu begründen ist. Von besonderer Bedeutung ist dabei die Extensivierung der Landwirtschaft auf Grenzertragsböden (v.a. Moorstandorte, Heideflächen). Auf diesen Flächen kam es in der Vergangenheit oftmals zu natürlicher Bewaldung (ML 2004c) oder auch zu gezielten Aufforstungen (vgl. Lange 1987; Wiechert u. Röhrig 1987). In beiden Fällen sind ALn-Arten und hier insbesondere die Birke in hohem Maße beteiligt. Die Erle tritt zwar als bachbegleitende Baumart im Bergland auf, ihr eindeutiger Verbreitungsschwerpunkt liegt aber auf den organischen Nassstandorten in den Niederungen des Tieflandes, auf denen sie bei besserer Nährstoffversorgung die Klimaxbaumart bildet und auf ärmeren Bruchstandorten mit Moorbirke vergesellschaftet ist. Auch bei der Pappel als quantitativ bedeutsame Art in der ALn-Gruppe beschränkt sich das Vorkommen fast ausschließlich auf das Tiefland. In gewissem Umfang dürften hier Sukzessionsprozesse (vgl. Birke) eine Rolle spielen, wichtigster Faktor sind jedoch Aufforstungen von Niedermoorstandorten mit Schwarzpappelsorten infolge der Holzknappheit nach dem Zweiten Weltkrieg (Lüdemann 1998). Diese Bestände werden zumindest im Landeswald derzeit wieder in naturnähere Bestockungen umgewandelt (ML 2004a). Eine genauere Analyse der Verteilung auf einzelne Standorttypen anhand der BWI ist nicht möglich, da bei der Geländeaufnahme bisher keine Standortdaten erhoben werden. Zwar liegen insbesondere für den Landeswald Informationen aus der forstlichen Standortkartierung vor, für einen Großteil der Stichprobenpunkte in den übrigen Waldbesitzarten besteht bisher aber nur die Möglichkeit, Daten auf Basis von Regionalisierungsverfahren oder Bodenübersichtskarten abzuleiten. Außerdem ergäbe sich mit zunehmend kleiner gewählten Auswertungseinheiten bei konstantem Stichprobenumfang das oben beschriebene Problem der Schätzgenauigkeit.

Die walddeschiedliche Entwicklung spiegelt sich im derzeitigen Altersaufbau wider (Abbildung 4-4). Wie oben erwähnt, spielen bei der Pappel die Nachkriegsaufforstungen eine wichtige Rolle. Während bei der Pappel durch die "Anbauwelle" (Lüdemann 1998) auch in der zweiten Altersklasse vergleichsweise hohe Anteile zu verzeichnen sind, liegt bei der Erle der Schwerpunkt eindeutig in der dritten Altersklasse. Dies ist ebenfalls im Wesentlichen auf verstärkte Aufforstungen von Nassstandorten in den Nachkriegsjahren zurückzuführen. Im Zusammenhang mit dem Altersklassenaufbau sind auch die großflächigen Störungsereignisse der vergangenen Jahrzehnte zu nennen. Dazu zählen der Orkan Quimburga im Jahr 1972 und die Waldbrandereignisse 1975 und 1976. Nach dem Sturm 1972 mit einer Schadfläche von rund 100.000 ha wurde ein Großteil der Fläche wieder aufgeforstet. In den großflächigen Kulturen aus Kiefer, Fichte und Eiche sowie in den aufgelichteten Beständen kam es zum Anflug von ALn (v.a. Birke), so dass sich oftmals ein Begleitwuchs einstellte. Teilweise kam es zu Misserfolgen bei der Begründung von Eichenkulturen auf vernässten Standorten, da die Konkurrenz durch die vorwüchsige Birke bei vernachlässigter oder ausbleibender Jungwuchspflege zu stark war. Zusätzlich stellte sich auf Abraumwällen oftmals eine Sukzession aus Birken ein. Die Waldbrände mit ca. 8.000 ha Schadfläche fanden primär auf ärmeren Standorten in der Heide statt und wurden überwiegend mit Kiefer und Anteilen an Lärche aufgeforstet. Wie zuvor beschrieben, stellte sich auch hier in den Kulturen und aufgelichteten Beständen oftmals ein Begleitwuchs vor allem aus Birke ein. Diese Ereignisse sowie die Sukzession auf degradierten Moorflächen (s.o., ML 2004c) sind in der Altersklassenverteilung der Birke mit einem Schwerpunkt in der zweiten und dritten Alterklasse zum Stichjahr der BWI 3 deutlich erkennbar.

Nach der BWI 3 stocken 10 Mio. m³ und damit ein Viertel des ALn-Aufkommens auf Flächen, die als besonders geschützte Waldbiotope klassifiziert wurden (Abbildung 4-3). In Niedersachsen handelt es dabei ausschließlich um Bruch- Sumpf- und Auenwälder oder um sonstige nach § 30 Bundesnaturschutzgesetz geschützte Biotope feuchter und nasser Standorte. Dies spiegelt sich in der Vorratszusammensetzung wider. So entfallen 7 Mio. m³

und damit mehr als die Hälfte des Erlenvorrates auf geschützte Biotope, bei den Birken sind es 2,5 Mio. m³ (17 %) und bei den Pappeln 1 Mio. m³ (20 %). Mit 12 Mio. m³ bilden die Birken etwa die Hälfte des ALn-Vorrates auf Flächen ohne besonderen Biotopschutz, gefolgt von Erle mit 6 Mio. m³ und Pappel mit 4 Mio. m³. Die Ausweisung als besonders geschütztes Waldbiotop ist nicht zwangsläufig gleichbedeutend mit einer Einschränkung der Holznutzung. So zeigt sich, dass 12 % des ALn-Vorrates Nutzungseinschränkungen unterliegen, wohingegen 25 % des Vorrats auf besonders geschützte Biotope entfällt. In den geschützten Biotopen sind lediglich Handlungen untersagt, die eine erhebliche Beeinträchtigung oder Zerstörung zur Folge haben. In vielen Fällen ergeben sich Nutzungseinschränkungen auf Feuchtbiotopen jedoch geländebedingt, da es sich um ernte- und bringungstechnisch schwierige Standorte handelt. Ein rechtlicher Nutzungsausschluss besteht in Niedersachsen derzeit nur in Naturwäldern und Nationalparks. Im Zuge des Konzepts zur natürlichen Waldentwicklung in Niedersachsen (Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt) werden jedoch weitere Flächen hinzukommen (vgl. z.B. Meyer et al. 2009).

Aus den Kenngrößen Brutto-Zuwachs und Abgang im Zeitraum 2002-2012 wurde der Vorratsaufbau für ALn in Niedersachsen berechnet (Abbildung 4-5). Die Erle weist mit 200.000 m³/Jahr den höchsten absoluten Vorratsaufbau auf, Birke und übriges ALn folgen mit 100.000 bzw. 40.000 m³/Jahr. Bei der Pappel überwiegen die Abgänge leicht gegenüber den Zuwächsen, so dass sich ein Vorratsabbau andeutet. Mit Ausnahme der Pappel fiel bei den übrigen Arten der hohe Anteil an nicht verwertetem Abgang im Vergleich zur Nutzung auf. Eine weiterführende Analyse zeigt, dass das ALn im Vergleich zu den Hauptbaumarten eine Sonderrolle einnimmt (Tabelle 5-1). Mit 9,6 Mio. m³ liegt der Abgang beim ALn zwischen Buche und Eiche und deutlich hinter dem Nadelholz. Bei Buche und Fichte beträgt der Anteil des verwerteten Abgangs ca. 95 %, bei der Kiefer 90 % und bei der Eiche 85 %. Mit deutlichem Abstand folgt das ALn mit etwa 70 % verwertetem Abgang. Dieser Trend ist länderübergreifend zu beobachten, in einigen Ländern mit hohem ALn-Aufkommen liegt der Nutzungsanteil bei unter 60 % (Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg). Kausale Zusammenhänge lassen sich aus der BWI nicht ableiten, als Hauptursachen dürften jedoch die teilweise schlechte Erreichbarkeit oder Schutzstatus der Standorte sowie eine geringe Wertschöpfung der Sortimente sein (Gerst et al. 2014). Eine Besonderheit in Niedersachsen ist der vergleichsweise hohe Anteil des Kleinprivatwaldes im Tiefland, der einen hohen Beitrag zum ALn-Aufkommen leistet (s.o.), für den aber in der Vergangenheit eine geringe Holzmobilisierung nachgewiesen wurde (ML 2004c, 2014).

Tabelle 5-1. Derbholzabgang und verwerteter Anteil im Zeitraum 2002-2012 in Niedersachsen für verschiedene Baumartengruppen

Baumart	Abgang [Mio. m ³]	Anteil [%]	
		verwertet	nicht verwertet
Eiche	5,1	85	15
Buche	13,9	96	4
ALn	9,6	69	31
Fichte	30,1	94	6
Kiefer	25,9	90	10

Im Vergleich zu den übrigen Baumarten weist das ALn den höchsten Anteil an der Gehölzverjüngung auf (Abbildung 4-6). Dies ist auf die hohe Samenproduktion und das hohe Ausbreitungsvermögen in Verbindung mit der breiten Standortamplitude der meisten ALn-Arten zurückzuführen. Die Birke besitzt als einzige Art sowohl in der Verjüngung als auch im Derbholz gleichermaßen hohe Anteile. Bei der Birke sind Pflanzungen oder Saat äußerst selten, d.h. es handelt sich fast ausschließlich um Naturverjüngung. Die Verjüngung bei der

Erle beschränkt sich erfahrungsgemäß auf kleinflächige Pflanzungen im Wirtschaftswald. Intensive Naturverjüngung, wie sie für die meisten anderen ALn-Arten typisch ist, erfolgt nicht, da die zumeist dichte Bodenvegetation das Aufkeimen der Samen verhindert (Röhe u. Schröder 2010). Dies spiegelt sich in der Verjüngungszusammensetzung beim ALn wider, die Erle nimmt lediglich einen Anteil von 2 % ein. Sowohl bei Birke als auch bei Erle hat der Anteil in der Verjüngung zwischen BWI 2 und BWI 3 abgenommen. Nach Leder (1995) ist für die Eberesche eine früh eintretende (im Alter 8-15), fast jährliche und reichliche Fruktifikation charakteristisch. Eine Verbreitung erfolgt endozoisch, d.h. durch Ausscheiden der Samen durch Tiere. Die natürliche Verjüngung erfolgt vorwiegend an Waldrändern, auf Schneebruchlücken, unter gelichteten Alholzschildern und auf Kahlflächen (Prien 1995), wobei die jährliche Fruktifikation zu einer abgestuften Vertikalstruktur in der Verjüngung führen kann. Die Eberesche besitzt nur etwa 1 % Vorratsanteil am ALn, ist in der Gehölzverjüngung mit 40 % Stammzahlanteil jedoch die häufigste Art. Diese hohe Diskrepanz kann einerseits durch die starke Verbissgefährdung der Eberesche begründet werden. Außerdem nimmt die anfangs hohe Schattentoleranz der Keimlinge mit zunehmendem Alter schnell ab, so dass es zu konkurrenzbedingten Ausfällen kommt.

Die Spätblühende Traubenkirsche besitzt ebenfalls kaum Bedeutung im Derbholz, weist nach Birke und Eberesche aber den höchsten Anteil in der Verjüngung auf, der sich zwischen BWI 2 und BWI 3 zudem erhöht hat. Charakteristisch sind ein hohes Reproduktions- und Ausbreitungspotenzial und eine hohe Schattentoleranz in der Jugend (Petersen et al. 2015). Außerdem ist die Fähigkeit zur vegetativen Vermehrung durch Wurzelbrut und Stockausschlag hervorzuheben. Zwar werden die Auswirkungen auf Fauna und Bodenzustand als positiv bewertet, aus waldbaulicher Sicht ist Traubenkirsche aber äußerst problematisch. Im niedersächsischen Tiefland dringt sie in lichte Eichen-, Kiefern- und Lärchenbestände ein und bildet dichte Unter- und Zwischenstände, wodurch andere Arten verdrängt werden. Im niedersächsischen Landeswald ist daher der Anbau durch einen ministeriellen Erlass seit 1989 verboten.

Anhand der aufgezeigten Ergebnisse, der Richtlinien zur aktuellen Waldbauplanung in Niedersachsen und eigenen Erfahrungen sollen im Folgenden künftige Entwicklungen abgeschätzt werden. Die Birke weist von den ALn-Arten die mit Abstand größte Fläche auf. Der Altersaufbau mit einem Schwerpunkt in der zweiten und dritten Altersklasse lässt erwarten, dass vorerst mit einem weiteren Vorratsaufbau zu rechnen ist. Zwar wird die Birke auch künftig nicht gezielt angebaut sondern ihre Einbeziehung in den Waldbau wird sich vor allem auf spontan entstandene Verjüngung beschränken (ML 2004a). Andererseits zielt die aktuelle Waldbauplanung auf die Vermehrung strukturreicher Mischbestände ab, so dass der Birke als Mischbaumart vor allem in Beständen mit führender Kiefer und/oder Eiche im Tiefland dauerhaft eine gewisse Bedeutung zukommen wird. Die Birke besitzt zudem eine hohe Sturmstabilität und zeichnet sich im Vergleich zu anderen heimische Laubbaumarten durch eine hohe Trockenheitstoleranz aus. Daher ist denkbar, dass sie angesichts der prognostizierten Zunahme von Extremwetterereignissen und länger anhaltenden Sommer-Trockenperioden als waldbauliche Alternative im Sinne einer Risikoverteilung an Bedeutung gewinnt. Andererseits sind die aktuell hohen Flächenanteile vor allem auf die natürliche Bewaldung von Grenzstandorten (Moor) und die Etablierung in Kulturen nach großflächigen Störungseignissen in der Vergangenheit zurückzuführen. Beim erstgenannten Fall ist nicht davon auszugehen, dass sich dieser Trend im selben Umfang weiter fortsetzen wird. Neuwald auf degradierten Moorstandorten wurde vor allem zwischen der BWI 1 (1987) und BWI 2 (2002) festgestellt, zwischen BWI 2 und BWI 3 (2012) war dies kaum noch der Fall (ML 2004c, 2014; Fischer u. Spellmann 2016). Der Flächenrückgang in der ersten Altersklasse ist dafür ein Hinweis. Zudem werden künftige Renaturierungsmaßnahmen (Wiedervernässung) bei geeigneten Ausgangslagen dazu führen, dass bewaldete Moorflächen in gewissem Umfang in intakte, überwiegend unbewaldete Moore entwickelt werden (MU 2016).

Zusätzlich werden im Rahmen des Waldumbaus Kiefernbestände auf einer Vielzahl von Standorten in Bestände mit schattentoleranteren Baumarten (Buche, Douglasie) überführt, in denen die Etablierungsmöglichkeiten für Lichtbaumarten beschränkt sind. Da die Birke derzeit nennenswerte Anteile in Mischung mit Kiefer einnimmt (vgl. Tabelle 4-1), werden die Waldumbaumaßnahmen zu einem Rückgang der Birkenfläche auf den entsprechenden Standorten führen. Abschließend lässt sich festhalten, dass die Birke im niedersächsischen Tiefland weiterhin eine Rolle spielen wird, ihr aktuell hoher Flächenanteil aus den genannten Gründen aber voraussichtlich leicht abnehmen wird. In Folge großflächiger Störungsereignisse (vgl. Orkan 1972) sind aber spontane Anstiege durch die Etablierung der Birke auf Schadflächen jederzeit möglich.

Die Erle wurde bislang als ökonomisch bedeutendste ALn-Baumart angesehen (ML 2004a), was an den zeitweilig guten Stammholzerlösen lag. Eine Bewirtschaftung erfolgt wegen der Gefahr der Entwertung üblicherweise in einem Produktionszeitraum von 60-80 Jahren. Entsprechend dem Altersaufbau mit einem eindeutigen Schwerpunkt in der dritten Altersklasse wäre demnach ein Großteil der Erlenbestände innerhalb der nächsten 20 Jahre in der Endnutzung, so dass aus diesem Grund mittelfristig mit einem Vorratsabbau und bei planmäßiger Verjüngung folglich mit einer Zunahme der Verjüngungsfläche (erste Altersklasse) zu rechnen wäre. Neuere Untersuchungen zeigen aber, dass die Stammholzproduktion bei der Erle zuletzt kaum noch eine Rolle spielte sondern ein Großteil des Einschlags in Norddeutschland mittlerweile als Industrie- und Brennholz vermarktet wird (NLF 2010; Gerst et al. 2014). Daher ist denkbar, dass sich die Endnutzungen im Erlen-Wirtschaftswald durch Extensivierung noch über einen längeren Zeitraum erstrecken könnten, d.h. der auf den Altholzüberhang folgende Vorratsabbau später einsetzt. Entscheidend dürfte dabei die Preisentwicklung bei den Sortimenten sein, da die Reinerträge auf schwer oder nicht befahrbaren Standorten bei Unterstellung aktueller Holzpreise derzeit negativ sind (Gerst et al. 2014). Vor diesem Hintergrund, aber auch mit Blick auf die Ausweitung der Schutzgebietskulisse im Landeswald kann bei der Erle auch in der kommende Inventurperiode mit einem Vorratsaufbau gerechnet werden. Hinsichtlich der Gesamtfläche sind bei der Erle keine größeren Veränderungen zu erwarten, da der Verbreitungsschwerpunkt auf Nassstandorten mittlerer und besserer Nährstoffversorgung liegt und sich hier kaum waldbauliche Alternativen bieten. Flächenverluste der Erle können infolge von Grundwasserabsenkungen nach wasserbaulichen Maßnahmen oder durch Grundwasserentnahmen auftreten und wurden in der Vergangenheit bereits festgestellt (NLWKN 2010). Vereinzelt spielt auch der Pilz *Phytophthora alni* eine Rolle, der zum Absterben von Bäumen führen kann. Durch das Voranschreiten des derzeit auftretenden Eschentriebsterbens könnte sich der Erlenanteil im Zuge von empfohlenen Walderneuerungsmaßnahmen in betroffenen Erlen-Eschenwäldern etwas erhöhen (NW-FVA 2013). Hier bleibt die weitere Entwicklung abzuwarten, derzeit wird die forstliche Zukunft der Esche allerdings als fraglich eingeschätzt (Langer et al. 2015).

Bei der Pappel hat bereits ein Vorrats- und Flächenrückgang eingesetzt, der sich durch Umwandlung und Endnutzungen in den während der Nachkriegsjahre begründeten Pappelforsten noch verstärken wird. Waldbaulich kommt der Pappel in Niedersachsen zukünftig keine Bedeutung mehr zu. Das Vorkommen wird sich auf einzelne Beimischungen von spontan auflaufender Aspe in Beständen anderer führender Baumarten bzw. in Pionierstadien sowie auf einzelne Schwarzpappelvorkommen in Bereichen der in Niedersachsen nur kleinflächig vertretenen Weichholzauen beschränken. Analog zur Weide ist die zukünftige Rolle der Pappel eher in der Produktion nachwachsender Rohstoffe im Kurzumtriebsverfahren zu sehen (Hofmann 2005).

Beispiele für eine gezielte Bewirtschaftung der Eberesche gibt es vereinzelt im westfälischen Bergland (Hillebrand 1998). In Niedersachsen erfolgt die Holzproduktion extensiv und eher zufällig, da nur selten die für die Stammholzerzeugung notwendigen Dimensionen erreicht

werden (ML 2004a) und die Mischungsanteile sehr gering sind. Lediglich in den Fichtenwaldgesellschaften der höheren Harzlagen werden z.T. höhere Mischungsanteile erreicht. Auch im Zuge der vorgesehenen Laub- und Mischwaldvermehrung wird die Eberesche weiterhin als zufällig auftretender Begleitwuchs einbezogen, so dass künftig nicht mit nennenswerten Anteilserhöhungen zu rechnen ist.

5.2 Wachstumsmodellierung

5.2.1 Einzelbaumvolumen

Da keine Volumenmessungen durchgeführt wurden, konnten keine eigenen Funktionen parametrisiert werden bzw. die zur Auswahl stehenden Volumenfunktionen nicht an eigenen Daten validiert werden. Im deutschsprachigen Raum existieren für die ALn-Arten keine Formzahl- und nur eine sehr begrenzte Anzahl an Volumenfunktionen. Für Sand- und Moorbirke wurden die Funktionen von Lockow (1997a, 1997b) und Gerold (1977) miteinander verglichen, indem für verschiedene Kombinationen von BHD- und Höhenwerten die Volumina berechnet und graphisch dargestellt wurden. Bei der Funktion von Lockow traten Inkonsistenzen auf, da für bestimmte Kombinationen von Eingangswerten, vor allem im schwächeren Durchmesserbereich, negative Volumina ermittelt wurden (Abbildung 5-2). Es wird deutlich, dass ein vergleichsweise hoher Anteil der Probestämme aus den Inventuren links der Referenzlinie von 0 m³ liegt. D.h. für diese Bäume würde die Funktion ein negatives Volumen liefern. Die Funktion von Gerold (1977) zeigte demgegenüber ein plausibles Verhalten, auch bei den übrigen untersuchten Volumenfunktionen für Roterle, Pappel und Eberesche konnten keine Inkonsistenzen festgestellt werden (Abb. 4-1), so dass diese übernommen wurden.

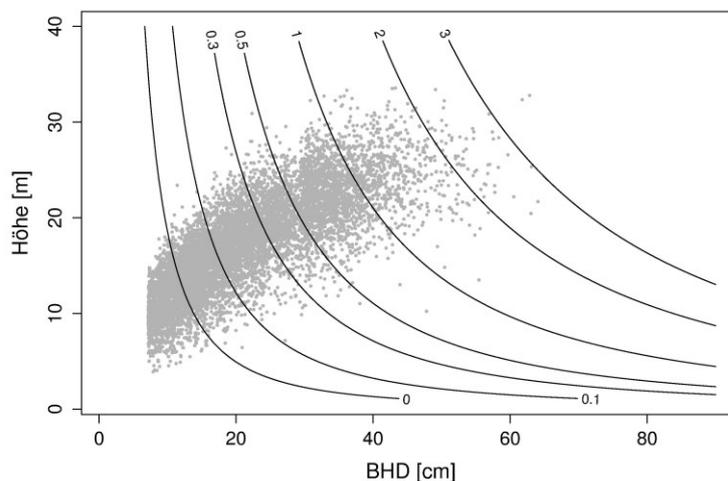


Abbildung 5-2. Derbholzvolumen in Abhängigkeit von BDH und Baumhöhe für Sand- und Moorbirke nach der Funktion von Lockow (1997a, 1997b). Zusätzlich dargestellt sind die BHD-Höhen-Messpaare der Probestämme aus den Inventuren (graue Punkte)

Zianis et al. (2005) stellten in einer Studie bis dato publizierte Biomasse- und Volumenfunktionen zusammen. Für die ALn-Arten stammen die meisten Funktionen aus Untersuchungen in Skandinavien und den Niederlanden, bei der überwiegenden Anzahl sind BHD und Höhe die Eingangsgrößen. Allerdings bezieht sich keines der Modelle auf die in Deutschland übliche Angabe des Derbholzvolumens.

Tabelle 5-2. Anzahl an Volumenfunktion für die ALn-Arten in Zianis et al. (2005)

Baumart	Anzahl Funktionen
Birke	16
Erle	7
Pappel, Aspe	14
Weide	4
Eberesche	1

5.2.2 Kronenbreite

Die Kronenbreitenmodelle zeigen im Allgemeinen plausible Verläufe. Aus der Praxis ist bekannt, dass Birken und Erlen im Vergleich mit anderen Laubbaumarten relativ schmale Kronen ausbilden. Im für diese beiden Baumarten üblichen Durchmesserbereich bis etwa 50 cm liegen die Kronenbreiten bei 2 m an der Derbholzgrenze bzw. 7 m an der oberen Schwelle. Im Vergleich dazu zeigen die Untersuchungen von Grote (2003) an Buchenkronen, dass diese im selben Durchmesserbereich etwa die doppelte Breite aufweisen. Ähnliche Ergebnisse ergeben die Kronebreitenfunktion für Buche bei Nagel (1999).

In vielen Studien wird der Zusammenhang zwischen Kronenbreite und BHD als einfaches lineares Modell mit guten Anpassungsstatistiken beschrieben (Rautianinen u. Stenberg 2004; Jordan u. Ducey 2007). Dies ist eine vereinfachte Annahme und erscheint aus biologischer Sicht unplausibel. Realistischer ist, dass sich die Kronenbreite einem Maximalwert annähert, der vom Besetzungsmuster des Kronenraumes im Bestand und von der Kronenarchitektur des Einzelbaumes abhängt, so dass auch die Kronenbreite eines freistehenden Baumes einen asymptotischen Verlauf über dem BHD aufweisen sollte. Diese allometrische Gesetzmäßigkeit wurde z.B. in den log-linearen oder nichtlinearen Kronenbreitenfunktionen bei Hasenauer (1997), Hein u. Spiecker (2008) oder Russell u. Weiskittel (2011) berücksichtigt. Unplausibel erscheint dagegen das Modell von Sánchez-González et al. (2007), wonach die Kronenbreite einem Polynom zweiten Grades folgt, d.h. ab einen bestimmten BHD wieder abnimmt.

Die Verwendung einer einfachen linearen Beziehungen kann jedoch im vorliegenden Fall gerechtfertigt werden, da es sich bei Birke, Erle und Eberesche um Baumarten handelt, bei denen zum einen die natürliche Mortalität relativ früh einsetzt und zum anderen Durchmesser über 60 cm aus artspezifischen Gründen kaum erreicht werden. Anders verhält es sich bei der Pappel. Zwar setzt auch hier die natürliche Mortalität im Vergleich mit anderen Baumarten früh ein, allerdings können BHD bis zu 1 m erreicht werden. Die Kronenbreitenfunktion für Eiche, die aufgrund fehlender Daten bzw. Literaturangaben für die Pappel verwendet wurde, ergibt in diesem BHD-Bereich Kronenbreiten von 10-12 m und liefert damit ebenfalls plausible Werte. Die Entwicklung der Kronenbreiten im Vergleich mit Birke, Erle und Eberesche im kleineren bzw. mittleren BHD-Bereich ist konsistent, da man bei der Pappel generell breitere Kronen unterstellen kann. Die verwendeten Modelle erweisen sich bzgl. ihrer Anwendbarkeit als geeignet.

Die Bestimmtheitsmaße bei linearen Modellen zur Beschreibung des Zusammenhangs von BHD und Kronenbreite sind üblicherweise relativ hoch. Hasenauer (1997) gibt für elf untersuchte Baumarten Werte zwischen 0,8-0,95 an, Nagel (1999) betrachtete neun Baumarten und fand R^2 -Werte im Bereich von 0,7-0,9. Bei Hein u. Spiecker weisen die Modelle für freistehende Eschen und Ahorne Bestimmtheitsmaße von 0,84 bzw. 0,87 auf. Eine geringere Genauigkeit von 0,6 wurde von Rautianinen u. Stenberg (2004) für Kiefern in Finnland festgestellt. In der eigenen Untersuchung konnte aufgrund der Datenlage lediglich für die Birke (Sand- u. Moorbirke) ein eigenes Modell angepasst werden. Mit einem R^2 von 0,97 ist der Anteil der erklärten Varianz im Vergleich zu den genannten Studien höher.

5.2.3 Kronenansatz

Modelle zur Beschreibung der Kronenlänge eines Baumes lassen sich in zwei Kategorien einteilen. Zum einen kann der Kronenansatz direkt geschätzt werden (z.B. Hein u. Spieker 2008), zum anderen lässt sich der Kronenansatz über den Kronenanteil bzw. Bekronungsgrad in Bezug auf die Baumhöhe herleiten (z.B. Temesgen et al. 2005).

Die hier untersuchten Modelle gehören zur ersten Gruppe mit direkter Schätzung des Kronenansatzes, wobei vier nichtlineare Funktionen und ein lineares Modell in den Vergleich einbezogen wurden. Das Modell von Schmidt (2001) ist eine Erweiterung des Modells von Nagel (1999) und Pretzsch et al. (2002), da hier zusätzlich zu den Einzelbaumkenngrößen die Bestandesoberhöhe berücksichtigt wurde. Im Unterschied zu den Funktionen von Ek (1974) und Hein et al. (2009) wurde in diesen drei Modellen der h/d-Wert als Prädiktor verwendet. Dieser kann als Maß für die langfristigen Konkurrenzverhältnisse aufgefasst werden, denen ein betrachteter Baum in der Vergangenheit ausgesetzt war. Je höher der Schlankheitsgrad ist, desto höher liegt folglich der Kronenansatz. Abnehmende h/d-Werte bei gleicher Höhe bedeuten, dass der Baum freistehender aufgewachsen und infolgedessen der Kronansatz niedriger ist. Im vorliegenden Fall wies der Parameter für den h/d-Wert bei allen Baumarten sowohl plausibles Verhalten als auch stabile Schätzungen auf, was mit den Ergebnissen anderer Untersuchungen gut übereinstimmt (z.B. Pretzsch et al. 2002).

Der Einfluss des BHD auf die Kronenansatzhöhe verhält sich zwischen den betrachteten Baumarten uneinheitlich. Während der Parameter bei Sandbirke und Eberesche nicht stabil geschätzt werden konnte und aus dem Modell entfernt wurde, unterschieden sich die Parameterschätzungen zwischen Erle einerseits und Pappel und Moorbirke andererseits in ihrer Wirkungsrichtung (d.h. bzgl. des Vorzeichens). Bei Moorbirke und Pappel nimmt die Kronenansatzhöhe mit höherem Durchmesser bei sonst gleichen Bedingungen ab, bei der Erle ist das Gegenteil der Fall. Die Ursache für diese Unterschiede konnte nicht abschließend geklärt werden. Allerdings weisen die Ergebnisse von Pretzsch et al. (2002) ebenfalls diese Tendenzen auf. Bei vier von fünf untersuchten Baumarten nahm die Kronenansatzhöhe mit zunehmendem BHD ab, bei einer Baumart (Traubeneiche) war der Trend hingegen umgekehrt. Aufgrund der hohen Anzahl an Messungen wurden die Parameter relativ stabil geschätzt, so dass ein gegenläufiges Verhalten zwischen bestimmten Baumarten nicht ausgeschlossen werden kann. Eine unterschiedliche Wirkungsrichtung des BHD bei der Schätzung der Kronenansatzhöhe wird auch von Schmidt (2001) beschrieben.

Das Modell von Schmidt (2001) wies im Vergleich die besten Anpassungsstatistiken auf. Ein Vorteil des Modells besteht darin, dass der Betrag des linearen Terms im Exponenten gebildet wird, wodurch die Schätzung negativer Werte für den Kronenansatz ausgeschlossen wird. Die Wirkungsrichtung der unabhängigen Variablen kehrt sich durch die Bildung des Betrages im Exponenten jedoch um, was bei Interpretation beachtet werden muss. Die Implementierung der Spitzenhöhe führt zu einer Verbesserung der Schätzgüte. Außerdem wird die Plausibilität des Modells erhöht, da der bestandesübergreifende Trend des abnehmenden Kronenprozentes bei steigender Bestandeshöhe integriert wird. Ein noch zu untersuchender Punkt wäre aber die Frage, wie das Modell in mehrschichtigen Beständen reagiert. Hier wird die Spitzenhöhe aus dem Kollektiv des Hauptbestandes bzw. mindestens einem Teil der Überhälter hergeleitet. Eine Verwendung der Spitzenhöhe zur Kronenansatzvorhersage von Bäumen aus dem Unterstand oder Nachwuchs müsste daher genauer überprüft werden.

Die R^2 -Werte im Bereich von 0,7 bis 0,84 weisen auf eine zufriedenstellende Vorhersagegenauigkeit hin und liegen in der gleichen Größenordnung wie bei Pretzsch et al. (2002). Demgegenüber zeigen die Modelle in den Untersuchungen von Hasenauer u. Monserud (1996), Hasenauer (1997), Temesgen et al. (2005) oder Hein u. Spieker (2008) geringere Bestimmtheitsmaße.

Einen weitaus umfassenderen Ansatz präsentierten Hasenauer u. Monserud (1996). Zur Schätzung des Kronenanteils wurden neben Einzelbaumattributen auch diverse Standorts- und

Konkurrenzverhältnisse als Kovariablen verwendet, so dass das Modell insgesamt zwölf Parameter beinhaltet. Die Ergebnisse zeigen aber, dass mehrere Kovariablen zwischen den betrachteten Baumarten unterschiedliche Wirkungsrichtungen aufweisen. Außerdem scheint die Schätzung bestimmter Parameter mit abnehmender Anzahl an Beobachtungen in vielen Fällen instabil. Standortcharakteristika weisen im Vergleich mit Einzelbaum- und Konkurrenzkenngößen nur geringe Anteile an der erklärten Varianz auf, als wichtigster Prädiktor wurde der h/d-Wert identifiziert. Auch bei Petterson (1997) zeigen die Modelle für Fichte und Kiefer in Schweden mit jeweils zehn Kovariablen gegenüber den eigenen Ergebnissen keine Verbesserungen. Diese Befunde verdeutlichen, dass ein zunehmender Komplexitätsgrad die Praktikabilität eines Modells einschränken kann und nicht zwangsläufig zu genaueren Vorhersagen führt.

5.2.4 Site Index

Der Site Index ist eine häufig verwendete Kenngröße, um die Standortproduktivität zu beschreiben. Bei der statistischen Modellierung des Site Index werden artspezifische Altershöhenbeziehungen funktionalisiert, wobei die Eingangsdaten entweder durch Stammanalysen oder durch Messungen am stehenden Bestand erhoben werden. Vor- und Nachteile beider Verfahren sind bei Weiskittel et al. (2011) aufgeführt.

Für Sandbirke und Roterle zeigte Lockow (1995a, 1997a), dass die bis dahin verwendeten Bonitierungsflächen aus den Ertragstafeln von Schwappach (1903) und Mitscherlich (1945) die Höhenentwicklung im nordostdeutschen Raum nur ungenügend beschreiben. Ein grafischer Vergleich der Ertragstafelwerte mit den Mittelhöhen von 192 Versuchsflächen für Sandbirke und 166 Versuchsflächen für Roterle ergab, dass die Bonität durch die Ertragstafeln z.T. deutlich unterschätzt wird. Auf Basis des Datenmaterials konstruierte Lockow (1995a, 1997a) neue Ertragstafeln, wobei die Bestandesoberhöhe als Bonitierungskriterium gewählt wurde. Im Gegensatz zu den älteren Ertragstafeln weist die Neubearbeitung den entscheidenden Vorteil auf, dass die Beziehungen der Bestandeskenngößen funktionalisiert vorliegen. Der Site Index, d.h. die Oberhöhenbonität, wird für beide Baumarten über eine modifizierte Gompertz-Funktion beschrieben. Für Sandbirke ist die Funktion unabhängig vom Bezugsalter, so dass auf Basis der Eingangsdaten Oberhöhe und zugehöriges Alter die Oberhöhe für einen beliebigen anderen Zeitpunkt (z.B. im Alter 100) ermittelt werden kann. Bei Roterle weist die Funktion eine abweichende Form auf, und liefert als Ergebnis ausschließlich die Oberhöhe im Alter 100. Eine genauere Analyse der Site Index-Funktion der Roterle zeigt, dass die Höhenwerte ab einem Alter von 150 Jahren wieder abnehmen und das Modell damit keine Asymptote aufweist. Im Rahmen der praktischen Anwendung kann diese Inkonsistenz zwar vernachlässigt werden, da bei der Bewirtschaftung der Erle üblicherweise mit deutlich geringeren Umtriebszeiten gearbeitet wird und auch die natürliche Lebensdauer der Roterle etwa im Bereich von 150 Jahren liegt. Allerdings verdeutlicht dieser Befund, dass der gewählte Funktionstyp kein asymptotisches Wachstums beschreibt und somit das Modellverhalten bei der Anwendung in anderen Bereichen sorgfältig überprüft werden sollte. Die graphische Gegenüberstellung der Mittelhöhen aus den neuen Ertragstafeln und den Mittelhöhen aus den Inventuren in Nordwestdeutschland zeigt, dass der überwiegende Teil der Datenpunkte innerhalb des Bonitätsrahmes liegt. Bei der Roterle befindet sich aber ein vergleichsweise hoher Anteil noch unterhalb der niedrigsten Bonitätsstufe (22 m). Die Gründe dafür können nicht abschließend identifiziert werden. In Nordwestdeutschland stockt die Erle zum Teil auch auf organischen Nassstandorten mit schwächerer Nährstoffversorgung, oft in Vergesellschaftung mit Sand- und Moorbirke. Diese Standorte weisen in der Regel nur sehr geringe Bonitäten auf und sind in den ertragskundlichen Versuchsflächen, auf deren Basis die Ertragstafeln entwickelt wurden, vermutlich unterrepräsentiert. Außerdem wird das Baumalter bei den Erhebungen der BWI lediglich geschätzt und nicht genau ermittelt, z.B. über Bohrkernentnahmen. Dadurch treten zwangsläufig Ungenauigkeiten auf, was bei der

Verwendung der Alters-Höhenbeziehungen aus der BWI als Vergleichsgrundlage zu berücksichtigen ist.

Ein ähnliches Muster ist auch bei der Pappel zu beobachten. Die funktionalisierte Alters-Mittelhöhenbeziehung aus der Ertragstafel von Rätzel (1969) zeigt, dass sehr niedrige Bonitäten nicht durch den Bonitätsrahmen eingegrenzt werden, im oberen Bereich aber eine zufriedenstellende Anpassung erfolgt. Bei der Pappel muss außerdem berücksichtigt werden, dass die gängigen Ertragstafeln von Blume (1949), Crocoll (1954) und Rätzel (1969) aus regionalen Versuchsanbauten erstellt wurden und die Anwendung auf großräumiger Ebene daher vermutlich nicht immer zuverlässig ist.

Die von Lockow (1997b) entwickelte Moorbirken-Ertragstafel wurde nach derselben Methodik entwickelt wie die Ertragstafeln für Sandbirke und Roterle (s.o.). Die statistischen Modelle zur Vorhersage der Bestandeskenntwerte wurden an Datenmaterial aus 85 Versuchsflächen im nordostdeutschen Raum parametrisiert. Es konnte gezeigt werden, dass der Bonitätsrahmen der Moorbirken-Ertragstafel die Inventurdaten vor allem im jüngeren Alter nicht genau beschreibt und die Extrapolation zu unrealistisch hohen Bonitätsschätzungen führt. Das der Moorbirken-Ertragstafel zugrunde liegende Versuchsflächenmaterial umfasst ausschließlich Flächen mit einem Bestandesalter > 30 Jahre (Lockow 1997b), d.h. der Verlauf der Wachstumsfunktion (modifizierte Gompertz-Funktion) im Alter < 30 Jahre ist nicht empirisch ermittelt sondern resultiert aus der Datenlage im höheren Altersbereich in Verbindung mit der Form des verwendeten Modells. Im Ergebnis zeigt sich, dass die Site Index-Funktion das Wuchsverhalten der Moorbirke in Nordwestdeutschland vor allem in jüngeren Beständen nur ungenügend abbildet.

Die vorliegende Site Index-Funktion für die Eberesche wurde auf der Basis von 31 Stammanalysen aus untersuchten Beständen im westfälischen Bergland hergeleitet (Hillebrand 1996). Eine Bonitierung der Inventurpunkte über die Site Index-Funktion liefert für ein Teilkollektiv der Punkte Höhen von 25-30 m im Altersbereich von 50-100 Jahren. Die Beobachtungen an den Inventurpunkten zeigen jedoch, dass der Wert der Asymptote, d.h. die maximale Höhe, auch bei sehr guten Wuchsbedingungen im Bereich um 25 m liegt und die Funktion folglich zu Überschätzungen führt. Zusätzlich weist das Höhenwachstum im Modell auch ab einem Altersbereich von 50-60 Jahren noch keine Kulminationstendenzen auf, was im Fall der Eberesche als Pionierbaumart zumindest fraglich erscheint.

Aus den genannten Gründen wurde in der vorliegenden Untersuchung für Moorbirke, Eberesche und Weide, für die bisher keine Funktionen existieren, neue Site Index-Funktionen konstruiert. Es existieren verschiedene Methoden zur Aufstellung von Site Index-Modellen, wobei gegenwärtig vor allem der Ansatz der algebraischen Differenzenformen angewendet wird (Weiskittel et al. 2011), auf den auch in dieser Untersuchung zurückgegriffen wurde. Dabei wird wie folgt vorgegangen: (1) Auswahl eines Ausgangsmodells (Wachstumsfunktion, $h = f(t)$) und Identifizierung mindestens eines standortsabhängigen Parameters; (2) Umstellen der Gleichung nach den standortsabhängigen Parametern und Ersetzen von h und t durch h_0 und t_0 (Anfangswertepaar einer Zeitreihe); (3) Substitution des Parameters in der Ausgangsgleichung durch den Term aus (2). Das resultierende Modell weist somit die allgemeine Form $h_t = f(t_1, t_0, h_0)$ auf und wird an die Eingangsdaten angepasst. Es wurden insgesamt sieben verschiedene Modelle getestet. Im Ergebnis zeigte sich, dass bei Moorbirke und Weide das Sloboda-Modell die besten Anpassungsstatistiken aufwies und bei Eberesche eine Variante der Korf-Funktion. Alle drei Modelle sind polymorph, d.h. die Kurven unterscheiden sich in ihrer Form (Rate und Steigung) zwischen den Site Index-Stufen, besitzen aber theoretisch eine gemeinsame Asymptote.

Nach Weiskittel et al. (2011) werden polymorphe Modelle aufgrund der höheren Flexibilität oftmals bevorzugt. Übereinstimmend wird aber in vielen Studien empfohlen, polymorphe Modelle mit variablen Asymptoten zu verwenden (Elvfiing u. Kiviste 1997; Corral-Rivas et al. 2004; Cieszewski et al. 2007). Dieser Modelltyp wurde im Rahmen des Modellvergleichs in

dieser Untersuchung ebenfalls einbezogen (Gleichung 3.22), wies aber bei allen drei Baumarten instabile Parameterschätzungen auf. In der Regel ist der Komplexitätsgrad von polymorphen Modellen mit variablen Aymptoten deutlich höher als bei anamorphen oder einfachen polymorphen Modellen, was bei der Parameterschätzung über nichtlineare Regression problematisch sein kann.

5.2.5 Höhenzuwachs

Die Baumhöhe ist im Gelände weitaus schwieriger zu erfassen als der Baumdurchmesser. Vor allem bei Laubbäumen kann die Baumspitze oftmals nicht eindeutig identifiziert werden, in dichten Beständen muss sie außerdem durch die Krone hindurch anvisiert werden. Bei Wiederholungsmessungen am stehenden Baum kann der Messfehler höher sein als der tatsächliche Zuwachs (Hasenauer u. Monserud 1997), was bei der Zuwachsmodellierung zu erheblichen Ungenauigkeiten führen kann. Kramer u. Akça (2002) schlagen zur Verringerung des Messfehlers mehrfache Messungen und Mittelwertbildung vor, was den Aufwand erheblich erhöht.

Analog zum Durchmesserzuwachs sind auch bei der Modellierung des Höhenzuwachses zwei Ansätze verbreitet: die Potenzialreduktion mit Hilfe einer Modifizierungsfunktion oder die direkte Höhenzuwachsschätzung. Im erstgenannten Ansatz wird das potentielle Höhenwachstum häufig über Bonitätskurven, d.h. die prognostizierten Oberhöhenverläufe, geschätzt. Ein Nachteil besteht darin, dass bei diesem Verfahren das potenzielle Höhenwachstum für alle Bäume gleich ist und es somit nur für gleichaltrige Reinbestände anwendbar ist (Weiskittel et al. 2011). Einen Ansatz für Mischbestände findet sich bei Pretzsch et al. (2002), wobei der potenzielle Höhenzuwachs aus Standortskenngrößen geschätzt wird. Die Modifizierungsfunktionen, über die das potenzielle Wachstum reduziert wird, enthalten verschiedene Kombinationen von Kovariablen.

Die direkte Zuwachsschätzung erfolgt über log-lineare oder nichtlineare Regressionsmodelle (Hasenauer u. Monserud 1997; Huang u. Titus 1999; Fahlvik u. Nyström 2006; Uzoh u. Oliver 2006), wobei sich die Kovariablen analog zu den Modifizierungsfunktionen zu drei Kategorien zusammenfassen lassen: Einzelbaumattribute, Standortskenngrößen sowie Dichte- bzw. Konkurrenzmaße (z.B. Nagel 1999; Pretzsch et al. 2002; Nunifu 2009).

Im vorliegenden Ansatz bestimmen ausschließlich das Ausgangsalter und die Baumhöhe das weitere Wachstum, d.h. die Zuwachsschätzung erfolgt direkt und nicht über eine Potenzialreduzierung. Dieses Verfahren folgt demselben Prinzip wie die Site Index-Modellierung mit Hilfe algebraischer Differenzenfunktionen (vgl. Burkhart u. Tomé 2012) und hat sich auch bei der Höhenfortschreibung der Einzelbäume bei der Bundeswaldinventur bewährt (BMELV 2008). Eine weitere Anwendung findet sich bei Vargas (2006). Der entscheidende Vorteil im Zusammenhang mit den ALn-Arten ist, dass eine stabile Modellparametrisierung im Gegensatz zu den oben beschriebenen Verfahren auch mit deutlich geringerem Datenumfang möglich ist. Schwieriger zu ermittelnde Eingangsvariablen wie Standortcharakteristika sind nicht erforderlich. Zum anderen ist das prognostizierte Wachstum relativ stabil, da der Einzelbaum einmalig in eine artspezifische Wachstumskurve eingehängt wird und der weitere Verlauf entlang dieser Trajektorie erfolgt. Unter der Annahme, dass auf besseren Standorten die Baumhöhe bei gleichem Alter größer ist als auf schlechten Standorten, wird ein Standorteffekt indirekt abgebildet. In diesem Effekt sind im Falle von Wuchsunterschieden gleich alte Bäume im selben Bestand allerdings auch andere Faktoren zusammengefasst, wie z.B. genetische Disposition oder Konkurrenzgeschichte. Trotz der Stabilität des Modelltyps können ungünstige Kombinationen von Eingangsgrößen (z.B. sehr große Höhe bei gleichzeitig kleinem Alter) sowohl beim periodischen Zuwachs (Steigung der Kurve) als auch bei der erreichbaren Maximalhöhe (Asymptote der Trajektorie) zu unplausiblen Werten führen. Aus diesem Grund muss eine obere Begrenzung des Wachstums implementiert werden, was im vorliegenden Fall mittels Quantilsregression

erfolgte. Ein Nachteil ist, dass der gewählte Modellierungsansatz im Vergleich zu anderen Verfahren unflexibel ist, d.h. biologisch relevante Einflussgrößen (z.B. Standort, Konkurrenz, Kronenattribute) können nur durch Modifikation der Wachstumsfunktionen als separate Effekte im Modell implementiert werden. Huang u. Titus (1999) weisen aber darauf hin, dass die starke Korrelation zwischen der Ausgangshöhe als Prädiktor und dem Höhenzuwachs die Effekte weiterer, für die biologische Plausibilität bedeutsamer Kovariablen überkompensiert. Für Sandbirke, Erle und Pappel zeigte die Sloboda-Funktion die besten Anpassungseigenschaften. Die Funktion wird derzeit auch bei der Bundeswaldinventur zur Einzelbaumfortschreibung verwendet. Eine weitere Anwendung findet sich bei Nothdurft et al. (2006) zur Beschreibung des Höhenwachstums der Fichte. Das Modell von McDill u. Amateis (1992) erwies sich bei Moorbirke und Weide als am besten geeignet, obwohl es im Vergleich zur Sloboda-Funktion einen Parameter weniger enthält. Die guten Anpassungseigenschaften dieses Funktionstyps wurden auch von Vargas (2006) beschrieben. Auch in Bezug auf das schlechten Konvergenzverhalten bzw. die Parameterinstabilitäten bei den drei Typen der Chapman-Richards-Funktion und einer Variante der Korf-Funktion stimmen die erzielten Ergebnisse mit den Befunden von Vargas (2006) überein. Zeide (1993) führt an, dass die Chapman-Richards-Funktion zwar aufgrund der hohen Flexibilität eine der am häufigsten verwendeten Wachstumsfunktionen im forstlichen Bereich ist. Allerdings verweist er auch auf Ratkowsky (1983), der beim Vergleich verschiedener Wachstumsfunktionen für die Chapman-Richards-Funktion unakzeptabel hohe Nichtlinearitätsmaße feststellte wodurch die Parameterschätzungen instabil werden.

5.2.6 Durchmesserzuwachs

Analog zum Höhenzuwachs ließe sich auch der Durchmesser- bzw. Grundflächenzuwachs über eine nichtlineare Wachstumsfunktion beschreiben. So verwenden z.B. Pretzsch et al. (2002) eine modifizierte Chapman-Richards Funktion zur Modellierung der Einzelbaumdurchmesserzuwächse. Weitere auf nichtlinearen Modellen basierende Ansätze finden sich bei Colbert et al. (2004), Weiskittel et al. (2007), Bolandsas and Naesset (2009) und Yang et al. (2009). In nichtlinearen Modellen besitzen die Parameter eine spezifische Bedeutung in Bezug auf den zugrunde liegenden Prozesses und sind somit meistens direkt interpretierbar. Darüber hinaus ist eine Vorhersage auch außerhalb des Parametrisierungsbereichs der Daten in der Regel problemlos möglich, da die Verlaufsform des Modells vorgegeben ist und auf praktischen Erfahrungen beruht oder zumindest theoretisch hergeleitet wurde (Fekedulegn et al. 1999). Bestimmte Eigenschaften eines untersuchten Prozesses, wie z.B. asymptotisches Wachstum, können über nichtlineare Funktionen genauer beschrieben werden als über lineare Modelle. Andererseits existieren keine analytischen Lösungen für die Parameterschätzung in nichtlinearen Modellen und die Konvergenz der iterativen Optimierungsverfahren kann entscheidend von der Wahl der Startwerte abhängen. Ein weiterer Nachteil ist die Schwierigkeit, multiple Modelle mit mehr als einer unabhängigen Variablen zu spezifizieren. Dies ist z.B. bei den häufig verwendeten Wachstumsfunktionen (vgl. Zeide 1993; Burkhardt u. Tomé 2012) nicht ohne Weiteres möglich. Um mehr als eine Prädiktorvariable in das Modell aufzunehmen, müssen entweder die Modellparameter als Funktion der Kovariablen ausgedrückt werden (Temesgen u. Gadow 2003) oder das Ausgangsmodell wird mit einem multiplikativen Term erweitert (Pretzsch et al. 2002). In beiden Fällen sind mit steigender Anzahl von Prädiktoren jedoch erhebliche Konvergenzschwierigkeiten zu erwarten. Aus diesem Grund wurde in der vorliegenden Untersuchung ein multiples lineares Modell verwendet. Um die notwendigen Voraussetzungen bei der Anwendung zu erfüllen (Normalverteilung bzw. Varianzhomogenität der Residuen) wurde eine linksseitige Variablentransformation durchgeführt. Neben der häufig verwendeten logarithmischen Transformation wurde die Box-Cox-Transformation als alternativer Ansatz angewendet und beide Verfahren wurden

verglichen. Eine Untersuchung von Fischer (2016) zeigte, dass die Box-Cox-Transformation sowohl bei der Vorhersagegenauigkeit als auch beim zu erwartenden Transformationsbias bessere Eigenschaften aufweist als die logarithmische Transformation. In den hier aufgezeigten Ergebnissen wurde dies bestätigt.

Die wesentlichen Einflussgrößen bei der Modellierung des Durchmesserzuwachses lassen sich zu drei Kategorien zusammenfassen: (1) Einzelbaummerkmale wie BHD, Grundfläche, Baumhöhe, Kronenparameter, Alter; (2) Konkurrenzverhältnisse auf Bestandes- oder Einzelbaumebene; (3) Standortvariablen wie Wasser- und Nährstoffversorgung, Höhenlage, Exposition, Temperaturregime, etc. Durch die Implementierung einfach zu ermittelnder Kovariablen in das verwendete Modell sollte ein Kompromiss zwischen Plausibilität, Robustheit und Flexibilität des Modells erreicht werden. In vielen Studien hat sich der BHD als signifikanter Term erwiesen (Wykoff 1990; Hökkä et al. 1997; Mailly et al. 2003). Die Kronenmantelfläche als Kenngröße für die Assimilationsfläche eines Baumes wurde dagegen von Nagel (1999) als sinnvolle Eingangsgröße vorgeschlagen, da sich auf diese Weise eher Mischbestandeseffekte durch baumartenspezifische Kronenausformungen berücksichtigen lassen. Aus diesem Grund wurde die Kronenmantelfläche in der vorliegenden Arbeit in das Modell aufgenommen. Standortcharakteristika wie Nährstoff- und Wasserhaushalt, Geländehöhe, Exposition und Temperatursummen sind weitere entscheidende Einflussgrößen, um die standortsbedingte Variation des Einzelbaumzuwachses zu erklären. Zwar wird dadurch die ökologische Plausibilität und ggf. die Genauigkeit der Vorhersage erhöht, doch ist für die Modellanwendung stets ein höherer Umfang an mitunter schwieriger zu ermittelnden Eingangsinformationen erforderlich, wodurch die Praktikabilität deutlich eingeschränkt wird. Alternativ zu direkten Standortvariablen wird oftmals der Site Index, also die potentielle Bestandesoberhöhe zu einem bestimmten Bezugszeitpunkt, als indirekter Standortindikator verwendet (Mailly et al. 2003; Uzoh u. Oliver 2008). Im vorliegenden Fall erwies sich die Parameterschätzung für den Site Index in Kombination mit der Kronenmantelfläche jedoch oftmals als nichtsignifikant und zeigte zudem in einigen Fällen kein konsistentes Verhalten bzgl. des Vorzeichens. Um dennoch einen Standorteffekt im Modell abzubilden, wurde das Baumalter als weitere Kovariable implementiert. Standorteinflüsse können so indirekt über den BHD bei gleichzeitiger Betrachtung des Alters ausgedrückt werden. D.h. es wurde unterstellt, dass bei gleichen Ausgangsbedingungen ein dickerer Baum bessere Standortverhältnisse abbildet als ein dünner Baum gleichen Alters (Nagel 1999).

Der c66 als Konkurrenzmaß wurde u.a. von Biging u. Dobbertin (1995) untersucht. Im Ergebnis zeigte sich, dass Durchmesserzuwachsmodele mit dem c66 im Vergleich mit zahlreichen weiteren Konkurrenzindizes die geringsten Restsstreuungen aufwiesen. Ein weiterer Grund für die Verwendung des c66 war, dass dieser in sämtlichen in TreeGrOSS implementierten Durchmesserzuwachsfunktionen als Konkurrenzmaß fungiert und somit Konsistenz zum bestehenden System gewahrt wird. Der Nachteil des c66 besteht darin, dass in die Berechnung modellierte Größen wie Kronenansatz, die Kronenbreite und die Baumhöhe eingehen. Da dies zu einer Fehlerfortpflanzung führt, müssen die Modelle zur Herleitung der beschriebenen Eingangsgrößen eine hohe Genauigkeit aufweisen.

Bis auf wenige Ausnahmen (Weide) konnten alle Koeffizienten der in der vorliegenden Untersuchung parametrisierten Modelle numerisch stabil geschätzt werden, was anhand der p-Werte deutlich wird. Außerdem liegen die adjustierten Bestimmtheitsmaße der Modelle trotz der vergleichsweise geringen Anzahl an implementierten Kovariablen in derselben Größenordnung wie in den Untersuchungen von Monserud u. Sterba (1996), Sterba et al. (2002), Andreassen u. Tomter (2003) oder Pukkala et al. (2009).

5.2.7 Maximale Grundfläche

Dichtebedingte Mortalität ist ein elementarer Prozess in der Bestandesdynamik. Aus diesem Grund ist ein Mortalitätsmodell eine wichtige Komponente in Waldwachstumssimulatoren. Generell wird zwischen Mortalitätsmodellen auf Einzelbaum- und auf Bestandesebene unterschieden. In Einzelbaummodellen kann die Wahrscheinlichkeit des Ausscheidens eines Baumes in Abhängigkeit von verschiedenen Kovariablen geschätzt werden, wobei dies meistens mittels logistischer Regression erfolgt (Monserud u. Sterba 1999; Eid u. Tuhus 2001). Als die am häufigsten verwendeten Kovariablen identifizieren Weiskittel et al. (2011) den BHD, die Bestandesgrundfläche und den BAL. Darüber hinaus werden auch der gemessene oder geschätzte Durchmesserzuwachs des Bezugsbaumes (Pretzsch et al. 2002) oder diverse Kronenparameter als wichtige Eingangsgrößen genannt. Ein generelles Problem bei der Verwendung der Mortalitätsmodellierung auf Einzelbaumebene besteht in der Über- bzw. Unterschätzung. In der Konsequenz bedeutet dies, dass mit fortschreitender Simulation die aus den Einzelbäumen aggregierten Bestandeskennwerte zunehmend unplausibel werden und die Grundflächen- oder Stammzahlhaltefähigkeit eines Bestandes entweder weit überschritten (Yang u. Titus 2002) oder nicht erreicht wird.

Der Ansatz der Mortalitätsmodellierung auf Bestandesebene folgt in den meisten Fällen dem Prinzip der natürlichen Stammzahlverminderung, d.h. der Abhängigkeit der maximalen Bestandesdichte von der Raumbeanspruchung der Einzelbäume (size-density relationship, Reinecke 1933; Yoda et al. 1963). Dieser Ansatz ist in zahlreichen Studien untersucht und wird vielfach angewendet (Lit. s. Burkhardt u. Tomé 2012). Ein Vorteil der Methode besteht darin, dass unplausible Bestandeswerte ausgeschlossen werden können, da die maximale Dichte vorgegeben ist. Andererseits weisen z.B. Weiskittel et al. (2011) darauf hin, dass umfangreiches Datenmaterial aus unbehandelten und vorzugsweise langfristig in Beobachtung stehenden Versuchsflächen erforderlich ist, um die maximale Dichte zuverlässig zu bestimmen. Daneben existieren aber auch Ansätze, maximale Bestandesdichten aus Großrauminventuren herzuleiten (Vospornik u. Sterba 2015).

Oftmals erfolgt die Mortalitätsschätzung über zweistufige Ansätze, d.h. im ersten Schritt wird die Mortalität auf Einzelbaumebene modelliert, Bestandesdichtemodelle können aber im zweiten Schritt als Restriktion erforderlich sein (Yang u. Titus 2002; Monserud et al. 2005).

Im vorliegenden Fall wurde mit der maximalen Grundfläche in Abhängigkeit von der Oberhöhe ein Bestandesdichtemodell zur Steuerung der Mortalität verwendet. Dieser Ansatz geht auf die von Sterba (1987) entwickelte modifizierte Konkurrenz-Dichteregulierung zurück. Dabei wird die Abhängigkeit des dg von der Stammzahl und Oberhöhe eines Bestandes über einen hyperbelartigen Zusammenhang beschrieben. Durch Umformung und Ableitung nach der Stammzahl lässt sich die Bestandesgrundfläche bei maximaler Stammzahl aus der Oberhöhe ermitteln. Sterba (1987) zeigt weiterhin, dass sich aus der modifizierten Konkurrenz-Dichteregulierung die Koeffizienten der oftmals verwendeten Dichteregulierung von Reinecke (1933) ermitteln lassen. Ein Nachteil der Methode besteht darin, dass sie ursprünglich für gleichaltrige Reinbestände konzipiert wurde. In gestuften Mischbeständen beschreibt der dg nach wie vor die durchschnittliche Baumgröße und damit indirekt auch den Standraumanspruch. Mit zunehmend heterogener Durchmesserverteilung weichen die einzelnen Baumdurchmesser jedoch vom Durchschnittswert ab, so dass dessen Übertragbarkeit auf die Einzelbäume problematisch ist. Für die Anwendung der modifizierten Konkurrenz-Dichteregulierung auf Mischbestände ist es daher erforderlich, die Durchmesserverteilung der Bestände mit zu berücksichtigen. Entsprechende Ansätze finden sich z.B. bei Sterba u. Monserud (1993) oder Gül et al. (2005). Die hier aus Inventurdaten abgeleiteten Dichtebeziehungen für ALn sind folglich streng genommen nur für gleichaltrige Reinbestände gültig. Die Berechnungen der maximalen Grundflächen in Mischbeständen erfolgt dann summarisch über die beteiligten Baumarten, wobei die Baumartenanteile als Gewichtungsfaktor berücksichtigt werden. Hierbei handelt es sich lediglich um einen

vereinfachten Ansatz, bei dem sich die Verhältnisse in Mischbeständen anteilig aus Modellen für Reinbestände berechnen. Künftig sollten jedoch Alternativen geprüft werden, da z.B. die Untersuchungen von Pretzsch u. Biber (2016) zeigen, dass auf gleichem Standort die maximale Bestandesdichte in Mischbeständen höher sein kann als in den jeweiligen Reinbeständen der beteiligten Baumarten.

Bei der Birke erreicht die maximale Grundfläche ca. 30 m²/ha. Wie auch bei den übrigen ALN-Arten liegen für den deutschsprachigen Raum keine Untersuchungen zur maximalen Dichte vor, zu denen die eigenen Ergebnisse in Bezug gesetzt werden können. Bei Hynynen (1993) liegen die Grundflächen in undurchforsteten Birken-Reinbeständen in Finnland zwischen 10 m²/ha und 22 m²/ha (Oberhöhenbereich 12-27 m) und damit tendenziell niedriger als in den vorgestellten Ergebnissen. Bei der Erle fällt die vergleichsweise hohe maximale Grundflächenhaltung mit bis zu 60 m²/ha auf. Zum einen lässt sich das auf unterschiedliche Verbreitungsschwerpunkte der Erle im Vergleich zu den anderen Baumarten zurückführen. Erlen stocken häufig auf gut nährstoffversorgten Standorten, auf denen höhere Durchmesser erreicht werden können. Außerdem wirkt sich Konkurrenz zwischen den Individuen auf besseren Standorten weniger intensiv aus und führt zu einer höheren Bestandesdichte. Zum anderen ergeben sich besonders durch Stockausschläge und schmal ausgeprägte Kronen oftmals sehr hohe Dichtstände in Erlenbeständen. Für schwach durchforstete Erlenbestände geben Claessens et al. (2010) Grundflächen von > 40 m²/ha im Alter 60 an, was sich gut mit den vorgestellten Ergebnissen vereinbaren lässt.

Für Pappel, Eberesche und Weide war der Datenumfang nicht ausreichend, um die maximale Bestandesdichte direkt zu schätzen. Alternativ wurden aus den 95%-Perzentilen der c66-Werte der Einzelbäume und den Kronenbreitenfunktionen Bestandesdichten hergeleitet. Bei Weide und Pappel folgen die maximalen Grundflächen über der Oberhöhe einem asymptotischen Verlauf und erreichen 25 m²/ha bzw. 30 m²/ha, was plausibel scheint. Bei der Eberesche hingegen ist im Oberhöhenbereich zwischen 10 m und 20 m ein nahezu linearer Anstieg der maximalen Grundfläche von ca. 18 m²/ha auf über 50 m²/ha zu beobachten. Die vergleichsweise hohe maximale Grundflächenhaltung ergibt sich modellbedingt dadurch, dass die Ebereschen infolge zumeist geringer Durchmesser auch kleinere Kronen aufweisen. Demzufolge ist eine hohe Stammzahl erforderlich, um auf der Bezugsfläche eine 1,42-fache Überschildung (= 95 %-Perzentil der c66-Werte) zu erreichen. Waldwachstumskundliche Untersuchungen zur Eberesche finden sich nur bei Hillebrand (1996, 1998). Für Ebereschen-Reinbestände < 60 Jahre fand Hillbrand (1998) Bestandesgrundflächen von 12 m²/ha - 38 m²/ha und Überschildungsprozente von bis zu 120 %. Da es sich nicht um nutzungsfreie Bestände handelt, erscheint der ermittelte Schwellenwert für den c66 von 1,42 (entspricht 142 % Überschildungsgrad) bei maximaler Dichte nicht unplausibel. Ein konstanter Wert für die maximale Überschildungstoleranz (wie auch bei Pappel und Weide) ist eine vereinfachte Annahme im Modell, um die maximale Dichte abzubilden. Tatsächlich muss davon ausgegangen werden, dass bei vielen Baumarten die Schattentoleranz mit zunehmendem Alter abnimmt.

5.2.8 Maximales Alter

Neben der dichteabhängigen Mortalität bildet das altersbedingte Ausscheiden die zweite Komponente, um natürliche Absterbeprozesse von Bäumen im Modell zu berücksichtigen. Altersbedingte Mortalität ist bei Bäumen nicht Ursache von Zellalterung sondern auf einen mit zunehmendem Alter abnehmenden Widerstand gegenüber Destruenten bzw. Pathogenen zurückzuführen, wodurch sich auch die Anfälligkeit gegenüber spontanen abiotischen Störungen erhöht. Wichtige Faktoren sind dabei nach Otto (1994) die Haltbarkeit des Kernholzes, die Mächtigkeit des Holzkörpers sowie die Fähigkeit zur Bildung von Adventiv- und Proventivknospen. Kennwerte zur natürlichen Lebensdauer von Bäumen lassen sich aus Versuchsreihen nur schwierig herleiten, da diese über einen sehr langen Zeitraum in

Beobachtung stehen müssen. Angaben zu maximalen Baumaltern entstammen oftmals Einzelbeobachtungen. Die durchschnittlichen Verhältnisse im Wald lassen sich jedoch gut über Großrauminventuren beschreiben. Allerdings muss beachtet werden, dass die Alter der erfassten Bäume in der Regel geschätzt und nicht genau ermittelt sind. Außerdem weisen die flächenmäßig dominierenden Wirtschaftswälder eine andere Altersverteilung auf als unbewirtschaftete Wälder mit ihren naturgemäß höheren Anteilen an älteren Bäumen. Dieser Effekt spiegelt sich in den Inventurdaten wider. Ein Vergleich mit Angaben zu maximalen Altern nach Schütt et al. (2006) zeigt aber, dass die aus den Inventurdaten ermittelten Maximalwerte teilweise höher sind (z.B. Erle, Tabelle 5-3). Als Schwellenwert wurde das 99%-Quantil aus der baumartenspezifischen Altersverteilung gewählt, damit die altersbedingte Mortalität im Modell nicht erst mit Erreichen des Maximalalters einsetzt. Die Schwellenwerte liegen bei allen Baumarten unterhalb der bei Schütt et al. (2006) angegebenen Kennzahlen, so dass diesbezüglich keine Inkonsistenzen auftreten.

Die Wahrscheinlichkeit altersbedingter Mortalität p im Modell berechnet sich über die Formel $p = (t / t_{max}) - 1$, wobei t_{max} der vorzugebende Schwellenwert und t das aktuelle Baumalter ist. Daraus ergibt sich, dass die Wahrscheinlichkeit des Ausscheidens im ersten Simulationsschritt proportional zum Baumalter ist (Abbildung 5-3). Wird ein Baum mit $t \leq t_{max}$ initialisiert, nimmt p den Wert null an. Bei $t = 1,5t_{max}$ ist $p = 0,5$ und aus $t = 2t_{max}$ folgt $p = 1$, d.h. der Baum scheidet im nächsten Wachstumsschritt aus. Sobald ein Baum im Laufe der Simulation den Wert t_{max} überschreitet, multiplizieren sich jedoch die Einzelwahrscheinlichkeiten mit jedem weiteren Simulationsschritt, so dass p einer logistischen Kurve folgt, die abhängig vom gewählten Wert für t_{max} ist. Für die gewählten Beispiele $t_{max} = 100$ bzw. 200 zeigt sich, dass p mit fortschreitender Simulationsdauer zunächst stark ansteigt und bereits im Bereich von $1,1t_{max}$ bis $1,2t_{max}$ Werte nahe 1 erreicht. Bei höheren Vorgaben für t_{max} wird das Intervall $[t_{max}, 2t_{max}]$ und damit die Anzahl der Einzelwahrscheinlichkeiten größer, so dass die kumulative Wahrscheinlichkeit altersbedingter Mortalität schneller ansteigt als bei geringerem t_{max} .

Tabelle 5-3. Maximale Baumalter für ALn nach Schütt et al. (2006)

Art	maximales Alter [Jahre]
Sandbirke	120
Moorbirke	100
Roterle	120
Pappel	200
Eberesche	150
Weide	200

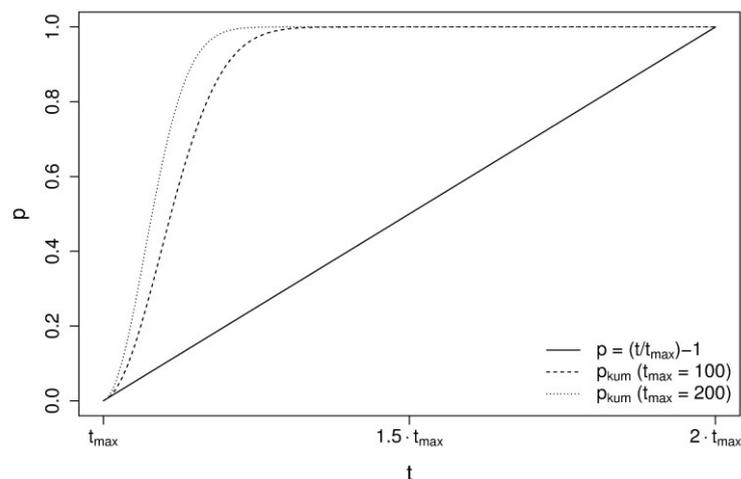


Abbildung 5-3. Mortalitätswahrscheinlichkeit p in TreeGrOSS in Abhängigkeit vom Baumalter t und dem wählbaren Maximalalter t_{max} . Die durchgezogene Linie beschreibt die Mortalitätswahrscheinlichkeit im ersten Simulationsschritt für einen Baum, der mit $t \geq t_{max}$ initialisiert wird. Die gestrichelte und gepunktete Linie zeigen die kumulativen Wahrscheinlichkeit bei unterschiedlichen Vorgaben von t_{max} , wenn ein Baum mit $t < t_{max}$ initialisiert wird und im weiteren Simulationsverlauf t_{max} überschreitet

5.3 Biomasse und Elementgehalte

5.3.1 Modellparametrisierung

Das verwendete Biomassemodell wurde ohne Parametertransformation direkt nichtlinear angepasst, wodurch eine nachträgliche Biaskorrektur entfiel. Aufgrund der sehr eingeschränkten Datenbasis bei Birke und Erle sind die Funktionen nicht repräsentativ für den nordwestdeutschen Raum und somit nur bedingt geeignet für großräumige Biomasseschätzungen aus forstlichen Inventuren oder Maßnahmenplanungen auf Einzelbestandesebene. Vor allem die hohen Streuungen bei den Ast- und Reisigmodellen zeigen, dass die Aufstellung valider Modelle für einzelne Baumkompartimente einen weitaus größeren Datenumfang erfordert. Andererseits wurden durch das hier gewählte Stichprobenverfahren (RBS) die Bäume sehr genau vermessen, weshalb für bestimmte Kompartimente dennoch stabile Schätzungen möglich waren. Insbesondere für die Bestimmung der Elementgehalte müsste im Rahmen weiterer Untersuchungen aber zusätzlich ein Standortgradient einbezogen werden.

Bei der Birke ließ sich die Schätzgenauigkeit bei den Derbholz- und Rindenmodellen durch die Hinzunahme der Baumhöhe signifikant verbessern. Bei entsprechender Datenlage sind die dreiparametrischen Modelle demnach vorzuziehen. Andere Studien (Ledermann u. Neumann 2006; Pretzsch et al. 2014) zeigen, dass weitere Einflussgrößen zu einer Verbesserung der Schätzgenauigkeit führen können. Die Hinzunahme von Baumhöhe, Kronenansatzhöhe, Kronenbreite, Baumalter sowie einer Dummy Codierung für einen Tiefzwiesel verringerte den Modellstandardfehler des Buchen-Biomassemodells im Vergleich zum BHD-Modell um 6 %. Bei der Eiche führte eine Hinzunahme derselben Variablen zu einer Verringerung des Modellstandardfehlers um 13 % (Ledermann u. Neumann 2006). Eine weitere Verbesserung der Vorhersagegenauigkeit kann erreicht werden, indem anstelle des BHD der Stammdurchmesser an einer relativen Stammhöhe als Eingangsgröße verwendet wird (Fehrmann u. Kleinn 2006). Diese Ergebnisse konnten mit den Daten der eigenen Untersuchung nicht reproduziert werden, da die Variablen nicht erhoben wurden (Ausnahme Baumalter). Da das Alter auf Einzelbaumbasis in der Praxis jedoch nur selten genau erhoben sondern zumeist geschätzt wird, blieb es bei der Modellierung unberücksichtigt.

Durch separate Modellanpassungen für die einzelnen Kompartimente bleibt die Korrelation zwischen den Kompartimenten innerhalb einer Baumart unberücksichtigt. Weiterführende Untersuchungen mit simultanen Regressionsmethoden könnten klären, ob sich der Modellfehler durch Berücksichtigung der Kollinearität weiter verkleinern lässt. Sanquetta et al. (2015) zeigen, dass die Erwartungstreue der Parameterschätzungen sowohl bei separater als auch bei simultaner Schätzung gegeben ist, die Varianz und damit die Modelleffizienz mit simultaner Schätzung jedoch verbessert werden kann.

Biomassefunktionen für Birke und Erle in Deutschland finden sich lediglich bei Zell (2008). Für das Probestaumkollektiv aus der eigenen Untersuchung überschätzt die Funktion von Zell die gesamte Biomasse im Mittel um 12 kg und maximal um 17,3 kg (Tabelle 5-4). Eine Anwendung der Funktionen für Buche und Eiche (Rumpf et al. 2011) für die Birke kann nicht empfohlen werden, da hier die Abweichungen mit -53,5 kg bzw. -43,2 kg bedeutend höher sind. D.h. die Funktionen für Buche und Eiche würden die Biomasse der Birke deutlich überschätzen. Noch deutlicher ist das bei der Erle der Fall. Hier betragen die mittleren Abweichungen -126,3 kg bzw. -111,7 kg. Die Funktion von Zell führt demgegenüber zu einer leichten Unterschätzung von 11,6 kg im Mittel. Zusammengefasst deutet der Vergleich der Biomassefunktionen die Notwendigkeit separater Birken- und Erlenfunktionen an. Die Biomassefunktionen unterscheiden sich sehr deutlich von den Buchen- und Eichenfunktionen. Die Schätzung der Einzelbaumbiomasse von Birke und Erlen über Biomassefunktionen anderer Baumarten ist daher nicht zu empfehlen.

Tabelle 5-4. Bias [kg] der ermittelten Schätzfunktionen für die Gesamtbiomassen für Birke und Erle im Vergleich zu den Funktionen von Zell (2008) und im Vergleich zu den Funktionen für Buche und Eiche nach Rumpf et al. (2011)

	Zell (2008)			Buche			Eiche		
	min	mittel	max	min	mittel	max	min	mittel	max
Birke	-7,2	-12,0	-17,3	-12,7	-53,5	-129,5	-8,9	-43,2	-105,0
Erle	1,1	11,6	42,0	-17,1	-126,3	-416,3	-16,8	-111,7	-355,4

Eine umfassende Sammlung von Biomassefunktionen für verschiedene Baumkompartimente wurde von Zianis et al. (2005) zusammengestellt. Von den ALn-Arten sind nur Birke und Erle in nennenswertem Umfang enthalten, daneben sind auch einige Funktionen für Pappel bzw. Aspe aufgeführt (Tabelle 5-5). Die überwiegende Anzahl stammt aus Untersuchungen in Skandinavien, daher wurden diese Funktionen hier nicht weiter betrachtet. In den vergangenen Jahren wurden verstärkt Untersuchungen zur Biomasseproduktion in Kurzumtriebsplantagen und Wäldern durchgeführt. Dementsprechend hat sich auch die Anzahl an Biomassefunktionen für die ALn-Arten und insbesondere für Pappel und Weide deutlich erhöht. Aufgrund deren Vielzahl und des zumeist lokalen Bezugs wurden diese nicht berücksichtigt.

Tabelle 5-5. Anzahl an Biomassefunktionen für verschiedene Baumkompartimente für die ALn-Arten in Zianis et al. (2005)

Baumart	Anzahl Funktionen
Birke	48
Erle	19
Pappel, Aspe	10
Weide	-
Eberesche	-

5.3.2 Elementgehalte

Dass die Höhe der Nährelementgehalte sich zwischen den Baumarten sowie zwischen den Kompartimenten unterscheidet, wurde in zahlreichen Studien nachgewiesen (z.B. Rademacher et al. 2011; Pretzsch et al. 2014). Dies konnte auch für die Baumarten Birke und Erle gezeigt werden. Die Birke weist sowohl im Holz als auch in der Rinde geringere Elementkonzentrationen als die Erle auf (vor allem N, Ca, S), beim Reisig sind keine Unterschiede festzustellen. In der Rinde sind die Gehalte der untersuchten Elemente generell höher als im Holz, beim Calcium um den Faktor 8-15. Dies deckt sich mit den Untersuchungen an Buche und Eiche (Rademacher et. 2011). Da der Rindenanteil am Volumen mit abnehmenden Ast- bzw. Stammdurchmessern ansteigt, sind somit die Elementgehalte im schwächeren Holz höher. Dies schlägt sich in einer geringeren Nährstoffnutzungseffizienz dieser Kompartimente nieder. Zur Bildung von Biomasse in schwächeren Kompartimenten werden mehr Nährstoffe eingesetzt als bei der Bildung derselben Biomassemenge in stärkeren Kompartimenten. Die Nutzung schwächerer Holzsortimente führt also zu einem überproportionalen Nährstoffaustrag, was negativere Folgen als eine reine Derbholznutzung für die Nährstoffausstattung des Standorts zur Folge haben kann. Andererseits bergen gerade diese schwächeren Sortimente ein großes Potenzial, da sie bisher häufig ungenutzt bleiben. Um das zusätzliche Nutzungspotenzial im Vergleich zu einer ausschließlichen Derbholznutzung einzuschätzen, müssen Nährstoffausstattung und die Menge der exportierten Nährstoffe abgeschätzt werden. Die Entscheidung, ob Sortimente mit niedriger Nährstoffeffizienz, wie es beispielsweise bei einer Vollbaumnutzung der Fall wäre, bei einer Erntemaßnahme entnommen werden, sollte in Relation zur standörtlichen Ausstattung getroffen werden (Rademacher et al. 2011).

Zur Einschätzung der standörtlich vertretbaren Nutzungsmasse bilden die hier dargestellten Biomassefunktionen und Elementgehalte für Birke und Erle einen ersten Ansatz. Aufgrund des geringen Datenumfanges sind weitere Erhebungen zu empfehlen, um Instrumente für Aufkommensprognosen in der operativen und strategischen Planung sowie Kohlenstoff- und Biomasseinventuren bereitzustellen.

5.4 *Waldbauliche Szenariensimulation*

Birke und Erle sind die quantitativ und ökonomisch wichtigsten Baumarten aus der ALn-Gruppe. Für beide Baumarten existieren im deutschsprachigen Raum kaum Untersuchungen, die sich auf Basis von ertragskundlichen Versuchsflächen mit der Wirkung und der Gegenüberstellung verschiedener waldbaulicher Behandlungen befassen. So präsentieren Lockow (1995a, 1997a, 1997b, 1997c), Ludwig (1997), Utschig (2003), Nagel u. Noltensmeyer (2014) Ergebnisse aus Versuchsreihen, die übereinstimmend dem Konzept einer mehr oder weniger starken Z-Baum-Auslese folgen. Lediglich Dong et al. (2009) vergleichen aus ertragskundlicher Perspektive eine Auslesedurchforstung mit einer unbehandelten Variante bei Sandbirke, allerdings ist der Beobachtungszeitraum mit zehn Jahren relativ kurz. Demgegenüber ist die Anzahl entsprechender Untersuchungen aus dem nordeuropäischen Raum umfassender (z.B. Cameron et al. 1995; Cameron 1996; Repola et al. 2006; Rytter u. Werner 2007). Durch die Simulation waldbaulicher Behandlungsvarianten sollten in der vorliegenden Untersuchung verschiedene Konzepte für beide Baumarten überprüft und verglichen werden.

Insgesamt wurden fünf waldbauliche Szenarien an zwei Modellbeständen miteinander verglichen. In der ersten Variante wurde für beide Baumarten die Grundflächenhaltung nach den Ertragstafeln von Lockow (1995a, 1997a) umgesetzt, wobei zunächst die Z-Bäume freigestellt wurden und anschließend die Zwischenfelder bis zum Erreichen der Soll-Grundfläche behandelt wurden. In der Variante Z-Baum-Auslese wurde keine Soll-Grundfläche vorgegeben, der Eingriff wurde in jedem Simulationsschritt so lange ausgeführt,

bis alle Z-Bäume einen Kronenabstand von mindestens 1 m zum nächsten Nachbarn aufweisen. In einem weiteren Szenario sollten die waldbaulichen Behandlungsempfehlungen der Niedersächsischen Landesforsten näherungsweise abgebildet werden (NLF-Variante). Das Vorgehen war identisch zur Variante Z-Baum-Auslese, allerdings war die Anzahl der Eingriffe herabgesetzt. In einem noch extensiveren Behandlungsszenario (Extensiv-Variante) wurden nur in den ersten drei Simulationsschritten Eingriffe zu Gunsten der Z-Bäume durchgeführt. In der Null-Variante wurden keine Eingriffe simuliert.

Anhand des dg des verbleibenden Bestandes und des dg der Z-Bäume am Simulationende (Alter 70) wurde ersichtlich, dass bei Birke und Erle der Durchforstungseffekt in der Variante Z-Baum-Auslese am stärksten war (Tabellen 4-15 bis 4-18). Allerdings haben auch die drei frühen Eingriffe im Extensiv-Szenario gegenüber der Nullvariante eine erkennbare Förderung des Durchmesserwachstums zur Folge. Die Durchforstungen bewirken einen zeitlichen Gewinn zum Erreichen eines bestimmten dg (Abbildung 5-4). Dieser Effekt ist bei der Erle stärker ausgeprägt. Ein dg von 25 cm kann bspw. ohne Eingriffe nach etwa 55 Jahren erreicht werden, mit Durchforstungen bereits nach 38 Jahren. Bei der Birke beträgt die Produktionszeit bei gleichem dg etwa 65 Jahre in der Nullvariante und 55-60 Jahre je nach Eingriffsszenario. Deutliche Unterschiede zwischen den Varianten mit Eingriffen stellen sich aber erst zum Ende der Umtriebszeit ein.

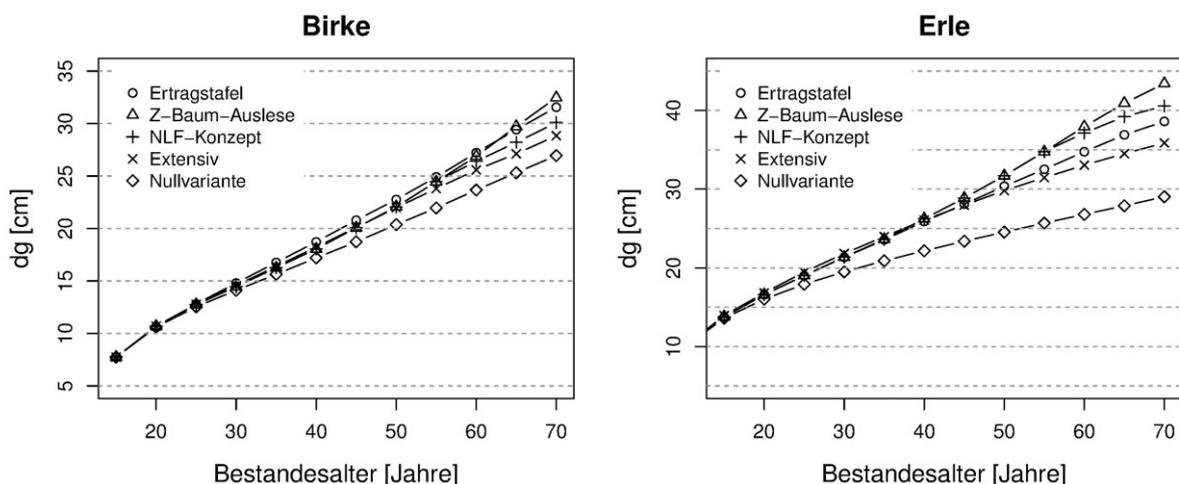


Abbildung 5-4. Vergleich der Entwicklung des dg zwischen den Simulationsvarianten

Die Durchmesserentwicklung muss im Zusammenhang mit der Volumenleistung VL betrachtet werden. Diese wurde als Summe der kumulierten Vornutzungserträge und des verbleibenden Vorrates zum jeweiligen Zeitpunkt ermittelt. Der mortalitätsbedingt ausgeschiedene Vorrat wurde nicht zum nutzbaren Volumen gerechnet und blieb daher zunächst unberücksichtigt. In der zeitlichen Entwicklung zeigt sich, dass die VL bei Birke in der Nullvariante und dem Extensiv-Szenario deutlich unterhalb der anderen drei Varianten liegt, welche untereinander kaum Unterschiede aufweisen (Abbildung 5-5). Dies gilt auch für den dg der Z-Bäume im Alter 70, der bei 38-39 cm liegt und sich somit zwischen Ertragstafel-, Z-Baum- und NLF-Variante kaum unterscheidet (Tabelle 4-16), obwohl beim NLF-Konzept ab dem Alter 50 keine Eingriffe mehr erfolgen. Dieser Befund bestätigt die allgemein anerkannte Tatsache, wonach eine auch im mittleren bzw. höheren Alter anhaltende Freistellung bei der Birke kaum noch zu erkennbaren Zunahmen beim Durchmesserzuwachs führt (z.B. Hein et al. 2009). Vor diesem Hintergrund erscheint für die Birke das NLF-Konzept vorteilhaft, da sowohl bei der Durchmesserentwicklung der Z- und Füllbäume als auch bei der VL gute Ergebnisse erreicht werden und gleichzeitig die Anzahl der Eingriffe im Vergleich zur Ertragstafel-Variante und zur Z-Baum-Auslese geringer ist. Es muss aber beachtet werden, dass dieses auf die Stammholzproduktion ausgerichtete Konzept in der

Praxis eine ausreichende Anzahl vitaler und qualitativ guter Individuen sowie eine ausreichende Standortgüte voraussetzt. Andernfalls kann der komplette Eingriffsverzicht eine sinnvolle Option sein, da der verbleibende Vorrat in dieser Variante am Simulationseende am höchsten ist, gleichzeitig aber eine hohe Mortalität in Kauf genommen werden muss. Diese ließe sich bereits durch wenige Eingriffe in der Jungbestandsphase deutlich senken.

Bei der Erle unterscheidet sich die VL im Alter 70 zwischen den Varianten nur geringfügig. Bei gleichzeitiger Betrachtung der Durchmesserentwicklung erscheint das Konzept der Z-Baum-Auslese zunächst vorteilhaft. Dabei muss aber berücksichtigt werden, dass bei dieser Variante ein Großteil der VL durch schwächer dimensionierte Vornutzungserträge geleistet wird und außerdem die Grundflächenhaltung im Betrachtungszeitraum mit 10-20 m²/ha vergleichsweise niedrig ist. Dies ist insbesondere mit Blick auf die Stabilität des Bestandesgefüges und die Gefahr der Wasserreiserbildung bei zu starker Freistellung problematisch, da bei der Stammholzerzeugung 6-8 m astfreie Schaftlängen empfohlen werden (Immler 2003; Nagel u. Noltensmeyer 2014). Das NLF-Konzept weist mit 827 m³/ha die zweithöchste VL und mit 43,6 cm den zweithöchsten dg der Z-Bäume auf (Tabelle 4-17, Tabelle 4-18). Die Vornutzungserträge liegen in derselben Größenordnung wie bei der Ertragstafelvariante, durch die etwas geringere Grundflächehaltung beim NLF-Konzept wird aber die Durchmesserentwicklung bei Z- und Füllbäumen stärker gefördert. Aus den genannten Gründen sowie unter Berücksichtigung der Empfehlungen von Nagel u. Noltensmeyer (2014), wonach bei der Erle die Massenleistung in den Zwischenfeldern nicht vernachlässigt werden sollte, erweist sich auch bei der Erle das NLF-Konzept im Variantenvergleich als am besten geeignet. Im Unterschied zur Birke weist die Erle eine weitaus höhere maximale Dichte auf, weshalb sich hohe Massenleistungen offenbar auch ohne forstliche Eingriffe realisieren lassen. Dies belegen auch die Angaben bei Claessens et al. (2010), wonach die Grundfläche in schwach durchforsteten Erlenbeständen bei über 40 m²/ha im Alter 60 liegen kann. Allerdings wird das Durchmesserwachstum dadurch erheblich vermindert. Eine erkennbare Förderung des Durchmesserwachstums gegenüber einer Nichtbehandlung kann aber bereits durch wenige, frühe und starke Eingriffe erreicht werden (Extensiv-Szenario). Darin kann ein wichtiger Hinweis für die Praxis gesehen werden, wenn abgewogen werden soll, ob bzw. inwieweit bei schlechten Baumqualitäten und/oder sehr schwierigen Standortverhältnissen überhaupt Eingriffe durchgeführt werden.

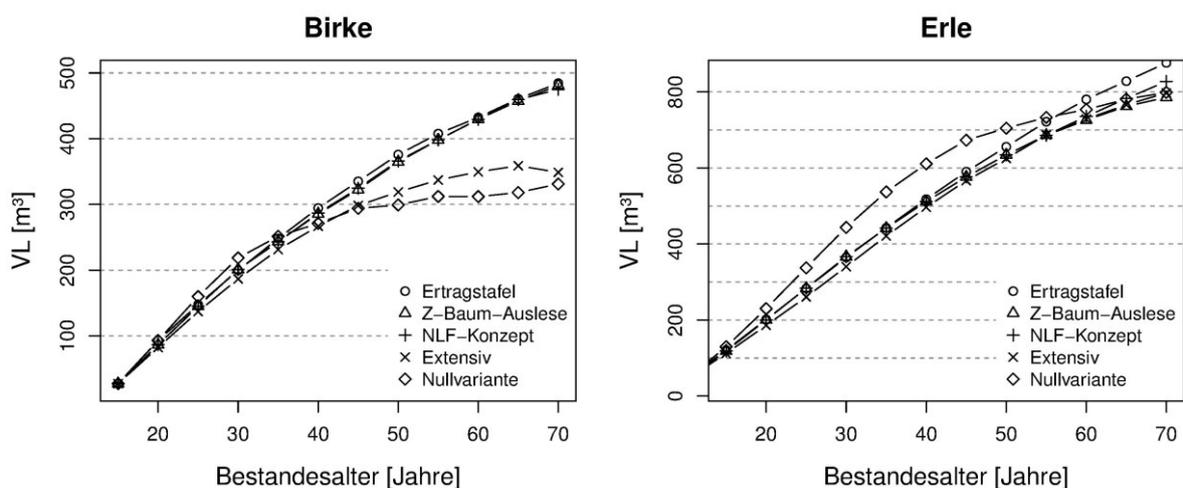


Abbildung 5-5. Vergleich der Entwicklung der Volumenleistung VL zwischen den Simulationsvarianten. Die VL wurde aus der Summe der kumulierten Vornutzungserträge und des verbleibenden Vorrates zum jeweiligen Zeitpunkt berechnet

Assmanns Theorie der maximalen, optimalen und kritischen Grundflächenhaltung (Assmann 1961) ist allgemein anerkannter Standard in der Waldwachstumsforschung (Skovsgaard u.

Vanclay 2007). Demnach kann der periodische Volumenzuwachs mit dem Absenken der Grundfläche gegenüber einer unbehandelten Kontrollvariante (Nullfläche, maximale Grundfläche) zunächst ansteigen. Ab einem Optimum (maximaler Zuwachs bei optimaler Grundflächenhaltung) fällt er dann degressiv ab und unterschreitet mit weiter abnehmender Grundfläche schließlich den Zuwachs auf der Nullfläche. Die kritische Grundfläche ist definiert als die Grundfläche, bei der ein Bestand noch 95 % des maximalen Zuwachses leistet. Die Ursache für diese Optimumskurve liegt darin begründet, dass Durchforstungen zu Mehrzuwachsen des verbleibenden Bestandes führen können. Ob eine Überkompensation der Entnahmen tatsächlich stattfindet, hängt von dem Standort, der Baumart und dem Alter ab. Die relative optimale Grundflächenhaltung (bezogen auf die maximale Grundfläche) sinkt mit besserer Standortsgüte, höherer Schattentoleranz der Baumart und abnehmendem Alter (Pretzsch 2009). Um die Simulationsergebnisse mit Assmanns Gesetzmäßigkeiten zu diskutieren, wurden die periodischen Volumenzuwächse inklusive Mortalität und die Grundflächenhaltung relativ zur Nullvariante betrachtet. Es zeigt sich, dass über den Betrachtungszeitraum bei keiner Variante ein durchforstungsbedingter Mehrzuwachs erreicht werden konnte (Abbildung 5-6, oben), obwohl die Grundflächenhaltung gegenüber der Nullvariante je nach Szenario in unterschiedlichem Maße stark abgesenkt wurde (Abbildung 5-6, unten). Ein eindeutiger Grund für diese Beobachtung kann nicht identifiziert werden, es bieten sich aber verschiedene Erklärungsansätze, die vermutlich zusammenwirken. Einerseits beschreibt Assmann (1961), dass der Effekt der Überkompensation der Entnahmen vor allem bei schwachen Niederdurchforstungen auftritt, d.h. wenn sich die Entnahmen auf die in der Assimilationsbilanz unökonomischen, unterständigen Bäume beschränken (Pretzsch 2002). Im vorliegenden Fall erfolgten die Durchforstungen in allen Varianten zu Gunsten der Z-Bäume bzw. nach dem Schema einer Hochdurchforstung in den Zwischenfeldern, so dass folglich auch leistungsstärkere Bäume entnommen wurden. Um diese Annahme zu überprüfen, müssten separate Varianten mit unterschiedlich starken Niederdurchforstungen simuliert und auf entsprechende Effekte hin analysiert werden. Ein weiterer Grund, dass bei keiner der vorgestellten Varianten ein durchforstungsbedingter Mehrzuwachs erreicht wurde, könnte mit dem artspezifischen Wachstumsgang von Birke und Erle als ausgesprochene Lichtbaumarten zusammenhängen. In einem Beispiel von Assmann (1961) liegt die kritische Grundflächenhaltung für Buche und Fichte bei 60 % bzw. 70 %, bei Kiefer hingegen bei 80 %. Das bedeutet, dass bei Buche 40 % der maximalen Grundfläche entnommen werden kann, ohne dass es zu Zuwachsverlusten kommt. Bei Kiefer treten Zuwachsverluste hingegen schon bei einer Entnahme von 20 % der maximalen Grundfläche auf. Eine Erklärung wird in der höheren Plastizität von Schattenbaumarten gesehen. Skovsgaard u. Vanclay (2007) führen in ihrer Diskussion von Assmanns Gesetz an, dass bei lichtbedürftigen Baumarten Entnahmen generell, d.h. unabhängig von der Eingriffsstärke, zu Zuwachsverlusten führen können. Ein weiterer Aspekt ist in der Altersabhängigkeit des "Assmann-Effektes" zu sehen. Demnach sinkt die Reaktionsfähigkeit eines Bestandes mit zunehmendem Alter, so dass der verbleibende Bestand ab einem gewissen Alter auf Durchforstungsentnahmen nicht mehr durch Mehrzuwächse reagieren kann. Übertragen auf die eigenen Ergebnisse wäre es daher denkbar, dass die Reaktionsmuster bei einem früheren Startzeitalter auftreten würden, da der Alterseffekt im Durchmesserzuwachsmodell als negativer Term wirkt (vgl. Abschnitt 3.2.4.7). Andererseits ist aufgrund des durch die Parametrisierungsdaten abgedeckten Wertebereichs eine Anwendung der Einzelbaummodelle nur für das Derbholz zulässig, so dass dadurch einer Vorverlegung des Startalters bei der Simulation Grenzen gesetzt sind.

Erste Ergebnisse eines Birken-Anbau-Versuchs im Pfälzerwald (Dong et al. 2009) zeigen analog zu den eigenen Ergebnissen keine entnahmebedingte Förderung der Volumenleistung. Die relativen periodischen Zuwächse der zwei Parzellen mit Z-Baum orientierter Auslesedurchforstung liegen 8-17 % niedriger als auf der Nullfläche (Tabelle 5-6). Lediglich in einem Fall wird bei einer relativen Grundflächenhaltung von 0,96 der Zuwachs der

Nullvariante zwar erreicht, aber nicht überschritten (Auslesedurchforstung 1, Alter 18). Im Alter 23 betragen die Grundflächen noch 63 % bzw. 64 % der Grundfläche auf der Nullfläche, entsprechend rückläufig sind auch die relativen Zuwächse. Gegenwärtig liegen keine weiteren Veröffentlichungen ertragskundlicher Versuchsreihen mit Birke oder Erle vor, so dass eine umfassendere Validierung der Simulationsergebnisse anhand empirischer Erhebungen nicht möglich ist.

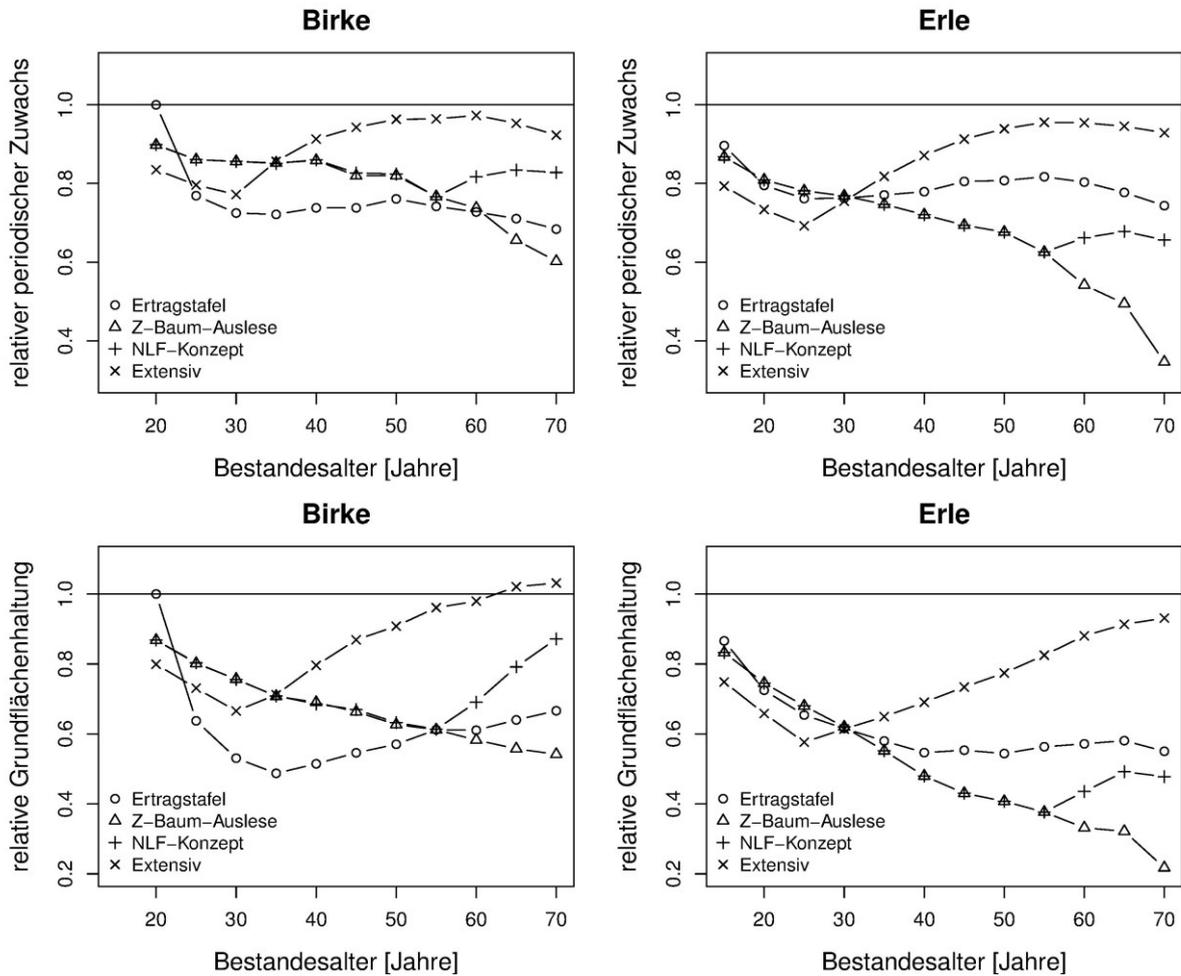


Abbildung 5-6. Relative periodische Zuwächse (oben) und relative Grundflächenhaltung (unten) bezogen auf die Nullvariante

Tabelle 5-6. Relative Grundflächenhaltung und relativer periodischer Zuwachs eines Birken-Anbauversuchs im Pfälzerwald (verändert nach Dong et al. 2009). Die Relativwerte der beiden Parzellen mit Auslesedurchforstung beziehen sich auf eine unbehandelte Kontrollfläche (Nullvariante)

Parzelle	Alter	Grundflächenhaltung relativ	periodischer Volumenzuwachs relativ
Auslesedurchforstung 1	18	0,96	1
	23	0,64	0,88
Auslesedurchforstung 2	18	0,82	0,92
	23	0,63	0,83

Die Bewertung der vorgestellten Szenarien basiert lediglich auf Kenngrößen zur naturalen Produktion bei besseren Bonitäten. Es muss beachtet werden, dass die Volumenleistung nicht zwangsläufig der Wertleistung eines Bestandes entspricht. Die Wertleistung wird sowohl durch die Volumenleistung als auch durch die Qualität und die Sortimentsstruktur bestimmt (Kramer 1988). Um ein vollständiges Bewirtschaftungsmodell für jede Variante zu erstellen, wäre in einem weiteren Schritt eine ökonomische Analyse notwendig. Aufbauend auf

ertragskundlichen Kenngrößen wären Preise für Holzerlöse, Holzerntekosten, Waldbaukosten und betriebliche Fixkosten zusätzlich zu berücksichtigende Faktoren. Ein Variantenvergleich würde dann über den ermittelten Reinertrag erfolgen (Gerst et al. 2014). Der Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit liegt auf der Konzeption von Wachstumsmodellen für ALn, welche am Beispiel einer waldbaulichen Szenariensimulation angewendet wurden. Eine ergänzende ökonomische Bewertung wurde nicht durchgeführt, da der Themenrahmen dadurch erheblich erweitert würde. Eine ökonomische Analyse verschiedener Nutzungskonzepte für Birke und Erle präsentieren Gerst et al. (2014).

In Deutschland zielen die waldbaulichen Behandlungsempfehlungen für Birke auf die Stammholzproduktion bei Umtriebszeiten von 60-80 Jahren ab. Voraussetzung ist einerseits eine ausreichende Anzahl vitaler und qualitativ guter Individuen im in der Regel aus Naturverjüngung hervorgegangenen Jungwuchs (ML 2004b) sowie eine ausreichende Standortsgüte (Hein et al. 2009). Wie auch bei der Erle soll dies über eine gestaffelte Auslesedurchforstung (Lockow 1997a) mit 80-100 Z-Bäumen (Nagel u. Noltensmeyer 2014) erreicht werden, wobei der Pflegeaufwand wegen meist geringer Vornutzungserlöse zu minimieren ist (ML 2004b). Ein alternativer Ansatz zur Furnierholzerzeugung mit einer Produktionszeit von 80 Jahren wird von Ludwig (1997) vorgeschlagen, wonach bis zum Alter 30-40 keine Eingriffe stattfinden und anschließend bei Erreichen einer astfreien Schaftlänge von 8-10 m eine Lichtung mit einer verbleibenden Stammzahl von 200 je ha durchgeführt wird. Eine Nachlichtung wird im Alter 50 empfohlen. Hein et al. (2009) konstatieren aber, dass das Durchmesserzuwachspotenzial in der dynamischen Jungbestandsphase in diesem Modell nicht ausgenutzt wird und stellen die Wirtschaftlichkeit in Frage. Eine frühzeitige Freistellung wird ergänzend zu den o.g. Autoren auch von Schrötter (1998), Matheis u. Wilhelm (2002) und Dong et al. (2009) empfohlen. Das ältere Behandlungsmodell von Schwappach (1903) beurteilt Lockow (2000) als ungeeignet zur Beschreibung von Wachstum Entwicklung von Birkenbeständen in Nordostdeutschland, und führt weiter an, dass die unterstellte Durchforstungsweise einer anzustrebenden, möglichst schnellen Produktion von stärkerem Holz entgegensteht. In Nordeuropa sind Z-Baum-orientierte Pflegekonzepte eher unüblich. Für die Bewirtschaftung der Birke in Finnland geben Hynynen et al. (2010) eine Umtriebszeit von 40-60 Jahren an. In gepflanzten Beständen mit einer Stammzahl von 1600/ha wird der erste Pflegeeingriff (30-40 % Stammzahlentnahme) bei einer Oberhöhe von 13-15 m empfohlen, ein zweiter Eingriff gleicher Intensität soll 15 Jahre später erfolgen, so dass die Stammzahl zum Zeitpunkt der Endnutzung bei 300-600/ha liegt. In stammzahlreichen Beständen, die aus Naturverjüngung hervorgegangen sind, wird eine Jungwuchspflege empfohlen. Ein ähnliches Konzept empfiehlt Cameron (1996) für Großbritannien.

Mittlerweile herrscht breiter Konsens, dass eine gestaffelte Auslesedurchforstung mit Umtriebszeiten von 60-80 Jahren das geeignete Konzept bei der Bewirtschaftung der Erle ist (Lockow 1995a; Immler 2003; ML 2004b; Röhe u. Schröder 2010). Anhand der Stammzahlleitkurven bei Mitscherlich (1945) wird deutlich, dass bei älteren Behandlungsmodellen stärkere Eingriffe bis ins hohe Alter durchgeführt werden. Dem liegt die Annahme zugrunde, dass durch ständige Standraumerweiterungen des Einzelbaumes ein flächenbezogener Lichtungszuwachs erreicht werden kann (Lockow 2003). Andererseits ist die Stammzahlhaltung im jüngeren Alter (< 30 Jahre) deutlich höher als in der gestaffelten Durchforstung nach Lockow (1995a), was der natürlichen Wuchsdynamik der Erle entgegenwirkt. Claessens et al. (2010) weisen darauf hin, dass Durchmesser im Bereich von 40 cm auf diese Weise erst nach einer Produktionszeit von 100 Jahren erreicht werden können und damit das Entwertungsrisiko durch Kernfäule vernachlässigt wird. Claessens et al. (2010) nennen als zweites gängiges Behandlungsmodell neben der Auslesedurchforstung eine (Nieder-)Durchforstung (stand thinning) mit mehr oder weniger gleichmäßiger Förderung der verbleibenden Bäume und verweisen auf verschiedene Untersuchungen aus Belgien und

Frankreich. Im Unterschied zu älteren Waldbaukonzepten soll aber in der frühen Bestandesphase so stark eingegriffen werden, dass im Alter 20-30 Jahre noch 200-300 Bäume/ha auf der Fläche verbleiben (Lichtung) und anschließend die Stammzahl bis zum Erreichen der Umtriebszeiten im Alter 30-60 Jahre nur noch geringfügig reduziert wird. Dies ist ein deutlicher Unterschied zu den hier vorgestellten Eingriffsvarianten mit Z-Baum-Auslese, in denen die Stammzahlhaltung in dieser Altersphase 600-700 je ha beträgt, und vor allem zum Ertragstafelmodell von Mitscherlich (1945) mit Stammzahlen von 1200-1900 je ha. Unter den im deutschsprachigen Raum gängigen Behandlungsempfehlungen für Erle existieren keine vergleichbaren Ansätze.

Die hier durchgeführten Simulationen laufen unter vereinfachenden Annahmen ab. Generell muss bei der Anwendung von Modellen beachtet werden, dass durch die Abstrahierung realer Ursachen-Wirkungs-Beziehungen die Komplexität der Einflussfaktoren und die Wechselbeziehungen durch Modelle nicht abgebildet werden können. So können im vorliegenden Fall z.B. Witterungs- oder Schadereignisse, die auf Wachstum und Ertrag einwirken, nicht berücksichtigt werden. Das Intervall für forstliche Eingriffe beträgt fünf Jahre, in der Realität können die zeitlichen Abstände je nach Baumart, Altersphase und Standortbedingungen davon abweichen. Bisher verfügt das Modell über keine Möglichkeit mit variablen (z.B. bonitätsabhängigen) Zielstärken zu arbeiten. Weiterhin lassen sich Qualitätsmerkmale oder Maßnahmen zur Qualitätsverbesserung von Einzelbäumen (z.B. Astung) nicht berücksichtigen, so dass eine Sortierung des ausscheidenden Bestandes nur auf Basis der Schaftform möglich ist. Einschränkungen bei der Anwendung können sich auch durch das verwendete Datenmaterial zur Modellparametrisierung ergeben. Im vorliegenden Fall wurden die meisten Modelle, wie Durchmesser- und Höhenzuwachs oder maximale Dichte, an Inventurdaten (BI, BWI) aus Niedersachsen angepasst. Im Vergleich zu ertragskundlichen Versuchsflächen repräsentieren diese die Wachstumsbedingungen auf großräumiger Ebene, d.h. die Modelle eignen sich damit auch zur Fortschreibung von Inventurdaten im Rahmen von Holzaufkommensprognosen. Andererseits besitzen Erhebungen aus den verwendeten Stichprobeninventuren auch einige Nachteile. So wird bei der BWI das Baumalter, eine wichtige Kovariable bei der Zuwachsschätzung von Baumhöhe und Durchmesser, lediglich geschätzt bzw. aus Vorinventuren fortgeschrieben. Die Messintervalle betragen bei beiden Inventurverfahren im Durchschnitt etwa zehn Jahre, wodurch die Auflösung baumindividueller Wachstumsmuster beschränkt ist. Durch die meist geringe Größe der Inventurplots bzw. durch das Aufnahmeverfahren (Winkelzählprobe) kann die Streuung flächenbezogener Kenngrößen (Stammzahl, Grundfläche) und daraus abgeleiteter Größen, die als Prädiktorvariablen in den Modellen fungieren (Einzelbaumkonkurrenz, c_{66} , Kronenschirmfläche), sehr breit sein und Werte annehmen, die unter realistischen Bedingungen auf Bestandesebene nicht vorkommen. Randeffekte und die unvollständige Erfassung der Nachbarschaftsverhältnisse der Einzelbäume müssen bei der Verwendung der Inventurdaten ebenfalls toleriert werden.

Unter Berücksichtigung der genannten Einschränkungen und Grenzen können die gewonnenen Erkenntnisse aus waldbaulichen Szenariensimulationen im Idealfall für die forstliche Praxis einen Beitrag zur Entscheidungshilfe leisten. Ein Vorteil gegenüber langfristigen Versuchsflächen besteht darin, dass die Einflussgrößen einfach variiert werden können und sich somit ein breites Spektrum an Versuchsdesigns reproduzieren lässt. Dadurch, dass in vielen Fällen Hypothesen anhand von Simulationsläufen getestet werden können, muss nicht auf jede neu aufkommende Fragestellung mit der Anlage langfristiger Monitoringflächen reagiert werden (Pretzsch 2002). In diesem Zusammenhang bilden Szenariensimulationen mitunter eine wertvolle Ergänzung zu praktischen Versuchsreihen. Allerdings sind Genauigkeit und Flexibilität sowie die Plausibilität des Zusammenwirkens der zugrunde liegenden Modelle von entscheidender Bedeutung für die Zuverlässigkeit der Ergebnisse, welche stets kritisch zu hinterfragen sind.

6 Schlussfolgerungen

Die aufgezeigten Ergebnisse zum ALn-Aufkommen belegen, dass die BWI eine essentielle Datengrundlage für eine objektive Beschreibung der großflächigen Waldverhältnisse darstellt und eine Vielzahl an Auswertungsmöglichkeiten erlaubt. In Bezug auf das ALn wurde auch deutlich, dass eine Einzelbetrachtung der in dieser Gruppe zusammengefassten Arten sinnvoll sein kann. Dies ist vor allem für das norddeutsche Tiefland der Fall, wo das ALn bedingt durch die standörtliche Ausgangslage und die walddeschichtliche Entwicklung hohe Flächenanteile einnimmt. Es konnte gezeigt werden, dass es für eine genauere Analyse der Vorkommen über die BWI erforderlich ist, verschiedene Inventurmerkmale gleichzeitig zu betrachten und zusammenhängend zu interpretieren. Im vorliegenden Fall wurden neben Flächen und Vorräten auch die Mischungsverhältnisse, der Altersklassenaufbau, Nutzung und Zuwachs sowie die Verjüngungssituation betrachtet. Zusätzlich zu den Inventurergebnissen sind auch die forstgeschichtlichen Entwicklungen und die aktuellen waldbaulichen Rahmenbedingungen von Bedeutung, um neben der Aufkommensbeschreibung eine Abschätzung über die künftige Entwicklung zu treffen. Auf dieser Basis lässt sich feststellen, dass in Niedersachsen bemerkenswert hohe ALn-Vorräte stocken, die gegenwärtig zumindest theoretisch ein hohes Nutzungspotenzial darstellen.

Im zweiten Schwerpunkt der vorliegenden Untersuchung wurde aufgezeigt, dass Inventurdaten eine wertvolle Datenbasis im Bereich der Wachstumsmodellierung darstellen. Dies ist vor allem dann der Fall, wenn seltene Baumarten oder Baumarten mit untergeordneter forstwirtschaftlicher Relevanz (z.B. ALn) betrachtet werden, und das Datenmaterial aus Versuchsflächen entsprechend unzureichend ist. Im Vergleich zu ertragskundlichen Versuchsflächen haben Inventuren in der Regel nicht den Zweck, den Zusammenhang zwischen Standort, waldbaulicher Behandlung und Einzelbaum- bzw. Bestandeswachstum zu untersuchen. In den meisten Fällen wird dies durch das Inventurdesign beschränkt, da wichtige Merkmale wie bspw. Baumhöhen, Kronenausformungen und Konkurrenzverhältnisse oft nicht oder nur unzureichend erfasst werden. Hinzu kommt die Problematik, dass bei Inventuren mit relativ kleinen (z.B. Nds. Naturwälder) oder variablen Probestflächen (z.B. Nds. Betriebsstichprobe) oder mit ungleichen Auswahlwahrscheinlichkeiten der Objekte (Winkelzählprobe) gearbeitet wird. Zudem sind die Aufnahmeintervalle meist deutlich größer als auf ertragskundlichen Versuchsflächen. Auf der anderen Seite besitzen vor allem Großrauminventuren bei entsprechendem Design den Vorteil, dass eine umfangreiche Datenmenge vorliegt, breitere standörtliche Gradienten abgedeckt und die durchschnittlichen Wachstumsverhältnisse in der untersuchten Region repräsentativ abgebildet werden. Die hier verwendeten Daten (BI, BWI) erwiesen sich unter Berücksichtigung der o.g. Einschränkungen als geeignet, um zumindest für Birke und Erle ein vollständiges Set an Wachstumsfunktionen zu parametrisieren. Bei den übrigen Arten Pappel, Eberesche und Weide war dies nur eingeschränkt möglich. Zumindest konnten aber elementare Funktionen wie Durchmesser- und Höhenzuwächse erstellt werden. Insbesondere für den nordwestdeutschen Raum existiert bisher kein vergleichbarer Ansatz, so dass die hier präsentierten Wachstumsmodelle sowohl im Rahmen großräumiger Holzaufkommensprognosen als auch bei der Simulation von Einzelbeständen mit ALn-Beteiligung eine sinnvolle Neuerung darstellen.

Im Rahmen einer waldbaulichen Szenariensimulation für Birke und Erle zeigte sich, dass die implementierten Modelle weitestgehend zu plausiblen Ergebnissen führen. Bei der Auswertung des gewählten Variantenspektrums wurde die Wirkung verschiedener Behandlungsmodelle anhand ertragskundlicher Kenngrößen quantifiziert. Allgemeine waldwachstumskundliche Eigenschaften der beiden Baumarten, wie z.B. ein mit zunehmendem Alter nachlassendes Reaktionsvermögen des Durchmesserzuwachses, wurden bestätigt. Mit zunehmender Eingriffsintensität wurde die Durchmesserentwicklung der Bäume deutlich gefördert, gleichzeitig war die Volumenleistung der Bestände aber rückläufig.

Welches Behandlungsmodell im konkreten Einzelfall unter ökonomischen Gesichtspunkten optimal ist, wäre in einer weiterführenden Kosten-Nutzenrechnung zu analysieren. Dafür sind die aus den Simulationen abgeleiteten ertragskundlichen Daten ein erster Baustein, zusätzlich wären aber betriebliche Kennwerte zu berücksichtigen.

7 Zusammenfassung

7.1 Charakterisierung des ALn-Aufkommens

Anhand der Daten der Bundeswaldinventur (BWI, Stichjahre 2002 und 2012) wurde das Aufkommen an Laubholz mit niedriger Umtriebszeit (ALn) in Niedersachsen analysiert. Es wurden eigene Berechnungen durchgeführt, um in Erweiterung zu den Standardergebnissen der BWI eine Einzelbetrachtung der unter ALn zusammengefassten Arten zu ermöglichen. Es lässt sich festhalten, dass sowohl beim Vorrat als auch bei der Fläche Birke und Erle mit 80 % den überwiegenden Anteil des ALn in Niedersachsen ausmachen. Daneben besitzen die Pappeln gewisse Bedeutung, die übrigen Arten zusammengenommen (Weide, Eberesche, Wildobst, Kastanie, Traubenkirsche, Hasel) weisen ca. 10 % des Vorrats- bzw. Flächenanteils auf. Mit 10 Mio. m³ stockt knapp ein Drittel des ALn-Vorrates in besonders geschützten Biotopen (§ 30 BNatSchG), wobei die Erle mit ca. 8 Mio. m³ den höchsten Beitrag leistet. Etwa 5 Mio. m³, d.h. 12 % des Gesamtvorrates, unterliegt rechtlichen und/oder geländebedingten Nutzungseinschränkungen. In der Verjüngung weisen Birke und Eberesche mit jeweils 30-40 % die höchsten Anteile auf. Daneben ist noch die Traubenkirsche (15 %) von Bedeutung. Die Alterklassenverteilung des Hauptbestandes zeigt eindeutige Schwerpunkte in der zweiten und dritten Altersklasse (Birke, Pappel) bzw. in der dritten Altersklasse (Erle). Das übrige ALn ist vor allem in der ersten Altersklasse vertreten. Aufgrund des Altersklassenaufbaus ist davon auszugehen, dass die Vorräte bei Birke und Erle zumindest in der nächsten Inventurperiode weiter zunehmen, mittelfristig ist aber mit einem Rückgang zu rechnen. Momentan ergeben sich bei beiden Baumarten zumindest theoretisch (d.h. ohne Berücksichtigung ökonomischer Restriktionen) relativ hohe Nutzungspotenziale, zumal gezeigt werden konnte, dass beachtliche Anteile des ausgeschiedenen Vorrates derzeit ungenutzt bleiben. Bei der Pappel mit dem dritthöchsten Anteil am ALn-Vorrat hat durch die Umwandlung der Nachkriegsaufforstungen bereits ein Vorratsabbau eingesetzt, der sich weiter fortsetzen wird, da der Pappel in der waldbaulichen Planung keine Rolle mehr beigemessen wird. Bezogen auf die Fläche ist davon auszugehen, dass das ALn insgesamt vor allem im Tiefland weiterhin bedeutende Anteile einnehmen wird. Allerdings muss künftig vermutlich mit einem leichten Rückgang der Fläche gerechnet werden. Bei der Erle sind aufgrund der spezifischen Standortansprüche keine gerichteten Flächenveränderungen zu erwarten. Die übrigen Baumarten (Birke, Eberesche, Weide, Aspe) dürften zwar einerseits von bestimmten Elementen des waldbaulichen Strategiewechsels profitieren. Dazu zählen z.B. das Einbeziehen von Naturverjüngung bei der Bestandesbegründung, die Erhöhung des Laubbaumanteils sowie die gezielte Förderung von Neben- bzw. Mischbaumarten. Auf der anderen Seite stehen aber der verstärkte Anbau von schattentoleranten Baumarten (z.B. Ablösung der Kiefer durch Buche und Douglasie im Tiefland) und die Wiedervernässung degradiert Moore, wodurch sich das Flächenpotenzial für das ALn konkurrenz- bzw. standortbedingt reduzieren dürfte. Zudem wurde für die Inventurperiode 2002-2012 ein Rückgang der sukzessionsbedingten Neuwaldbildung auf Grenzertragsböden im Tiefland festgestellt, der noch in der Vorperiode (1987-2002) ausschlaggebend für den deutlichen Anstieg beim ALn (v.a. Birke) war.

7.2 Wachstumsmodellierung

Ziel war es, für die ALn-Arten Einzelbaummodelle zu konstruieren und diese in eine forstliche Simulationssoftware zu integrieren, wobei ein Einzelbaummodell jeweils aus mehreren Komponenten (Regressionsmodellen) besteht. Der Fokus lag auf der Abbildung von Durchmesser- und Höhenzuwachs, Kronenbreite, Kronenansatz, Einzelbaumvolumen und -biomasse, Site Index sowie dichte- und altersbedingter Mortalität. Soweit möglich wurden die Funktionen an den Daten der Bundeswaldinventur in Niedersachsen und der

Betriebsstichprobe der Niedersächsischen Landesforsten parametrisiert. Bei nicht ausreichender Datenlage wurden Modelle in der Fachliteratur recherchiert und nach Überprüfung ausgewählt.

Der Durchmesserzuwachs auf Einzelbaumebene wurde über ein lineares Modell mit linksseitiger Variablentransformation formuliert. Die Box-Cox Transformation erwies sich dabei der üblicherweise verwendeten logarithmischen Transformation als überlegen. Als Prädiktoren wurden Durchmesser, Alter und Konkurrenzstatus des betrachteten Einzelbaumes verwendet. Der Höhenzuwachs wurde nichtlinear über den algebraischen Differenzenansatz in Abhängigkeit sowohl der Höhe als auch des Baumalters zum Ausgangszustand modelliert. Es wurden verschiedene Modelle getestet und entsprechend der Güte der Anpassungsstatistiken ausgewählt. Nach dem gleichen Verfahren wurden Funktionen zur Abbildung des Site Index ermittelt. In beiden Fällen konnten für alle betrachteten Baumarten stabile Parameterschätzungen erreicht werden. Über die Methode der Quantilsregression wurde aus den Einzelbaumdaten ein baumarten- und altersspezifischer maximaler Höhenzuwachs ermittelt und somit eine Begrenzungsfunktion für den Höhenzuwachs erstellt. Die Kronenbreite wurde als lineare Funktion des Baumdurchmessers beschrieben. Aufgrund der Datenlage musste hier auf Angaben aus der Literatur zurückgegriffen werden. Gleiches gilt für die Volumenschätzung auf Einzelbaumebene. Der Kronenansatz wurde nichtlinear über die Eingangsgrößen Baumhöhe, Baumdurchmesser, Verhältnis von Höhe zu Durchmesser sowie Bestandesoberhöhe beschrieben. Erwies sich die Schätzung eines oder mehrerer Parameter als instabil, wurden reduzierte Modelle verwendet. Die Einzelbaumbiomasse wurde über eine dreiparametrische Exponentialfunktion hergeleitet. Bei Birke und Erle konnte dabei auf eigene Daten zurückgegriffen werden, für die übrigen Arten wurden aus den Angaben zur Einzelbaumbiomasse in den Daten der Bundeswaldinventur Pseudobeobachtungen generiert und anschließend das Modell angepasst. Die maximale Bestandesdichte zur Berücksichtigung der dichtebedingten Mortalität im Modell wurde über die Bestandesgrundfläche als Funktion der Oberhöhe hergeleitet. Der Schwellenwert, ab dem die altersbedingte Mortalität mit einer vorgegebenen Wahrscheinlichkeit einsetzt, wurde baumartenweise aus dem 95%-Quantil der Altersverteilung bestimmt.

7.3 Waldbauliche Szenariensimulation

Die aufgestellten Einzelbaummodelle bildeten die Basis für eine waldbauliche Szenariensimulation für die Baumarten Birke und Erle. Aktuelle waldbauliche Behandlungsempfehlungen, die zusammenfassend eine früh einsetzende und gezielte Bestandespflege zur Stammholzerzeugung vorsehen (NLF-Konzept), wurden mit vier alternativen Behandlungsvarianten verglichen (Nullvariante, Ertragstafel, Extensiv, Z-Baum-Auslese). Dies erfolgte anhand ertragskundlicher Kenngrößen, ökonomische Restriktionen blieben unberücksichtigt. Die Modellbestände wurden mit Oberhöhenbonitäten von 27 m (Birke) bzw. 32 m (Erle) initialisiert, das Anfangsalter wurde auf 15 Jahre (Birke) bzw. 10 Jahre (Erle) gesetzt, die Simulation erfolgte bis zum Alter 70. Im Variantenvergleich zeigte sich, dass das NLF-Konzept bei beiden Baumarten einen guten Kompromiss zwischen gesamter flächenbezogener Volumenleistung (VL , = verbleibender Vorrat + Nutzungsmenge) und Durchmesserentwicklung der Z-Bäume darstellt. Die höchste Gesamtwuchsleistung (GWL , = Volumenleistung + Mortalität) zeigte bei beiden Baumarten die Nullvariante, allerdings waren hier die Durchmesser (dg und dg der Z-Bäume) deutlich geringer als in den übrigen Varianten. Es wurde weiterhin bestätigt, dass bereits wenige, frühzeitige Eingriffe zu einer erkennbaren Steigerung des Durchmesserzuwachses führen können (Extensiv-Variante). Im Vergleich dazu führte eine permanente Auskesselung der Z-Bäume über den gesamten Betrachtungszeitraum zwar zu den höchsten Durchmesserzuwachsen, allerdings wurde vor allem bei Erle die Volumenleistung in den Zwischenfeldern dadurch stark herabgesetzt und die GWL dieser Variante war entsprechend gering. Die Ertragstafelvariante zeigt bei beiden

Baumarten sowohl bei Volumenleistungen und erreichten Durchmessern mittlere bis gute Ergebnisse. Im Unterschied zum extensiveren NLF-Konzept finden die Eingriffe jedoch über den gesamten Simulationszeitraum statt und es wird zusätzlich zur Z-Baum Freistellung eine Hochdurchforstung in den Zwischenfeldern bis zum Erreichen der Soll-Grundfläche durchgeführt, wodurch der Pflegeaufwand höher ist. Weiterhin konnte gezeigt werden, dass die dichtebedingte Mortalität bei beiden Baumarten einen hohen Anteil an der GWL ausmachen kann, wenn eine Bestandesbehandlung ausbleibt. Das zu wählende Behandlungskonzept hängt entscheidend von den individuellen Zielen in Bezug auf die angestrebte Sortimentsstruktur ab. Hierfür konnten die aufgezeigten Varianten Hinweise geben. Eine Nichtbehandlung (Nullvariante) kann sich bei teuren Erntekosten und dem Ziel der Energieholzproduktion als geeignet erweisen. Andererseits lässt sich aber bereits durch wenige Eingriffe, vor allem in der frühen Altersphase, die Durchmesserentwicklung fördern und damit die Zusammensetzung der Sortimentstruktur verbessern. Eine permanente Auskesselung der Z-Bäume über den gesamten Produktionszeitraum scheint nicht ratsam, da hierdurch die Volumenleistung auf der Fläche zu stark vernachlässigt wird.

8 Summary

8.1 *Characterising the ALn supply*

The supply of short-lived deciduous trees (ALn) in Lower Saxony was analysed using data from the German national forest inventory (NFI, 2002 and 2012). The standard results of the NFI were augmented by own calculations, which allowed ALn species to be looked at individually. In terms of both standing volume and area covered, birch and alder, with 80 %, make up the major share of the ALn in Lower Saxony. Apart from these species, poplars are of some importance, while the remaining ALn species (willow, Mountain ash, wild fruit trees, chestnut, Red cherry, hazel) combined make up only around 10 % of the volume / ground cover. Almost one third (10 Mio. m³) of the ALn stock is growing in specially protected biotope areas (§ 30 BNatSchG – the nature protection legislation in Germany), with the alder, at ca. 8 Mio. m³, making up the greatest share. Around 5 million m³, or 12 % of the total standing volume, are subject to limitations on usage, either legal restraints or restrictions caused by difficult terrain. Birch and Mountain ash, with 30-40 % respectively, make up the highest proportion of the regeneration, with Red cherry (15 %) also having a considerable share. Trees in the second and third age-class (birch, poplar), or the third age-class (alder), make up the bulk of the main crop. The remaining ALn consists mainly of trees in the first age-class. The age-class structure means that, while the standing volume of birch and alder will probably further increase in the next inventory period, this volume will, however, decrease in the medium term. Both species have, at least theoretically (i.e. without taking economic restrictions into account), a relatively high usage potential, particularly as it could be shown, that a considerable proportion of the harvested wood-volume is currently not used. The transformation of poplar stands planted in the 1950s has already resulted in a reduction of the timber volume of poplar, the species with the third highest share of the ALn timber volume. As poplar is no-longer of importance for silvicultural planning, this trend will continue in the future. It can be assumed that ALn will continue to make up a significant share of the forest area, above all in the lowlands, although a slight decrease in the area covered is anticipated. Due to the very specific site requirements of alder, no intentional changes in the area covered for this species are expected. The remaining ALn species (e.g. birch, Mountain ash, willow, aspen) may benefit from some aspects of a silvicultural strategy change, for instance the inclusion of natural regeneration in stand establishment, the increased proportion of deciduous trees, or the targeted increase in secondary and admixed tree species. On the other hand, the increased planning of shade-tolerant species (for instance the replacement of pine with beech or Douglas fir in lowland areas) and the re-wetting of degraded moors will, through increased competition or denial of habitat, mean a reduction in the potential area available for ALn species. Furthermore, in the inventory period 2002-2012 a decrease in natural afforestation through succession on marginal ground in lowland areas has been recorded. This process was the main reason for the clear increase in ALn (above all birch) in the previous inventory period (1987-2002).

8.2 *Growth modelling*

The aim was to construct single-tree models for each ALn species and subsequently to integrate these models in a forestry simulation software. Each single-tree model consists of several components (regression models). The focus lay on the depiction of diameter and height growth, crown width, height to crown base, single tree volume and biomass, site index, as well as density and age related mortality. As far as possible the functions were parameterised using the national forest inventory (NFI) data for Lower Saxony and the Lower Saxony state forestry service inventory. Where insufficient data was available, models were researched in the relevant literature, checked and selected on merit.

The diameter growth at the level of the single tree was formulated using a model with left-sided variable transformation. For this the Box-Cox transformation proved to be superior than the logarithmic transformations usually used. The diameter, age and the competitiveness of the observed single tree were used as predictors. The height growth was modelled non-linearly using the algebraic difference approach as a function of the initial tree height and tree age. Different models were tested, the goodness of fit statistic being the selection criteria. Functions for determining the site index were developed using the same method. In both cases robust parameter estimates were achieved for all observed tree species. Using quantile regression, an age and species specific maximal height-growth was determined from the single tree data. A limiting function for height-growth was thus created. The crown width was described as a linear function of tree diameter. Because of insufficient available data, data from the literature had to be used in this case. The same was true for the volume estimate at the level of the single-tree. The crown basal height was described non-linearly using tree height, diameter, height/diameter ratio and stand top height as input variables. If the estimation of one or more parameters proved to be unstable then reduced models were used. The single-tree biomass was derived using a three parameter exponential function. For birch and alder own data was used. For the remaining ALn species pseudo-observations were generated from the NFI data on single-tree biomass and fitted to the model. The maximum stand density (for factoring density-related mortality into the model) was derived from the stand basal area as a function of stand top height. The threshold value, above which the age-related mortality is applied with a pre-defined probability, was determined per species from the 95 % quantile of the underlying age distributions.

8.3 *Silviculture scenario simulation*

The single-tree models introduced here form the basis of a silviculture scenario simulation for the species birch and alder. Current recommendations for silvicultural treatments, which envisage a stand treatment, that begins early and is aimed at the production of logs (NLF concept), were compared with four alternative treatment variants (no-action alternative, yield-table, extensive, elite-tree selection). This comparison was carried using yield performance indicators. Economic restrictions were not taken into account. The model stands were initialised with top-height site quality classes of 27 m for birch and 32 m for alder, while the initial age was set to 15 years for birch or 10 years for alder. The simulation ran to age 70. The comparison showed that the NLF concept is a good compromise between volume productivity (VP, = remaining volume + harvested volume) and the diameter growth development of the elite trees. The maximum total productivity (TP = VP + mortality) exhibits, for both species, the no-action treatment, although here the diameter (dg and dg of the crop trees) were considerably smaller than in the other variants. It was confirmed, that even few, early thinnings can lead to a recognisable increase in the incremental diameter growth (extensive variant). In comparison, although permanent release of crop trees over the entire simulation period led to the highest incremental diameter growth, the volume growth in the remaining trees was greatly reduced, in particular for alder, and the TP for this variant was lower. The yield table variant showed medium to good performance for both volume growth and in achieved diameter for both species. In contrast to the extensive NLF concept, the thinnings are performed over the entire simulation period and, in addition to the release of crop-trees, a thinning form above is carried out on the remaining stock until the targeted stand basal area is achieved. The maintenance costs are thus higher. It could also be shown that, for both species, the density-related mortality can make up a high proportion of the TP, if no stand treatment is undertaken. Which treatment concept is most appropriate depends entirely on the objectives, with regard to the desired assortment structure. The treatment variants listed here can provide some guidelines. No treatment, the no-action alternative, can be adequate if the harvesting costs are high and the goal is to produce fuel wood. On the other hand, even a

few interventions, especially in the early phase, can improve the diameter growth, and thus improve the assortment structure. Keeping crop trees free over the entire production period does not seem advisable, as this leads to a reduction of volume productivity in the stand as a whole.

9 Literaturverzeichnis

- Ammer, C., Dingel, C. (1997). Untersuchungen über den Einfluss starker Weichlaubholzkonkurrenz auf das Wachstum und die Qualität junger Stieleichen. Forstw. Cbl. 116, 346-358
- Andreassen, K., Tomter, S.M. (2003). Basal area growth models for individual trees of Norway spruce, Scots pine and other broadleaves in Norway. For. Ecol. Manage. 180, 11-24
- Assmann, E. (1961). Waldertragskunde. BLV, München, Bonn, Wien
- Baily, R.L., Clutter, J.L. (1974). Base-age invariant polymorphic site curves. For. Sci. 20, 155-159
- Bella, I.E. (1971). A new competition model for individual trees. For. Sci. 17, 364-372
- Bi, H., Turvey, N.D. (1997). A method of selecting data points for fitting the maximum biomass density line for stand undergoing self-thinning. Aust. J. Ecol. 22, 356-359
- Biging, G.S., Dobbertin, M. (1995). Evaluation of competition indices in individual tree growth models. For. Sci. 41, 360-377
- Bilke, G. (2000). Die Sandbirke als Wirtschaftsbaumart. Eberswalder Forstliche Schriftenr. Bd. IX, 85-92
- Bitterlich, W. (1948). Die Winkelzählprobe. Allgemeine Forst- und Holzwirtschaftliche Zeitung, 59, 4-5
- Blume, R. (1949). Massenerträge der Pappel. In: Hesmer, H. 1951. Pappelbuch, Deutscher Pappelverein, Bonn
- BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2011). Aufnahmeanweisung für die dritte Bundeswaldinventur (BWI³) (2011-2012). <https://www.bundeswaldinventur.de/index.php?id=421>, zugegriffen am 11.06.2015
- BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2014). Der Wald in Deutschland. Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur. <https://www.bundeswaldinventur.de/index.php?id=2>, aufgerufen am 11.06.2015
- BMELV - Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2008). Die zweite Bundeswaldinventur- BWI². Inventur- und Auswertungsmethoden. Arbeitsbericht aus dem Institut für Waldökologie und Waldinventuren Nr. 2008/1
- BML - Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (1986). Bundeswaldinventur. Instruktion für die Traktaufnahme. <https://www.bundeswaldinventur.de/index.php?id=421>, zugegriffen am 11.06.2015
- BMVEL - Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (2000). Aufnahmeanweisung für die Bundeswaldinventur II. <https://www.bundeswaldinventur.de/index.php?id=421>, zugegriffen am 11.06.2015

- BMVEL - Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (2004). Die zweite Bundewaldinventur-BWI². Der Inventurbericht. Bonn
- Böckmann T., Saborowski J., Dahm S., Nagel J., Spellmann H. (1998). Die Weiterentwicklung der Betriebsinventur in Niedersachsen. *Forst u. Holz* 53, 219-226
- Bösch, B. (1995). Ein Informationssystem zur Prognose des künftigen Nutzungspotenzials. *Forst und Holz* 50, 19
- Bösch, B. (2005). WEHAM II. Modelle und Algorithmen. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Freiburg.
- Bollandsas, O.M., Naasset, E. (2009). Weibull models for single-tree increment of Norway spruce, Scots pine, birch and other broadleaves in Norway. *Scand. J. For. Res.* 24, 54-66
- Botkin, D.B., Janak, J.F., Wallis, J.R. (1972). Some ecological consequences of a computer model of forest growth. *Journal of Ecology* 60, 849-872
- Box, G. E. P., Cox, D. R. (1964). An analysis of transformations. *Journal of the Royal Statistical Society B* 26, 211-252
- Bugmann, H. (1994). On the ecology of mountainous forests in a changing climate: A simulation study. Dissertation Universität Zürich
- Burkhardt, H.E., Tomé, M. (2012). Modelling forest tress and stands. Springer Dordrecht, Heidelberg, New York, London
- Cameron, A.D. (1996). Managing birch woodlands for the production of quality timber. *Forestry* 69, 357-371
- Cameron, A.D., Dunham, R.A., Petty, J.A. (1995). The effects of heavy thinning on stem quality and timber properties of silver birch (*Betula pendula* Roth). *Forestry* 68, 275-285
- Cancino, J., Saborowski, J. (2005). Comparison of randomized branch sampling with and without replacement at the first stage. *Silva Fennica* 39, 201-216
- Cieszewski, C.J., Bailey, R.L. (2000). Generalized algebraic difference approach: Theory based derivation of dynamic site equations with polymorphism and variable asymptotes. *For. Sci.* 46, 116-126
- Cieszewski, C.J., Strub, M., Zasada, M. (2007). New dynamic site equation that fits best in Schwappach data for Scots Pine (*Pinus sylvestris* L.) in Central Europe. *For. Ecol. Manage.* 2007, 83-93
- Claessens, H., Osterbaan, A., Savill, P. (2010). A review of the characteristics of black alder (*Alnus glutinosa* [L.] Gaertn.) and their implications for silvicultural practices. *Forestry* 83, 163-175
- Clark, K.L., Cropper, W.P., Gholz, H.L. (2001). Evaluation of modelled carbon fluxes for a slash pine ecosystem. SPM2 simulation compared to eddy flux measurements. *For. Sci.* 47, 52-59

- Clutter, J.L., Bennett, F.A. (1965). Diameter distributions in old-field slash pine plantations. Georgia Forest Research Council Report 13, Ashville
- Clutter, J.L., Fortson, J.C., Pienaar, L.V., Brister, G.H., Bailey, R.L. (1983). Timber Management. A quantitative approach. Wiley, New York
- Colbert, J.J., Schuckers, M., Fekedulegn, D., Rentch, J., MacSiurtain, M., Gottschalk, K. (2004). Individual tree-basal area growth parameter estimates for four models. *Ecol. Model.* 174, 115-126
- Cole, W.G., Lorimer, C.G. (1994). Predicting tree growth from crown variables in managed northern hardwood stands. *For. Ecol. Manage.* 67, 159-175
- Condes, S., Sterba, H. (2008). Comparing an individual tree growth model for *Pinus halepensis* Mill. in the Spanish region of Murcia with yield tables gained from the same data. *Eur. J. For. Res.* 127, 253-261
- Corral Rivas, J.J., Alvarez Gonzalez, J.G., Ruiz-Gonzalez, A.D., v. Gadow, K. (2004). Compatible height and site index models for five pine species in El Salto, Durango (Mexico). *For. Ecol. Manage.* 201, 145-160
- Crocoll, H. (1954). Ertragstafel für Marilandica-Pappel. In: Schober, R. Ertragstafeln wichtiger Baumarten, Sauerländer's, Frankfurt M.
- Davies, O., Pommerening, A. (2008). The contribution of structural indices to the modelling of Sitka spruce (*Picea sitchensis*) and birch (*Betula ssp.*) crowns. *For. Ecol. Manage.* 256, 68-77
- Dormann, C., Kühn, I. (2009). Angewandte Statistik für die biologischen Wissenschaften. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Leipzig. <http://cran.r-project.org/>, 12.12.2013
- Dieguez-Aranda, U., Burkhart, H.E., Amateis, R.L. (2006). Dynamic site model for Loblolly pine (*Pinus taeda*, L.) plantations in the United States. *For. Sci.* 52, 262-272
- Döbbeler, H., Albert, M., Schmidt, M., Nagel, J. (2001). BWINPro - Programm zur Bestandesanalyse und Prognose. Handbuch zur Version 6.1. Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt Abteilung Waldwachstum, Göttingen
- Dong, P.H., Tabel, U., Erhart, H.-P., Eder, W. (2009). Birken-Anbau-Versuch im Forstamt Johanniskreuz. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz Nr. 67/09
- Duda, H. (2006). Vergleich forstlicher Managementstrategien. Dissertation Universität Göttingen
- Easmus, D., Mc Guinness, K., Burrows, B. (2000). Review of allometric relationships for estimating woody biomass for Queensland, the Northern Territory and Western Australia. National Carbon Accounting System Technical Report No. 5A
- Eid, T., Tuhus, E. (2001). Models for individual tree mortality in Norway. *For. Ecol. Manage.* 154, 69-84

- Ek, A.R. (1974). Dimensional relationships of forest and open-grown stems in Wisconsin. Univ. Wisconsin. Forestry Research Note 181
- Ek, A.R., Monserud, R.A. (1974). FOREST. A computer model for simulating the growth and reproduction of mixed species stands. Res. Rep. 2635, Univ. Wisconsin
- Ellenberg, H. (1996). Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Ulmer, Stuttgart
- Elvfing, B., Kiviste, A. (1997). Construction of site index equations for *Pinus sylvestris* L. using permanent plot data in Sweden. For. Ecol. Manage. 98, 125-134
- Eriksson, H., Johansson, U., Kiviste, A. (1997). A site-index model for pure and mixed stands of *Betula pendula* and *Betula pubescens* in Sweden. Scand. J. For. Res. 12, 149-156
- EUFORGEN (2009a). Distribution map of silver birch (*Betula pendula*). www.euforgen.org, 06.09.2012
- EUFORGEN (2009b). Distribution map of Black alder (*Alnus glutinosa*). www.euforgen.org, 06.09.2012
- EUFORGEN (2009c). Distribution map of Black poplar (*Populus nigra*). www.euforgen.org, 06.09.2012
- EUFORGEN (2009d). Distribution map of aspen (*Populus tremula*). www.euforgen.org, 06.09.2012
- Fahlvik, N., Nyström, K. (2006). Models for predicting individual tree height increment and tree diameter in young stands in southern Sweden. Scand. J. For. Res. 21, 16-28
- Fehrmann, L., Kleinn, C. (2006). General considerations about the use of allometric equations for biomass estimation on the example of Norway spruce in central Europe. For. Ecol. Manage. 236, 412-421
- Fekedulegn, D., MacSiurtain, M.P., Colbert, J.J. (1999). Parameter estimation of nonlinear growth models in forestry. Silva Fennica 33, 327-336
- Fischer, C. (2013). Charakterisierung der Weichlaubholzvorkommen. In: Weichlaubholz - ungenutztes Rohstoffpotenzial!?. Ergebnisbericht (FKZ: 22011209). Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe e.V.
- Fischer, C. (2016). Comparing the logarithmic transformation and the Box-Cox transformation for individual tree basal area increment models. For. Sci. 62, 297-306
- Fischer, C., Overbeck, M., Spellmann, H. (2011). Zur Quantifizierung des Vorrates an Laubholz mit niedriger Umtriebszeit in Niedersachsen. Forstarchiv 82, 26-28
- Fischer, C., Spellmann, H. (2016). 25 Jahre Waldentwicklung in Niedersachsen - Ergebnisse nach drei Bundeswaldinventuren. Allg. Forst- Jagdztg. 187, 14-24
- FNR- Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (2012). Energieholz aus der Landwirtschaft. <http://mediathek.fnr.de/energieholz-aus-der-landwirtschaft.html>, 12.10.2012

- Gaffrey, D., Saborowski, J. (1999). RBS, ein mehrstufiges Inventurverfahren zur Schätzung von Baummerkmalen. I. Schätzungen von Nadel- und Asttrockenmassen bei 66-jährigen Douglasien. Allg. Forst- Jagdztg. 170, 177-183
- Gerold D. (1977). Erarbeitung eines Algorithmus zur rationellen und komplexen Auswertung langfristiger ertragskundlicher Versuchsflächen sowie Nutzung des Informationsgehaltes für die holzmeß- und ertragskundliche Forschung. Dissertation Universität Dresden
- Gerst, J., Bertelsmeyer, F., Möhring, B. (2014). Forstwirtschaft mit Weichlaubhölzern. AFZ 69, 8-10
- Gregoire, T.G., Valentine, H.T., Furnival, G.M. (1986). Estimation of bole volume by important sampling. Can. J. For. Res. 16, 554-557
- Gregoire, T.G., Valentine, H.T., Furnival, G.M. (1995). Sampling methods to estimate foliage and other characteristics of individual trees. Ecology 76, 1181-1194
- Grote, R. (2003). Estimation of crown radii and crown projection area from stem size and tree position. Ann. For. Sci. 60, 393-402
- Grothendieck, G. (2013). nls2: Non-linear regression with brute force. R package version 0.2. <http://CRAN.R-project.org/package=nls2>
- Gül, A.U., Misir, M., Misir, N., Yavuz, H. (2005). Calculation of uneven-aged stand structures with negative exponential diameter distribution and Sterba's modified competition density rule. For. Ecol. Manage. 214, 212-220
- Hansen, J., Nagel, J. (2014). Waldwachstumskundliche Softwaresysteme auf Basis von TreeGrOSS - Anwendung und theoretische Grundlagen.. Beitr. Nordwestdt. Forstl. Versuchsanst., Bd. 11
- Hasenauer, H. (1994). Ein Einzelbaumwachstumssimulator für ungleichaltrige Fichten-Kiefern und Buchen-Fichtenmischbestände. Diss. Univ. Wien
- Hasenauer, H. (1997). Dimensional relationships of open-grown trees in Austria. For. Ecol. Manage. 96, 197-206
- Hasenauer, H., Monserud, R.A. (1996). A crown ratio model for Austrian forests. For. Ecol. Manage. 84, 49-60
- Hasenauer, H., Monserud, R.A. (1997). Biased prediction for tree height increment models developed from smoothed data. Ecol. Model. 98, 13-22
- Hastie H.J., Tibshirani R. (1990). Generalized additive models. Chapman & Hall, London
- Hein, S., Spiecker, H. (2008). Crown and tree allometry of open-grown ash (*Fraxinus excelsior* L.) and sycamore (*Acer pseudoplatanus* L.). Agroforest. Syst. 73, 205-218

- Hein, S., Winterhalter, D., Wilhelm, G.J., Kohnle, U. (2009). Wertholzproduktion mit der Sandbirke (*Betula pendula* Roth): waldbauliche Grenzen und Möglichkeiten. Allg. Forst- Jagdztg. 180, 206-218
- Hillebrand, K. (1996). Forschungsprojekt Wachstum der Vogelbeere im westfälischen Bergland, Abschlussbericht. Abt. Waldbau, Univ. Göttingen
- Hillebrand, K. (1998). Vogelbeere im westfälischen Bergland, LÖBF Schriftenreihe, Bd. 15
- Hillebrand, K., Leder, B. (1995). Auch die Vogelbeere kann erhebliche Dimensionen erreichen. AFZ 50, 582-584
- Hökkä, H., Alenius, V., Penttilä, T. (1997). Individual-tree basal area growth models for Scots pine, Pubescent birch and Norway spruce on drained peatlands in Finland. *Silva Fennica* 31, 161-178
- Hofmann, M. (2005). Pappeln als nachwachsender Rohstoff auf Ackerstandorten - Kulturverfahren, Ökologie und Wachstum unter dem Aspekt der Standortwahl. Schriften des Forschungsinstitutes für schnellwachsende Baumarten, Bd. 8. Hann. Münden
- Huang, S., Titus, S.J. (1999). An individual tree height increment model for mixed white spruce-aspen stands in Alberta, Canada. *For. Ecol. Manage.* 123, 41-53
- Hynynen, J. (1993). Self-thinning models for even-aged stands of *Pinus sylvestris*, *Picea abies* and *Betula pendula*. *Scand. J. For. Res.* 8, 326-336
- Hynynen, J., Niemistö, P., Viherä-Aarnio, A., Brunner, A., Hein, S., Velling, P. (2009). Silviculture of birch (*Betula pendula* Roth and *Betula pubescens* Ehrh.) in northern Europe. *Forestry* 83, 103-119
- Immler, T. (2003). Waldbauliches Konzept zur Pflege der Schwarzerle. LWF Wissen - Beiträge aus der Bayerischen Landesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, 42. Freising
- Jenkins, J.C., Chojnacky, D.C., Heath, L.S., Birdsey, R. (2004). Comprehensive database of diameter-based biomass regressions for North American tree species. United States Department of Agriculture, Forest Service, General Technical Report NE-319, 1-45
- Jessen, R.J. (1955). Determining the fruit count on a tree by randomized branch sampling. *Biometrics* 11, 99-109
- Johansson, T. (1999a). Dry matter amounts and increment in 21- to 91-year-old common alder and grey alder and some practical implications. *Can. J. For. Res.* 29, 1679-1690
- Johansson, T. (1999b). Site index curves for Common alder and Grey alder growing on different types of forest soil in Sweden. *Can. J. For. Res.* 14, 441-453
- Jordan, G.J., Ducey, M.J. (2007). Predicting crown radius in eastern White pine (*Pinus strobus* L.) stands in New Hampshire. *North. J. Appl. For.* 24, 61-64
- Kleinschmit, J. (2002). Konsequenzen aus der Birkenzüchtung für die forstliche Praxis. *Forst u. Holz* 57, 470-474

- Knapp E. (1963). Holzmeßkundliche Untersuchungen über die massebildenden Faktoren des Einzelstammes wirtschaftlich wichtiger Pappelsorten unter besonderer Berücksichtigung der Baumform. Dissertation Humboldt Universität Berlin
- Knapp, E. (1973). Abschlussbericht „Ertragstabeln für Schwarzpappelsorten“, Institut für Forstwissenschaften Eberswalde
- Koenker, R. (2013). quantreg: Quantile Regression. R package version 5.02. <http://CRAN.R-project.org/package=quantreg>
- Koenker, R., Bassett, G. (1978). Regression quantiles. *Econometrica* 46, 33-50
- Korf, V. (1939). A mathematical definition of stand volume growth law. *Lesnicka Prace* 18, 337-339
- Kramer, H. (1988). *Waldwachstumslehre*. Parey, Hamburg, Berlin
- Kramer, H., Akça, A. (2002). *Leitfaden zur Waldmesslehre*. J.D. Sauerländer's, Frankfurt M.
- Krüger, L., Hagemann, H. (2003). Die Schwarz-Erle als Wirtschaftsbaumart. *Eberswalder Forstliche Schriftenr.* Bd. XVII, 124-130
- Kublin, E. (2003). Einheitliche Beschreibung der Schaftform - Methoden und Programme - BDATPro. *Forstw. Cbl.* 122, 183-200
- Lange, H. (1987). Die Pionieraufforstung des Berumerfehner Moores im Staatlichen Forstamt Aurich. *Aus dem Walde* 41, 92-127
- Langer, G., Harriehausen, U., Bressemer, U. (2015). Eschentriebsterben und Folgeerscheinungen. *AFZ* 70, 22-28
- Leder, B. (1992). Weichlaubhölzer: Verjüngungsökologie, Jugendwachstum und Bedeutung in Jungbeständen der Hauptbaumarten Buche und Eiche. *Schriftenr. d. Landesanstalt f. Forstwirtschaft in Nordrhein-Westfalen. Sonderband*
- Leder, B. (1995). Bisherige Beurteilung und Definition des Begriffs "Weichlaubhölzer". In: LÖBF (Hrsg.): *Weichlaubhölzer. Schriftenr. d. Landesanstalt f. Ökologie, Bodenordnung und Forsten / Landesamt f. Agrarordnung Nordrhein-Westfalen*, Bd. 4, 9-12
- Ledermann, T. (2010). Evaluating the performance of semi-distance-independent competition indices in predicting the basal area growth of individual trees. *Can. J. For. Res.* 40, 796-805
- Ledermann, T., Neumann, M. (2006). Biomass equations from data of old long-term experimental plots. *Austrian J. For. Sci.* 1/2, 47-64
- Lexer, M.J., Hönninger, K. (2001). A modified 3D-patch model for spatially explicit simulation of vegetation composition in heterogeneous landscape. *For. Ecol. Manage.* 144, 43-65

- Lockow, K.-W. (1995a). Die neue Ertragstafel für Roterle - Modellstruktur und Anwendung in der Forstpraxis. Beitr. f. Forstwirtsch. u. Landschaftsökol. 29, 49-54
- Lockow, K.-W. (1995b). Neue Volumen- und Formzahltafeln für Roterle (*Alnus glutinosa* [L.] Gaertn.). Beitr. f. Forstwirtsch. u. Landschaftsökol. 29, 145-150
- Lockow, K.-W. (1997a). Die neue Sandbirken-Ertragstafel - Aufbau und Bestandesbehandlung. Beitr. f. Forstwirtsch. u. Landschaftsökol. 31, 75-84
- Lockow, K.-W. (1997b). Erste Ertragstafel für Moorbirke im nordostdeutschen Tiefland. Beitr. f. Forstwirtsch. u. Landschaftsökol. 31, 179-186
- Lockow, K.-W. (1997c). Wachstum, Entwicklung und waldbauliche Behandlung der Zukunftsbäume im Roterlen-Hochwaldbetrieb. Beitr. f. Forstwirtsch. u. Landschaftsökol. 31, 31-35
- Lockow, K.-W. (2000). Ertragsleistung, Bestandesbehandlung und Eignung der Sandbirke für den Waldumbau. Eberswalder Forstliche Schriftenr. Bd. IX, 40-52
- Lockow, K.-W. (2003). Wachstum, Entwicklung, Bestandesbehandlung und Ertragsleistung der Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa* [L.] Gaertn.) im nordostdeutschen Tiefland. Eberswalder Forstliche Schriftenr. Bd. XVII, 76-100
- Lockow, K.-W., Schrötter, H. (2004). Weißerle (*Alnus incana* [L.] Moench) im nordostdeutschen Tiefland. Ertragstafel. Landesforstanstalt Eberswalde
- Ludwig, J. (1997). Das Saaler Birken-Lichtwuchsmodell. Forst u. Holz 53, 112-116
- Lüdemann, G.H. (1998). Schnellwachsende Baumarten in Wald und Landschaft Norddeutschlands. Rogge, Eutin
- LWF- Bayerische Landesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (1997). Beiträge zur Vogelbeere. LWF Wissen, Bd. 17. Freising
- LWF- Bayerische Landesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (2005). Holzaufkommensprognose für Bayern. LWF Wissen, Bd. 50. Freising
- Mailly, D., Turbis, S., Pothier, D. (2003). Predicting basal area increment in a spatially explicit, individual tree model: a test of competition measures with black spruce. Can. J. For. Res. 33, 435-443
- Mantau, U. (2012). Holzrohstoffbilanz Deutschland. Entwicklungen und Szenarien des Holzaufkommens und der Holzverwendung von 1987 bis 2015. Zentrum f. Holzwirtschaft, Hamburg
- Matheis, W., Wilhelm, G.J. (2002). Wertholzerzeugung mit Birken. AFZ 57, 854-856
- Mayer, H. (1992). Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage. Fischer, Stuttgart, Jena, New York

- McAlpine, R.S., Hobbs, M.W. (1994). Predicting the height to live crown base in plantations of four forest species. *Int. J. Wildland Fire* 4, 103-106
- McDill, M.E., Amateis, R.L. (1992). Measuring forest site quality using the parameters of a dimensionally compatible height growth function. *For. Sci.* 38, 409-429
- McMurtie, R.E., Rook, D.A., Kelliher, F.M. (1990). Modelling the yield of *Pinus radiata* on a site limited by water and nitrogen. *For. Ecol. Manage.* 30, 381-413
- Melzer, E.W. (1990). Verwendung von Weißerle (*Alnus incana* [L.] Moench) zur Melioration von Kiefern-Altbeständen geringer Bonität. *Forstarchiv* 61, 234-237
- Metzler, B. (2005). Wurzelhalsfäule durch *Phytophthora alni* und andere Erkrankungen von Erlen (*Alnus sp.*), FVA-Waldschutz-Info 1/2005
- Meyer, P., Schmidt, M., Spellmann, H. (2009). Die "Hotspots-Strategie". *AFZ* 64, 822-824
- Mitscherlich, G. (1945). Ertragstafel für die Schwarzerle. In: Schober, R. Ertragstafeln wichtiger Baumarten, Sauerländer's, Frankfurt M.
- ML - Niedersächsisches Ministerium für den ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2004a). Richtlinie zur Baumartenwahl. Langfristige ökologische Waldentwicklung. Aus dem Walde- Schriftenreihe Waldentwicklung Niedersachsen 54. Hannover
- ML - Niedersächsisches Ministerium für den ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2004b). Merkblatt Pflege und Entwicklung von Roterle, Birke und anderen Weichlaubebäumen. Hannover
- ML - Niedersächsisches Ministerium für den ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2004c). Der Wald in Niedersachsen. Ergebnisse der Bundeswaldinventur 2. Aus dem Walde- Schriftenreihe Waldentwicklung Niedersachsen 55. Hannover
- ML - Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2014). Der Wald in Niedersachsen. Hannover
- Monserud, R.A., Sterba, H. (1996). A basal area increment model for individual trees growing in even- and uneven-aged stands in Austria. *For. Ecol. Manage.* 80, 57-80
- Monserud, R.A., Sterba, H. (1999). Modeling individual tree mortality for Austrian forest species. *For. Ecol. Manage.* 113, 109-123
- Monserud, R.A., Ledermann, T., Sterba, H. (2005). Are self-thinning constraints needed in a tree-specific mortality model? *For. Sci.* 50, 848-858
- MU - Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz (2016). Programm Niedersächsische Moorlandschaften. Grundlagen, Ziele, Umsetzung. Hannover
- Mukkonen, P. (2007). Generalized allometric volume and biomass equations for some tree species in Europe. *Eur. J. Forest. Res.* 126, 157-166

- Nagel, J. (1999). Konzeptionelle Überlegungen zum schrittweisen Aufbau eines waldwachstumskundlichen Simulationssystems für Nordwestdeutschland. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Nieders. Forstl. Versuchsanstalt, Bd. 128, J.D. Sauerländer's, Frankfurt M.
- Nagel, J., Biging, G.S. (1995). Schätzung der Parameter der Weibullfunktion zur Generierung von Durchmesservertellungen. Allg. Forst- Jagdztg. 166, 185-189
- Nagel, J., Duda, H., Hansen, J. (2006). Forest Simulator BWINPro7. Forst u. Holz 61, 427-429
- Nagel, J., Schmidt, M. (2006). The Silvicultural Decision Support System BWINPro. In: Hasenauer, H. (Hrsg.). Sustainable Forest Management: Growth Models for Europe. Springer, Berlin, Heidelberg
- Nagel, R., Noltensmeyer, A. (2014). Waldbauliche Konzepte für Roterle und Birke. AFZ 69, 11-14
- Newnham, R.M. (1964). The development of a stand model for Douglas fir. PhD thesis, University of British Columbia, Vancouver
- NFP- Niedersächsisches Forstplanungsamt (2009). Technische Anweisung zur Bestandesinventur. Wolfenbüttel
- NLF - Niedersächsische Landesforsten (1991). Langfristige ökologische Waldentwicklung in den Landesforsten. Programm der Landesregierung, Hannover
- NLF - Niedersächsische Landesforsten (2010). Weichlaubholz-Einschlag 2004-2009. Mündliche Mitteilung
- NLWKN (2010). Vollzugshinweise zum Schutz der FFH-Lebensraumtypen sowie weiterer Biotoptypen mit landesweiter Bedeutung in Niedersachsen. Teil 3: Biotoptypen mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Erlen-Bruchwälder, Erlen- und Eschen-Sumpfwälder. – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 14 S.
- Nothdurft, A., Kublin, E., Lappi, J. (2006). A nonlinear hierarchical mixed model to describe tree height growth. Eur. J. For. Res. 125, 281-289
- Nüßlein, S. (1999). Birken wirken wuchsfördernd. AFZ 54, 615-617
- Nunifu, T.K. (2009). Compatible diameter and height increment models for lodgepole pine, trembling aspen, and white spruce. Can. J. For. Res. 39, 180-192
- NW-FVA- Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (2008). 11. Waldschutzinfo 2008. Erlen- Phytophthora. <http://www.nw-fva.de/index.php?id=215>, 12.09.2012

- Oehmichen, K., Demant, K., Dunger, K., Grüneberg E., Hennig, P., Kroiher, F., Neubauer, M., Polley, H., Riedel, T., Rock, J., Schwitzgebel, F., Stümer, W., Wellbrock, N., Ziche, D., Bolte, A. (2011). Inventurstudie 2008 und Treibhausgasinventar Wald. Landbauforschung vTI agriculture and forestry research - Sonderheft 343
- Ott, B. (2003). Analyse der erfolgbestimmenden Faktoren buchendominierter Freiflächenkulturen nach Sturmwurf im hessischen Vogelsberg. Ber. Forschungsz. Waldökosysteme Univ. Göttingen 182
- Otto, H.J. (1994). Waldökologie. Ulmer, Stuttgart
- Pencz, H. (2011). Die Erle und Erlenbestände in Mecklenburg-Vorpommern. AFZ 66, 20-23
- Petersen R., Schüller S., Ammer C. (2009). Einfluss unterschiedlich starker Birkenkonkurrenz auf das Jugendwachstum von Traubeneichen - Ergebnisse einer 8-jährigen Beobachtungsreihe. Forstarchiv 80, 208-214
- Petersen, R., Annighöfer, P., Spellmann, H., Leder, B. (2015). Spätblühende Traubenkirsche. In: Vor, T., Spellmann, H., Bolte, A., Ammer, C. (Hrsg.). Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten. Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung. Göttinger Forstwissenschaften, Bd. 7
- Petersson, H. (1997). Functions for predicting crown height of *Pinus sylvestris* and *Picea abies* in Sweden. Scand. J. For. Res. 12, 179-188
- Pinheiro, J. Bates, D. (2009). Mixed-Effects Models in S and S-PLUS. Springer
- Pinheiro J.C., Bates D.M., DebRoy S., Deepayan S. (2013). nlme: Linear and nonlinear mixed effects models. R package version 3.1-109
- Pistorius, T., Zell, J., Hartebrodt, C. (2007). Untersuchungen zur Rolle des Waldes und der Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt des Landes Baden-Württemberg. Berichte Freiburger Forstliche Forschung 73
- Pretzsch (1992). Kozeption und Konstruktion von Wachstumsmodellen für Rein- und Mischbestände. Schriftenr. der Forstwiss. Fak. Univ. München und der Bayer. Landesanst. für Wald und Forstwirtschaft, 115. München
- Pretzsch, H. (2002). Grundlagen der Waldwachstumsforschung. Parey, Berlin
- Pretzsch, H. (2009). Forest Dynamics, Growth and Yield. Springer, Berlin, Heidelberg
- Pretzsch, H., Biber, P., Dursky, J. (2002). The single tree-based stand simulator SILVA: construction, application and evaluation. For. Ecol. Manage. 162, 3-21
- Pretzsch, H., Block, J., Dieler, J., Gauer, J., Göttelein, A., Moshhammer, R., Schuck, J., Weis, W., Wunn, U. (2014). Nährstoffentzüge durch die Holz- und Biomassenutzung in Wäldern. Teil 1: Schätzfunktionen für Biomasse und Nährelemente und ihre Anwendung in Szenariorechnungen. Allg. Forst- Jagdztg. 185, 261-285

- Pretzsch, H., Biber, P. (2016). Tree species mixing can increase maximum stand density. *Can. J. For. Res.* 46, 1179-1193
- Prevosto, B., Coquillard, P., Gueugnot, J. (1999). Growth models of silver birch (*Betula pendula* Roth.) on two volcanic mountains in the French Massif Central. *Plant Ecol.* 144, 231-242
- Prien, S. (1995). Struktur, waldbauliche Eigenschaften und waldbauliche Behandlung von Ebereschenvorwäldern. In: LÖBF (Hrsg.): Weichlaubhölzer. Schriftenr. d. Landesanstalt f. Ökologie, Bodenordnung und Forsten / Landesamt f. Agrarordnung Nordrhein-Westfalen, Bd. 4, 45–59
- Pukkala, T., Lähde, E., Laiho, O. (2009). Growth and yield models for uneven-sized forest stands in Finland. *For. Ecol. Manage.* 258, 207-216
- R Core Team (2013). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>
- Rademacher, P., Schönfelder, E., Meiwes, K.J. (2011). Elementgehalte in Baumkompartimenten von Fichte, Kiefer, Buche, Eiche und Douglasie. In: Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung. Ergebnisbericht (FKZ: 22015407). Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
- Ratkowsky, D.A. (1983). Nonlinear regression modeling. A unified practical approach. Marcel Dekker Inc., New York and Basel
- Rätzl, K (1969). Robusta-Pappel Ertragstafel. In: Schober, R. Ertragstafeln wichtiger Baumarten, Sauerländer's, Frankfurt M.
- Rautiainen, M., Stenberg, P. (2005). Simplified tree crown model using standard forest mensuration data for Scots pine. *Agr. Forest. Meteorol.* 128, 123-129
- Reineke, L. (1933). Perfecting a stand-density index for even aged forests. *J. Agric. Res.* 46, 627-638
- Repola, J., Hökkä, H., Penttilä, T. (2006). Thinning intensity and growth of mixed spruce-birch stands on drained peatlands in Finland. *Silv. Fenn.* 40, 83-99
- Richards, F.J. (1959). A flexible growth function for empirical use. *J. Exp. Bot.* 10, 290-300
- Röhrig, E., Bartsch, N. (1992). Waldbau auf ökologischer Grundlage. Der Wald als Vegetationsform und seine Bedeutung für den Menschen. Parey, Hamburg u. Berlin
- Röhrig, E., Bartsch, N., Lüpke, B. v. (2006). Waldbau auf ökologischer Grundlage. Ulmer, Stuttgart
- Röhe, P., Schröder, J. (2010). Grundlagen und Empfehlungen für eine nachhaltige Bewirtschaftung der Roterle in Mecklenburg-Vorpommern. Waldbesitzerverband für Mecklenburg-Vorpommern e.V. (Hrsg.), Drönnewitz

- Rumpf, S., Nagel, J., Schmidt, M. (2011). Biomasseschätzfunktionen von Fichte, Kiefer, Buche, Eiche und Douglasie für Nordwestdeutschland. In: Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung. Ergebnisbericht (FKZ: 22015407). Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
- Rupp, P., Hafemann, E., Nowack, E. (2003). Die Bewirtschaftung der Schwarz-Erle im Spreewald. Eberswalder Forstliche Schriften. Bd. XVII, 109-123
- Russel, M.N., Weiskittel, A.R. (2011). Maximum and largest crown width equations for 15 tree species in Maine. *North. J. Appl. For.* 28, 84-91
- Rytter, L. (1995). Effects of thinning on the obtainable biomass, stand density and tree diameters of intensively grown grey alder plantations. *For. Ecol. Manage.* 73, 135-143
- Rytter, L., Werner, M. (2007). Influence of early thinning in broadleaved stands on development of remaining stands. *Scan. J. For. Res.* 22, 198-210
- Saborowsky, J., Gaffrey, D. (1999). RBS, ein mehrstufiges Inventurverfahren zur Schätzung von Baummerkmalen. II. Modifizierte RBS-Verfahren. *Allg. Forst- Jagdztg.* 170, 223-227
- Sanchez-Gonzalez, M., Cañellas, I., Montero, G. (2007). Generalized height-diameter and crown diameter prediction models for cork oak in Spain. *Sistemas y Recursos forestales* 16, 76-88
- Sands, P.J., Battaglia, M., Mummery, D. (2000). Application of process-based models to forest management: Experience with ProMod, a simple plantation productivity model. *Tree Physiology* 20, 383-392
- Sanquetta, C.R., Behling, A., Corte, A.P.D., Netto, S.P., Schikowski, A.B., Amaral, M.K. (2015). Simultaneous estimation as alternative to independent modeling of tree biomass. *Ann. For. Sci.* 72, 1099-1112
- Schmidt, M. (2001). Prognosemodelle für ausgewählte Holzqualitätsmerkmale wichtiger Baumarten. Dissertation, Universität Göttingen
- Schröder, J. (2006). Das Forschungsprojekt ALNUS - Erlenanbau auf Niedermoorstandorten. *Mitt. aus dem Forstl. Versuchsw. Mecklenb.-Vorp.* 7, 20-28
- Schröder, J., Rodriguez Soalleiro, R., Vega Alonso, G. (2002). An age-independent basal area increment model for maritime pine trees in northwestern Spain. *For. Ecol. Manage.* 157, 55-64
- Schrötter, H. (1996). Die Weißerle (*Alnus incana* [L.] Moench) in Mecklenburg-Vorpommern. *Beitr. Forstwirtsch. u. Landschaftsökol.* 30, 180-182
- Schrötter, H. (1998). Waldbau mit Birke - Gegebenheiten und Erfordernisse in Mecklenburg-Vorpommern. *Forst u. Holz* 53, 105-108
- Schütt, P., Schuck, H.J., Stimm, B. (1992). Lexikon der Forstbotanik. Morphologie, Pathologie, Ökologie und Systematik wichtiger Baum- und Straucharten. Ecomed, Landsberg

- Schütt, P., Weisgerber, H., Lang, U.M., Roloff, A., Stimm, B. (2006). Enzyklopädie der Holzgewächse. Gesamtausgabe. Ecomed, Landsberg
- Schwappach, A. (1903). Beiträge zur Kenntnis der Wuchsleistung von Birkenbeständen. Zeitschr. f. Forst- u. Jagdwesen, 479-484
- SHLF- Schleswig-Holsteinische Landesforsten (2011). Betriebsanweisung Waldbau der Schleswig-Holsteinischen Landesforsten. Neumünster
- Skovsgaard, J.P., Vanclay, J.K. (2007). Forest site productivity: a review of the evolution of dendrometric concepts for even-aged stands. Forestry 81, 13-31
- Sloboda, B. (1971). Zur Darstellung von Wachstumsprozessen mit Hilfe von Differentialgleichungen erster Ordnung. Mitt. Forstl. Versuchs- u. Forschungsanstalt Baden- Württemberg, Bd. 32
- Stachowiak, H. (1973). Allgemeine Modelltheorie. Springer, Wien, New York
- Stage, A.R. (1973). Prognosis Model for Stand Development. USDA Forest Service, Gen. Tech. Rep. INT-137, Intermountain Research Station, Utah
- Stahl, S., Gauckler, S. (2009). Die Birke - Kind des Lichts und der Katastrophe. AFZ 64, 700-704
- Stark, H., Nothdurft, A., Bauhus J. (2011). Effekte von Vorwäldern auf den Nährstoff- und Kohlenstoffhaushalt des Waldbodens (Teil 5 von 6). AFZ 66, 4-6
- Statistisches Bundesamt (2014). Holzeinschlag. www.destatis.de
- Steinkraus, T., Stephani, L., Unseld, R. (2011). Strahlungsverhältnisse unter einem Vorwald (Teil 6 von 6). AFZ 66, 8-10
- Sterba, H., (1987). Estimating potential density from thinning experiments and inventory data. For. Sci. 33, 1022-1034
- Sterba, H., Monserud, R.A. (1993). The maximum density concept applied to uneven-aged mixed-species stands. For. Sci. 39, 432-452
- Sterba, H., Blab, A., Katzensteiner, K. (2002). Adapting an individual growth model for Norway spruce (*Picea abies* L. Karst) in pure and mixed species stands. For. Ecol. Manage. 159, 101-110
- Temesgen, H., v. Gadow, K. (2003). Generalized height-diameter models - an application for major tree species in complex stands of interior British Columbia. Eur. J. For. Res. 123, 45-51
- Temesgen, H., LeMay, V., Mitchell, S.J. (2005). Tree crown ratio models for multi-species and multi-layered stands in southeastern British Columbia. The Forestry Chronicle 81, 133-141

- Thibaut, A., Rondeux, J., Claessens, H. (2004). Site index curves for *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. in southern Belgium: effect of site on curve shape. *Forestry* 77, 157-171
- TI - Thünen Institut (2015). Bundeswaldinventur, Ergebnisdatenbank. <https://bwi.info/>,
zugegriffen am 30.6.2015
- Unsel, R., Wenzel, M., Weich, Th., Stark, H., Weinreich, A., Bauhus, J. (2010). Energie-Vorwälder in Südwestdeutschland – Alternative Bewirtschaftungsformen zur Steigerung der energetisch nutzbaren Biomasse im Wald (Teil 1 von 6). *Forst u. Holz* 65, 14-17
- Unsel, R., Bauhus J. (2011). Energie-Vorwälder in Südwestdeutschland – Wuchspotenziale von Pappeln für Vorwald auf Waldstandorten Südwestdeutschlands (Teil 4 von 6). *AFZ* 66, 6-9
- Uri, V., Tullus, H., Lomus, K. (2001). Biomass production and nutrient accumulation in short-rotation grey alder (*Alnus incana* [L.] Moench) plantation on abandoned agricultural land. *For. Ecol. Manage.* 161, 169-179
- Uri, V., Lomus, K., Kiviste, A., Aosaar, J. (2009). The dynamics of biomass production in relation to foliar and root traits in grey alder (*Alnus incana* [L.] Moench) plantation on abandoned agricultural land. *Forestry* 82, 61-74
- Utschig, H. (2003). Waldwachstumskundliche Charakterisierung der Schwarzerle (*Alnus glutinosa* (L.) GAERTNER) am Beispiel der Wuchreihe Wasserburg 642. LWF Wissen - Beiträge aus der Bayerischen Landesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, 42. Freising
- Uzoh, F.C.C., Oliver, W.W. (2006). Individual tree height increment model for managed even-aged stands of ponderosa pine throughout the western United States using linear mixed effects models. *For. Ecol. Manage.* 221, 147-154
- Uzoh, F.C.C., Oliver, W.W. (2008). Individual tree diameter increment models for managed even-aged stands of ponderosa pine throughout the western United States using multilevel linear mixed effects models. *For. Ecol. Manage.* 256, 438-445
- Vanclay, J.K. (1995). Growth models for tropical forests: a synthesis of models and methods. *For. Sci.* 41, 7-42
- Vanden Broeck, A. (2003). EUFORGEN Technical Guidelines for genetic conservation and use for European black poplar (*Populus nigra*). International Plant Genetic Resources Institute, Rome, Italy
- Vargas, B. (2006). Analyse und Prognose des Einzelbaumwachstums in strukturreichen Mischbeständen in Durango, Mexiko. Cuvillier, Göttingen
- Venables, W.N., Ripley, B.D. (2002). *Modern Applied Statistics with S*. Springer
- Vogel, W.v. (1987). Das Aufforstungsprojekt "Fullener Moor" im Staatl. Forstamt Lingen - ein Meilenstein für die Wiederbewaldung in der emsländischen Landschaft. *Aus dem Walde* 41, 128-190

- Vospernik, S., Sterba, H. (2015). Do competition-density rule and self-thinning rule agree? *Ann. For. Sci.* 72, 379-390
- Weich, T., Unseld, R. (2011). Energie-Vorwälder in Südwestdeutschland – Erntetechniken im Energievorwald und Konsequenzen für den Waldbau (Teil 3 von 6). *AFZ* 66, 20-23
- Weinreich, A., Wenzel, M. (2010). Energie-Vorwälder in Südwestdeutschland – von der Idee zur Umsetzung mit Unterstützung kooperativer Geschäftsmodelle (Teil 2 von 6). *Forst u. Holz* 65, 24-29
- Weiskittel, A.R., Garber, S.M., Johnson, G.P., Maguire, D.A., Monserud, R.A. (2007). Annualized diameter and height growth equations for Pacific Northwest plantation-grown Douglas-fir, western hemlock, and red alder. *For. Ecol. Manage.* 250, 266-278
- Weiskittel, A.R., Hann, D.W., Kershaw, J.A., Vanclay, J.K. (2011). *Forest growth and yield modeling*. Wiley-Blackwell.
- Wenk, G., Antanaitis, V., Šmelko, Š. (1990). *Waldtragslehre*. Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin
- Wiechert, K., Röhrig, E. (1987). Wachstum junger Birkenbestände auf entwässerten Hochmoorstandorten. *Aus dem Walde* 41, 5-53
- Wood S. N. (2006). *Generalized additive models: an introduction with R*. Chapman & Hall/CRC, Boca Raton
- Worrell, R. (1995). European Aspen (*Populus tremula* L.): a review with particular reference to Scotland II. Values, silviculture and utilization. *Forestry* 68, 231-243
- Wykoff, W.R. (1990). A basal area increment model for individual conifers in the Northern Rocky Mountains. *For. Sci.* 36, 1077-1104
- Yang, Y., Titus, S.J. (2002). Maximum size-density relationship for constraining individual tree mortality functions. *For. Ecol. Manage.* 168, 259-273
- Yang, Y., Huang, S., Meng, S.X., Trincado, G., VanderSchaaf, C.L. (2009). A multilevel individual tree basal area increment model for aspen in boreal mixedwoods stands. *Can. J. For. Res.* 39, 2203-2214
- Yoda, K., Kira, T., Ogawa, H., Hozumi, K. (1963). Self-thinning in overcrowded pure stands under cultivated and natural conditions: intraspecific competition among higher plants. *J. Biol.* 14, 107-129
- Zeide, B. (1993). Analysis of growth equations. *For. Sci.* 39, 594-616
- Zell, J. (2008). *Methoden für die Ermittlung, Modellierung und Prognose der Kohlenstoffspeicherung in Wäldern auf Grundlage permanenter Großrauminventuren*. Diss. Univ. Freiburg

- Zerbe, S., Meiwes, K.J. (2000). Zum Einfluss von Weichlaubhölzern auf Vegetation und Auflagehumus von Fichtenforsten - Untersuchungen in einem zwei Jahrzehnte alten Birken-Ebereschen-Vorwald im Hoch-Solling. *Forstw. Cbl.* 119, 1-19
- Zerbe, S., Kreyer, D. (2007). Influence of different forest conversion strategies on ground vegetation and tree regeneration in pine (*Pinus sylvestris* L.) stands: a case study in NE Germany. *Eur. J. For. Res.* 126, 291-301
- Zhang L., Bi, H., Gove, J.H., Heath, L.S. (2005). A comparison of alternative methods for estimating the self-thinning boundary line. *Can. J. For. Res.* 35, 1507-1514
- Zianis, D., Muukkonen, P., Mäkipää, R., Mencuccini, M. (2005). Biomass and stem volume equations for tree species in Europe. *Silv. Fenn. Monographs* 4
- Zuur A.F., Ieno E.N., Walker N.J., Saveliev A.A., Smith G.M. (2009). *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer, New York