

**Abschlussbericht
zum Projekt
Nutzung ökologischer Potenziale von Buchenwäldern für eine
multifunktionale Bewirtschaftung**

Gefördert durch die Bundesstiftung Umwelt (DBU)

AZ 25243-33/0

Gesamtlaufzeit: 01.04.07 – 31.12.08

Berichtszeitraum: 04.07 – 05.08

Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein

Direktor: Wolfgang Vogel

Abteilung 3, Naturschutz und Landschaftspflege

Abteilungsleitung: Thomas Wälter

Projektleitung: Dr. Silke Lütt

Autoren: Christian Dolnik, Hermann Ellenberg, Lutz Fährer, Andreas Fichtner, Ulrich Hampicke, Götz Heeschen, Ulrich Irmeler, Matthias Lüderitz, Silke Lütt, Leonid Rasran, Achim Schäfer, Joachim Schrautzer, Knut Sturm, Susanne Vahder, Kati Vogt, Jeanine Wagner

Flintbek, im Dezember 2008

4.1.3.2.2 Höhen-Durchmesser Beziehung	69
4.1.3.2.3 Modellverhalten.....	76
4.1.3.2.3.1 Einzelbaumzuwachs in Abhängigkeit der Bestandesdichte.....	76
4.1.3.2.3.2 Höhen-Durchmesser-Beziehung in Abhängigkeit der Bestandesdichte...	83
4.1.3.3 Schaftentwicklung	86
4.1.4 Diskussion.....	89
4.1.4.1 Methodendiskussion	89
4.1.4.1.1 Forschungsansatz.....	89
4.1.4.1.2 Nutzungsgradient.....	90
4.1.4.1.3 Datenanalyse	91
4.1.4.2 Einfluss der Bewirtschaftungsintensität auf die Entwicklung von Buchenbeständen	94
4.1.4.2.1 Zuwachsleistung der Rot-Buche(<i>Fagus sylvatica</i> L.)	94
4.1.4.2.2 Bestandesstruktur	104
4.1.4.2.3 Vorratshaltung und Bestandeszuwachs von Buchen-Altholzbeständen....	111
4.1.4.3 Qualitätsentwicklung	122
4.1.5 Prognose der Bestandesentwicklung mit dem Waldwachstumssimulator .126	126
BWINPro	126
4.1.5.1 Hintergrund und Zielsetzung	126
4.1.5.2 Methodik.....	127
4.1.5.3 Simulationsergebnisse.....	128
4.1.5.3.1 Vorratsentwicklung.....	128
4.1.5.3.2 Bestandesstruktur	131
4.1.5.3.3 Nutzungssätze	134
4.1.5.3.4 Wuchsleistung.....	135
4.1.5.3.5 Abtriebswert.....	136
4.1.5.4 Diskussion.....	138
4.1.5.4.1 Vorratsentwicklung, Wuchsleistung und Bestandesstruktur.....	138
4.1.5.4.2 Hiebssatz und Abtriebswert.....	138
4.1.5.4.3 Ökologische Auswirkungen	139
4.1.5.4.4 Betriebliche Entscheidung.....	139
4.1.5.4.5 Anwendbarkeit des Simulationsprogramms.....	140
4.1.6 Literatur	141
4.2 Waldverjüngung und Verbiss.....	163
4.2.1. Einführung	163
4.2.2 Problematik und Durchführung der Verbiss-Untersuchung	164
4.2.2.1 Heterogenität der Standorte und der Verjüngung	164
4.2.2.2 Objektive Beschreibung der Verjüngung	165
4.2.2.2.1 Höhenklassen	165
4.2.2.2.2 Verbiss-Definition	166
4.2.2.2.3 Festlegung und Untersuchung der Probeflächen	167
4.2.3. Ergebnisse	170
4.2.4 Exkurs: Hasen-Verbiss.....	177
4.2.5 Fazit und Ausblick	179
4.2.6 Literatur	181
4.3 Höhere Pflanzen, Moose, Flechten	185
4.3.1 Methoden.....	185
4.3.1.1 Standorte	185
4.3.1.2 Aufnahmedesign.....	186
4.3.1.3 Aufnahme der Gefäßpflanzen.....	187
4.3.1.4 Aufnahme der am Boden, auf Totholz sowie epiphytisch lebenden Moose und Flechten.....	188

4.3.1.5 Aufnahme allgemeiner Standortparameter und Sonderstrukturen	188
Datenauswertung	188
4.3.2 Ergebnisse	191
4.3.2.1 Waldkontinuität	196
4.3.2.2 Artenzusammensetzung.....	202
4.3.2.3 Zeigerwerte.....	203
4.3.2.4 Ausbreitung.....	204
4.3.2.5 Mikrohabitate.....	205
4.3.3 Diskussion	209
4.3.3.1 Artenreichtum und Waldarten.....	209
4.3.3.2 Vergleich der Artenzahlen mit anderen Studien	209
4.3.3.3 Bedeutung von Flechten und Moosen.....	210
4.3.3.4 Hainbuche als Biotopbaum für Epiphyten	211
4.3.3.5 Mikrohabitate.....	213
4.3.3.6 Bodenstörstellen in Wäldern.....	214
4.3.3.7 Schlagflurarten.....	214
4.3.3.8 Totholz	215
4.3.3.9 Ausbreitungslimitation	216
4.3.4 Zusammenfassung	217
4.3.5 Literatur	218
4.4 Lignicole Pilze	225
4.4.1 Material und Methoden.....	225
4.4.1.1 Untersuchungsflächen	225
4.4.1.2 Festlegung und Begehung der Flächen	225
4.4.1.3 Auswahl der zu kartierenden Pilzarten.....	226
4.4.1.4 Weitere erfasste Parameter	228
4.4.2 Ergebnisse und Diskussion	229
4.4.2.1 Artenspektrum und Artenreichtum.....	229
4.4.2.2 Korrelation Indikatorarten-Gruppen mit Nutzungsvarianten	240
4.4.2.3 Artenzahlen und Abundanzen.....	247
4.4.2.4 Totholzvorräte und Artenzahlen	249
4.4.4 Schwierigkeiten und Probleme.....	257
4.4.5 Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse	258
4.4.6 Ausblick.....	260
4.4.7 Literatur	261
4.5 Die Brutvögel.....	267
4.5.1 Einführung	267
4.5.2 Material und Methode	268
4.5.3 Ergebnisse	270
4.5.4 Diskussion	273
4.5.5 Literatur	282
4.5.6 Einige Fotos	285
4.6 Bodenparameter und Bodenfauna	292
4.6.1 Einleitung	292
4.6.2 Methodik.....	294
4.6.2.1 Standortskartierung und Baumarten.....	294
4.6.2.2 Abiotische Parameter	296
4.6.2.2.1 pH-Werte und Humusgehalt.....	296
4.6.2.2.2 Höhe der Streuauflage	297
4.6.2.2.3 Bodendichte	297
4.6.2.3 Biotische Parameter	299

4.6.2.3.1 Dichte und Arten der Regenwürmer	299
4.6.2.3 2 Biomassebestimmung	300
4.6.2.4 Statistische Auswertung	300
4.6.3 Ergebnisse	301
4.6.3.1 Standortkartierung und Baumarten	301
4.6.3.1.1 Standortkartierung	301
4.6.3.1.2 Baumarten	303
4.6.3.2 Abiotische Parameter	304
4.6.3.2.1 pH-Werte	304
4.6.3.2.2 Humusgehalt	306
4.6.3.2.3 Streuauflage	309
4.6.3.2.4 Eindringwiderstand	310
4.6.3.3 Biotische Parameter	312
4.6.3.3.1 Dichte und Arten der Regenwürmer	312
4.6.3.4 Zusammenhänge zwischen den Parametern, Nutzungs- und Bestandeseffekten	316
4.6.4 Diskussion	320
4.6.4.1 Deutung der Ausgangslage	320
4.6.4.2 Generelle Zusammenhänge zwischen den Parametern	321
4.6.4.3 Festgestellte Unterschiede und mögliche Ursachen	323
4.6.4.4 Zusammenfassung der Ergebnisse und Behandlungsempfehlungen	327
4.6.5 Ausblick	328
4.6.6 Literatur	329
4.7 Waldbauliche Schlussfolgerungen	334
4.7.1 Einleitung	334
4.7.2 Waldbauliche Minimierungsoptionen	337
4.7.2.1 Baumartenwahl	337
4.7.2.2 Pflegestufen und deren waldbauliche Behandlung	337
4.7.2.3 Zielvorräte	340
4.7.2.4 Biotopholz	340
4.7.2.5 Erschließung	341
4.8 Betriebswirtschaftliche Bewertung	344
4.8.1 Bestandeswerte des Wirtschaftswaldes sowie der Naturwälder „Hevenbruch“ und „Schattiner Zuschlag“ des Stadtwaldes Lübeck	343
4.8.2 Ökonomische Analyse und Bewertung des Referenzwaldes „Schattiner Zuschlag“ im Hinblick auf das betriebswirtschaftliche Prinzip der Kostenminimierung	350
4.8.2.1 Einleitung	350
4.8.2.2 Allgemeine Beschreibung des Referenzwaldes Schattiner Zuschlag	350
4.8.2.3 Methodik und Vorgehensweise	352
4.8.2.4 Ergebnisse	356
4.8.2.4.1 Holzvorräte	356
4.8.2.4.2 Bestandeswert	357
4.8.2.4.3 Erntekostenfreie Erlöse aus Durchforstung und Endnutzung	358
4.8.2.4.4 Ermittlung der eingesparten laufenden Kosten infolge Nicht-Bewirtschaftung	359
4.8.2.5 Vergleich zwischen OFN₅₀-Wald und den MFN₅₀-Wäldern	361
4.8.2.6 Sensitivitätsanalysen	362
4.8.2.7 Zusammenfassung und Ausblick	364
4.8.2.8 Literatur	365
4.8.3 Betriebsbezogene Analyse der ökologischen und ökonomischen Erkenntnisse	367

4.8.3.1 Begründung der ökonomischen Analyse	367
4.8.3.2 Auswertung der Teilprojekte	369
4.8.3.2.1 Teilprojekt „Bodenparameter und Bodenfauna“	369
4.8.3.2.2 Teilprojekt „Lignicole Pilze“	370
4.8.3.2.3 Teilprojekt „Höhere Pflanzen, Moose, Flechten“	372
4.8.3.2.4 Teilprojekt „Brutvögel“	373
4.8.3.2.5 Teilprojekt „Waldverjüngung und Verbiss“	374
4.8.3.2.6 Teilprojekt „Waldwachstum“	375
4.8.3.2.7 Teilprojekt „Waldbauliche Schlussfolgerungen“	377
4.8.3.2.8 Teilprojekt „Betriebswirtschaftlicher Vergleich“	378
4.8.3.2.9 Teilprojekt „Ökonomische Analyse und Bewertung des Referenzwaldes „Schattiner Zuschlag“ im Hinblick auf das betriebswirtschaftliche Prinzip der Kostenminimierung“	381
4.8.3.3 Zusammenfassung der Betrieblichen Bewertung	386
4.8.3.4 Literatur	389
5 Ausblick.....	391
6 Anhang	393

Anhang:

1. Projektorganisation
2. Das Lübecker Konzept
3. verschiedenen Abbildungen und Tabellen zum Teilprojekt Waldwachstum
4. Statistik zu den Unterschieden in den Verbissbelastungen von verpachteten Jagden und Regiejagden
5. Tabellen zur Häufigkeit und Anzahl verbissener Individuen der in den einzelnen Forstorten erfassten Jungbäumchen differenziert nach Art und Höhenklassen
6. Fotos zum Teilprojekt Waldverjüngung und Verbiss
7. Liste der auf Gefäßpflanzen, Moose und Flechten untersuchten Kontrollstichproben der Waldwirtschaftstypen
8. Liste der Gefäßpflanzen einschließlich ihrer Gefährdung
9. Liste der Moose einschließlich ihrer Gefährdung
10. Liste der Flechten einschließlich ihrer Gefährdung

Zusammenfassung

Die vorliegende Studie versucht im **Teilprojekt Waldwachstum** anhand detaillierter Analysen zur Wachstumsdynamik von Waldmeister-Buchenwäldern (*Galio odorati-Fagetum*) einen Beitrag zur aktuellen Debatte um den Schutz und die Nutzung von Buchenwäldern in Norddeutschland zu leisten. Die Ergebnisse zeigen, dass die untersuchten Buchenpopulationen in Natur- und Wirtschaftswäldern verschiedene Wachstumsmechanismen entwickeln. Deutliche Unterschiede konnten bezüglich des Wachstumsrhythmus (Durchmesserzuwachs, Höhenentwicklung und Baumarchitektur) nachgewiesen werden. Für eine naturnahe Waldbewirtschaftung ist dieses Ergebnis sowohl aus ökologischen als auch aus ökonomischen Gründen von Bedeutung. Mit dem Ziel der Eingriffsminimierung bei gleicher betrieblicher Wertschöpfung werden Fragen der Eingriffsintensität, der Zielvorräte und der Holzqualität anhand der untersuchten und der mit dem Waldwachstumssimulator BWINPro prognostizierten Bestandesentwicklungen diskutiert.

Die **Verbiss- und Verjüngungsuntersuchungen** in neun Forstorten anhand von Transekten belegen die drastische Einflussnahme des Wildes bei der Naturverjüngung. Nahezu die Hälfte der 28 Baumarten war an ihrer Hauptachse verbissen. „Durchgekommen“ bzw. dem Verbiss entwachsen sind ca. 750 Bäumchen/ha, davon 39% stark verbissene Bergahorne und 51% wenig verbissene Buchen. Neun weitere Arten teilen sich die restlichen 10% der Individuen. Von ihnen sind Faulbaum, Ilex, Holunder, Rotdorn und Vogelbeere/Eberesche forstlich kaum von Bedeutung. Auf Esche, Hainbuche und Fichte entfallen je knapp 2%, auf Kirsche 3 %. Die Baumarten sind demzufolge beim Wild unterschiedlich beliebt: Buche und Fichte unter den forstlich bedeutenden Arten z.B. vergleichsweise wenig, Ulme, Esche, die Ahorne, Eberesche, Kirsche, Eiche jedoch besonders. Unter dem gegebenen Verbissdruck insbesondere durch Rehwild, wäre lediglich ein Waldbau mit Buche und Fichte möglich. Allerdings besteht die Möglichkeit der Einflussnahme durch die Art der Jagdverpachtung: Der Wildverbiss in den verpachteten Wäldern ist doppelt so häufig wie bei selbstbejagden (Regie-) Jagden.

Die im **Teilprojekt Botanik** vorliegenden Untersuchungen zur botanischen Artenvielfalt bestätigen andere Untersuchungen zu quantitativ höheren Artenzahlen in bewirtschafteten im Vergleich zu unbewirtschafteten Buchenwäldern. Qualitativ unterscheidet sich die Anzahl an Waldarten zwischen den bewirtschafteten und lange Zeit unbewirtschafteten Flächen nicht; der Anteil nicht waldtypischer Arten sowie die Deckung von Schlagflurarten sind in den Wirtschaftswäldern jedoch höher. Der Anteil von stehendem Totholz wirkt sich positiv auf die Wiederansiedlung typischer Totholzarten aus.

Epiphytengesellschaften zeigen eine hohe Belastung mit Stickstoffeinträgen aus der Luft an, Diese Belastung wird sich langfristig negativ auf das Bodenökosystem auswirken.

Auf Hainbuchen kommen vereinzelt noch seltene Flechten vor, die bereits auf Rotbuchen verschollen sind. Epiphytenreiche Hainbuchen können daher als Biotopbäume einen wichtigen Beitrag zur Wiederausbreitung und -herstellung artenreicher, naturnaher Buchenwaldgemeinschaften leisten.

Bei der Artenzusammensetzung und Häufigkeit der **lignicolen Pilzarten** zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den verschiedenen Bewirtschaftungsformen, die teilweise auch unabhängig vom Alter der Einzelbestände sind. Insbesondere die pilzlichen Naturnähezeiger und Kontinuitätszeiger nehmen auf den nicht mehr bewirtschafteten Flächen signifikant zu. Auf grobes Totholz (Stämme, dicke Äste) spezialisierte Pilzarten werden in den nicht mehr bewirtschafteten Fortstvarianten häufiger, während auf den bewirtschafteten Flächen lignicole Arten an Dünnschholz (Ästchen) und Stangenholz dominieren. Es zeigt sich, dass lignicole Pilze in diesem Fall eine gute Indikatorengruppe sind, da sie schon nach forstlich relativ kurzen Zeiträumen (12, 50 Jahre) deutliche Veränderungen in der Artenzusammensetzung zeigen. Es konnte eine „kritische Totholzmenge“ von ca. 25 cbm/ha ermittelt werden, oberhalb der die pilzliche Bio-diversität und auch die Qualität des Artenspektrums stark zunehmen. Wenn von diesen > 25 cbm/ha ein hoher Anteil (> 20 cbm/ha) stärker zersetzt ist (Zersetzungstufen 3 und 4), sind Totholz-Quantität und -Qualität optimal für die Biodiversität und die Recycling-Funktion der lignicolen Pilze im Waldökosystem ausgeprägt.

Die **Brutvogelkartierung** ergab deutliche Unterschiede im Vogelarten-Inventar der untersuchten Waldflächen: Ausschließlich im „jungen“ Buchenwald (ca. 70-jährig) angetroffen wurden Heckenbraunelle, Rabenkrähe, Kleinspecht, Star und Misteldrossel. Deutlich häufiger als im 110-jährigen Buchenwald gefunden wurden außerdem Tannenmeise und Zilpzalp. - Ausschließlich in „älteren“ Buchenwäldern fanden sich Grauschnäpper, Habicht, Kolkrahe, Schwarzspecht, Trauerschnäpper, Weidenmeise und Zwergschnäpper. Häufiger als im „jungen“ kamen im „älteren“ Wald Gartenbaumläufer, Mittelspecht, Kleiber und Waldkauz vor. Knapp die Hälfte (18) von insgesamt 39 erfassten Waldvogelarten scheint somit auf das Alter der untersuchten Waldbestände zu reagieren. Der Vergleich von Ähnlichkeiten im Vogelinventar je zwei Untersuchungsflächen mit den SØRENSEN- bzw. RENKONEN-Indizes sowie die Zusammenfassung von ökologischen Gilden ergab indes keinen eindeutigen Trend, der parallel zum Gradient der Nutzungsintensität verläuft. Ein solcher Trend konnte allerdings durch die Analyse der Naturnähe der registrierten Arten eindeutig festgestellt werden: Arten der Bewertungsstufen „reifer Wald“ und „naturnaher Laubwald“ (Hohltaube, Kernbeißer, Mittelspecht, Zwergschnäpper sowie

Eichelhäher, Fitis, Gartengrasmücke, Kleinspecht, Waldlaubsänger, Weidenmeise) wurden im Wirtschaftswald nur zufällig und in geringer Zahl gefunden. Sie sind im seit 12 Jahren nicht mehr genutzten Hevenbruch regelmäßig in geringer Zahl vertreten und im seit 50 und mehr Jahren nicht mehr genutzten Schattiner Zuschlag insgesamt mehr als doppelt so häufig wie im Hevenbruch.

Im Bereich der **Bodenökologie** wurden die abiotischen Bodenparameter pH-Wert, Anteil der organischen Substanz im Mineralboden, Höhe der Streuauflage und Eindringwiderstand und die biotischen Parameter Dichte und Arten der Regenwürmer und deren Biomasse untersucht. Zusätzlich wurden Daten der Standortkartierung und Daten zur Baumartenmischung aus der Kontrollstichprobe des Forstamtes Lübeck verwendet. Die pH-Werte liegen in allen untersuchten Wäldern im stark sauren Bereich (zwischen 4,7 und 2,5). Humusgehalt, Höhe der Streuauflage und Bodendichte zeigen eine deutliche Abhängigkeit vom pH-Wert, ebenso wie die endogäischen Regenwürmer, die schon ab einem pH-Wert von 2,8 im Boden zu finden waren. Die Einteilung der Standortkartierung ergab, dass die untersuchten Nutzungsformen und Bestandestypen nicht uneingeschränkt vergleichbar sind. Es lassen sich aber auch nicht alle Ergebnisse mit unterschiedlichen Standorteigenschaften erklären.

Bodenökologisch kann eine Verschlechterung durch die Nutzungsaufgabe nicht bestätigt werden. Im Bereich der pH-Werte, Humusgehalt, Streuauflage, Eindringwiderstand und Anzahl der endogäischen Regenwürmer stellt sich die am längsten ungenutzte Variante am besten dar. Zusätzlich lässt sich eine Tendenz erkennen, bei der sich die Mischbestände mit der Zeit schneller zum Positiven verändern als die Reinbestände. Verschiedene mögliche Ursachen für diese Entwicklung werden diskutiert.

Auf der Basis der Ergebnisse der naturwissenschaftlichen Teilprojekte und Erfahrungen aus den Folgeinventuren werden im dem Teilprojekt „**Waldbauliche Schlussfolgerungen**“ Konsequenzen für das Lübecker Waldbaukonzept auf der Basis des Wachstums und der Entwicklung in Naturwäldern (Referenzflächen) mit einer möglichst weitreichend Eingriffsminimierung aufgezeigt. Sie umfassen die Baumartenwahl, die Pflegestufen und deren waldbauliche Behandlung, die Zielvorräte, das Biotopholz und die Erschließung.

Im Teilprojekt „**Betriebswirtschaftliche Bewertung**“ werden zunächst die Bestandeswerte für Buche und Eiche nach der Waldwertrechnung NRW für den Lübecker Wirtschaftswald und den Referenzflächen errechnet und bewertet. Des Weiteren wird am Beispiel der Referenzfläche Schattiner Zuschlag eine ökonomische Analyse vorgenommen, die der hypothetischen Frage nachgeht, ob diese Variante des Minimumprinzips (>50 Jahre Nullnutzung) wirtschaftlich erfolgreich ist. Insbesondere werden jedoch die Ergebnisse der naturwissenschaftlichen Teilprojekte im Rahmen einer Synopsis in Hinblick auf ihre

betriebswirtschaftlichen Folgerungen analysiert. Dabei ergaben die ökonomischen Vergleiche zwischen Referenzflächen und Wirtschaftswald, dass Qualität und Wertschöpfung der Referenzflächen keine Verschlechterung, unter aktuellen Marktbedingungen eher eine Verbesserung gegenüber einer Bewirtschaftung nach Lübecker Konzept erfahren. Für die Verbesserung (Rationalisierung) der Betriebsführung im Lübecker Stadtwald werden zahlreiche Erkenntnisse gewonnen. Diese sind zum Beispiel:

- Die Extensivierung/Minimierung soll noch verstärkt werden, z.B. in der Waldpflege (Halbierung der Anzahl der Durchforstungen), dem Erschließungssystem (Verdopplung des Wegeabstandes).
- Holzvorräte sollen von heute 475 Vfm/ha auf 600 Vfm/ha angereichert werden.
- Die Holzernte soll zu etwa 80 Prozent der Masse auf die Ernte-Phase nach Erreichen des Zieldurchmessers (Buchen: 65 cm BHD) konzentriert werden.

Ohne die Informationen aus den örtlichen Inventuren, verbunden mit entsprechenden Interpretationen und Vergleichen zu unbewirtschafteten Referenzflächen sind keine realistischen Erkenntnisse für betriebswirtschaftlich lohnende Rationalisierungen und Konzeptanpassungen möglich. Die detaillierten Analysen des Ökosystems Wald haben zu operationalen Erkenntnissen für die Betriebsführung geführt. Diese ermöglichen weitere Kosteneinsparungen (Extensivierung) und geben Sicherheit im Hinblick auf eine qualitativ hochwertige Produktion und Anreicherung von marktfähigem Holz.

Hinsichtlich der nicht-marktfähigen Leistungen erfüllt das Lübecker Konzept in hohem Maße die Anforderungen aus der Convention on Biological Diversity (CBD), den Verpflichtungen aus dem „Naturerbe Buchenwälder“ in Deutschland, dem Mindeststandard für „Gute Fachliche Praxis“, den Zertifizierungssystemen von „Naturland e.V.“ und Forest Stewardship Council (FSC), an Speicherung des klima- relevanten CO₂, an Anpassung an eine bevorstehende Klimaänderung und an Natur-orientierte („Wildnis“) Erholung.

1 Einführung

1.1 Anlass des Projektes

Der **Stadtwald von Lübeck** hat 1994 sein Konzept der „**Naturnahen Waldnutzung**“ auf rd. 5.000 Hektar eingeführt (siehe Anlage 6.2). Es basiert auf den Grundüberlegungen der Beschlüsse des Umweltgipfels von Rio de Janeiro (1992) und strebt an, dass **Wirtschaftswälder**

- sich möglichst weit an die an ihrem Standort mögliche „Natürliche Waldgesellschaft“ annähern (Naturnähe);
- nur „angemessene“ Leistungen erbringen müssen, die das natürliche Ökosystem nicht überfordern (natürliches Ertragsniveau);
- ihr ökonomisches Ergebnis durch „minimalen Input“ optimieren (Minimum-Prinzip) anstelle des bisher üblichen „maximalen Output“;

Vergleichende Untersuchungen zur Wirtschaftlichkeit verschiedener Waldbaustrategien in Mitteleuropa (Sturm & Kaiser 1999) deuten auf die mittel- und langfristige **ökonomische Überlegenheit** eines naturnahen Waldnutzungsverfahrens wie dasjenige im Lübecker Stadtwald hin.

Naturnahe Waldnutzung ist damit nicht nur ökonomisch sinnvoll, sondern zugleich ökologisch vorteilhaft, da die natürlichen biologischen Prozesse und die mit ihnen verbundenen Arten des Waldökosystems erhalten bleiben, bzw. im Rahmen der Walderneuerung gefördert werden. Den Nachweis dafür zu erbringen, ist Gegenstand des hier beschriebenen Forschungsvorhabens. Eine bewertende Zustandsbeschreibung ist jetzt möglich, weil im Zuge verschiedener betrieblicher Folgeinventuren (Forsteinrichtung, Kontrollstichprobe, Waldbiotopkartierung) Daten vorliegen, die hier im Sinne eines Trends ausgewertet und erweitert werden.

Um die übergeordneten Zusammenhänge zwischen forstwirtschaftlichen Leistungen/Produkten und deren Entstehung aufgrund bestimmter ökologischer Wirkungen zu erfassen, wurden bestimmte Teilprojekte ausgewählt. Diese bewerten über funktionale Zusammenhänge und über Indikatoren die betriebswirtschaftlichen Ergebnisse auf der Grundlage ökologischer Erkenntnisse, hier speziell unter dem Aspekt der Eingriffsminimierung einer naturnahen Waldnutzung nach dem Lübecker Waldbaukonzept. Im Rahmen der multifunktionalen Bewirtschaftung müssen sowohl Nutz- wie

Schutzfunktionen in das Gesamtkonzept mit einbezogen werden. Auf die Erholungsfunktion wurde nicht näher eingegangen. Folgende Teilprojekte wurden ausgewählt und untereinander verknüpft ausgewertet, bis hin zu betriebswirtschaftlichen und betriebsorganisatorischen Konsequenzen.

- 1 Waldwachstum
- 2 Waldverjüngung (speziell Wildverbiss)
- 3 Botanik
- 4 Lignicole Pilze
- 5 Brutvögel
- 6 Boden
- 7 Waldbau
- 8 Betriebswirtschaftliche Bewertung

1.2 Übergeordnete Hintergründe und Zielsetzungen

Im Rahmen der „Convention on Biological Diversity (CBD)“ kommt der Schutzfunktion der Wälder ein besonders hoher Stellenwert zu. Gleichzeitig ist ein Trend zu einer verstärkten Holzproduktion in der Forstwirtschaft zu beobachten. Die Evaluierung und Weiterentwicklung bestehender Waldbaukonzepte für eine nachhaltige multifunktionale Waldwirtschaft gewinnt vor dem Hintergrund umweltpolitischer Aktivitäten in Deutschland und Mitteleuropa zum „Buchenwald“ und der sich abzeichnenden klimatischen Veränderungen an Aktualität. Um der fortschreitenden Trivialisierung des Begriffes „Nachhaltigkeit“ zu begegnen, erscheint es sinnvoll, Managementkonzepte nicht an **kurzfristige** Holzmarktentwicklungen oder naturschutzfachliche Debatten anzupassen¹, sondern vielmehr ein **langfristig** orientiertes Bewirtschaftungskonzept zu finden und auf seine Ziele und Instrumente zu überprüfen. Am Beispiel des Lübecker Konzeptes der „Naturnahen Waldnutzung“ sollen mit dem vorliegenden Projekt die betriebswirtschaftlichen und naturschutzfachlichen Konsequenzen einer eingriffsminimierten Forstwirtschaft erfasst und bewertet werden.

Nach dem „**Lübecker Konzept**“ wird durch eine Minimierung von Eingriffen in das Ökosystem Wald eine Optimierung des betriebswirtschaftlichen Erfolges angestrebt. Ziel des Konzeptes ist die Produktion von hochwertigen Holzsortimenten bei einer gleichzeitigen Verbesserung der Naturnähe in Wirtschaftswäldern. Außerdem wird angenommen, dass die naturschutzfachlichen Anforderungen, ökologischen Leistungen und sozialen Belange mehr

¹ zum Beispiel aktuell:

Initiative der Sägewerke: Mobilisierung der Holzressourcen v.a. in Privatwäldern

Initiative des BfN: 5 % der Waldfläche in Deutschland bis zum Jahre 2020 aus der forstlichen Nutzung zu entlassen

gefördert werden als mit eingriffsintensiveren Waldbewirtschaftungskonzepten. Der Entwicklung eines umfassenden Indikatorsystem kommt dabei eine besondere Bedeutung zu.

1.3. Aktueller Stand der Forschung

Im 20. Jahrhundert wurden umfangreiche, wissenschaftlich begleitete Versuchsflächen unter ertragskundlichen Aspekten angelegt und fortlaufend dokumentiert mit dem Ziel, Ertragstabellen für die wichtigsten Baumarten aufzustellen und zu aktualisieren (u.a. Wiedemann 1932, Schober 1967). Diese Versuchsflächen repräsentieren unterschiedliche Eingriffsstärken einschließlich der 0-Variante ohne jeglichen Eingriff. Die im vorigen Jahrhundert vorherrschende Kahlschlagswirtschaft wurde an vielen Stellen in Deutschland durch die „Dauerwald-Bewegung“ (Möller 1922) unterbrochen, in der die Eingriffe kleiner dimensioniert wurden (Einzelstamm- und Femelnutzung bis hin zu plenterartigen Nutzungsformen). In zahlreichen Forschungsarbeiten wurden diese verschiedenen Eingriffsformen und –intensitäten dargelegt (u.a. Mlinsek 1978, Schütz 1986, Leibundgut 1993, Korpel 1995).

In der zweiten Hälfte des Jahrhunderts setzte in den Bundesländern eine Ausweisung von Naturwaldzellen beziehungsweise Bannwäldern ein. Orientiert an diesen Beispielen wurden in den vergangenen zwei Jahrzehnten vor allem ökologisch orientierte Untersuchungen durchgeführt und Vergleiche zu bewirtschafteten Wäldern gezogen (Bücking et al. 1998, Albrecht 1990, Ammer & Utschig 2004, Mayer et al. 2004, Schuck et al. 2004).

Insbesondere in den letzten zehn Jahren konzentrierten sich solche Forschungen speziell auf Buchenwälder des norddeutschen Tieflandes (Oheimb 2003, 2004, Härdtle et al. 2003, Flade et al. 2003, Winter 2005). Ökonomische Aspekte spielten in Vergleichen von nicht mehr genutzten mit (naturnah) genutzten Wäldern bis in jüngste Zeit kaum eine Rolle. Nutzungsverzichte in Naturwaldzellen wurden zum Beispiel von Spies (2003) und Keitel (2004) quantifiziert.

Eine behutsame Extensivierung forstlicher Nutzung scheint aktuell ökonomische Vorteile zu bieten (Sturm in Flade et al. 2003). Über mehrere Jahrzehnte betrachtet sind ökonomische Vorteile einer nach dem Lübecker-Modell (Fähser 1997, 2004) naturnah und eingriffsminimiert geführten Waldwirtschaft im Vergleich zu intensiveren Eingriffen (Sturm & Kaiser 1999) zu erwarten.

1.4. Aktueller Stand der Praxis

1954 hat die Forstpraxis mit der Gründung der „Arbeitsgemeinschaft Naturgemäße Waldwirtschaft“ die Abkehr von Kahlschlagswirtschaft mit gleichaltrigen „Altersklassen“-Wäldern und Monokulturen eingeleitet. Heute haben alle Landesforsten, aber auch die

meisten kommunalen und privaten Waldbesitzer eine „naturgemäße“ oder „naturnahe“ Wirtschaftsvorstellung. Mit der Einführung von sozialen und ökologischen Zertifizierungen für Forstbetriebe (Naturland e.V., FSC, PEFC) vor rd. 10 Jahren wurde in Deutschland das „naturnahe“ Wirtschaften durch Kriterien und Indikatoren der Zertifizierungssysteme weiter konkretisiert. Besonders Naturland e.V. und FSC (Zertifizierungsfläche in Deutschland zzt. rund 600.000 ha) verlangen die Annäherung an die „Natürliche Waldgesellschaft“ und die Minimierung der Eingriffe in Relation zum jeweiligen Wirtschaftsziel. Beide Systeme verlangen die Ausweisung von „Referenzflächen“ als „Lernflächen“, aus denen durch periodische Erhebungen (Inventuren) im Vergleich mit den bewirtschafteten Wäldern Erkenntnisse zur Verbesserung der waldbaulichen und technischen Maßnahmen abgeleitet werden sollen. Ganze Landesforsten wie Schleswig-Holstein, Saarland und Berlin unterliegen diesen Zertifizierungsregeln einschließlich denen der Referenzflächen. Der Stadtwald Lübeck war der erste Forstbetrieb in Deutschland, der nach Naturland e.V. (1997) und FSC (1998) zertifiziert wurde. Schon seit 1994 betreibt er konsequent die „Naturnahe Waldnutzung“. Als erster Forstbetrieb in Deutschland kann er deshalb zwei aufeinanderfolgende Inventuren vorweisen (1992, 2004), die konkrete Vergleichsdaten zwischen Referenzflächen und Wirtschaftsflächen liefern. Das hier beschriebene Vorhaben baut auf den vorliegenden Daten auf und wird durch Untersuchungen zielgerichtet vertieft. Die Ergebnisse sind für alle „naturnah“ wirtschaftenden Forstbetriebe von Interesse, speziell für 600.000 ha zertifizierter Fläche mit „Referenzflächen“.

1.5 Literatur

- Ammer, U. & Utschick, H. (2004): Folgerungen aus waldökologischen Untersuchungen auf hochproduktiven, nadelholzreichen Standorten für eine an Naturschutzziele orientierte Waldwirtschaft. *Forts u. Holz* 59: 119-128.
- Albrecht, L. (1990): Grundlagen, Ziele und Methodik der waldökologischen Forschung in Naturwaldreservaten. *Naturwaldreservate in Bayern*. Schriftenr. Staatsmin. Ernährung, Landwirtschaft u. Forsten u. Lehrstuhl Landschaftstechnik 1, München.
- Bücking, W., Bense, U., Trautner, J. & Hohlfeld, F. (1998): Faunenstrukturen einiger Bannwälder und vergleichbarer Wirtschaftswälder – Sechs Fallstudien in Baden-Württemberg zu Totholzkäfern, Laufkäfern, Vögeln. *Mitt. Ver. Forstl. Standortkunde Forstpflanzenzüchtung* 39: 109-124.

- Fähser, L. (1997): Umweltpolitik: Naturnahe Waldnutzung – Das Beispiel Lübeck. In: Hansestadt Lübeck(Hrsg.): Handbuch Kommunalpolitik, 13. Ergänzungslieferung. II/E 4.2, 1-17, Raabe, Berlin.
- Fähser, L. (2004): Naturnahe Waldnutzung im Stadtwald Lübeck. In: Simonis (Hrsg.): Jahrbuch Ökologie 2004, 156-166. Beck, München.
- Flade, M., Möller, G., Winter, S. & Schumacher, H. (2003): Naturschutzstandards für die Bewirtschaftung von Buchenwäldern im norddeutschen Tiefland. Sachbericht des F+E-Vorhabens des BfN „Biologische Vielfalt und Forstwirtschaft“ (FKZ 898 84 031), Landesanstalt für Großschutzgebiete, Brandenburg, 445 S.
- Härdtle, W., A., Westphal, C., Oheimb, G. v., Friedel, A. & Tempel, H. (2003a): Sukzessionsforschung und Ableitung waldbaulich nutzbarer Informationen in naturnahen Buchenwäldern mit langjährig ungestörter Walddynamik im Nordostdeutschen Tiefland. Schlussbericht BMBF-Projekt "Zukunftsorientierte Waldwirtschaft" (FKZ 0339756).
- Keitel, W. (2004): Worauf verzichten wir in Naturwaldreservaten? – Ein Bewertungsansatz. LWF- Mitteilungen: 5-9.
- Korpeľ, Š. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. Fischer, Jena.
- Leibundgut, H. (1993): Europäische Urwälder. Wegweiser zur naturnahen Waldwirtschaft. Haupt, Bern.
- Meyer, P., Bücking, W., Schmidt, S., Schulte, U. & Willig, J. (2004): Stand und Perspektiven der Untersuchung von Naturwald-Vergleichsflächen. Forstarchiv 75: 167-179.
- Mlinsek, D. (1978): Urwaldreste als Lernbeispiele waldbaulicher Behandlung. Berichte der ANL 2, 38-43
- Möller, A. (1922): Der Dauerwaldgedanke. Sein Sinn und seine Bedeutung. Springer, Berlin.

- Oheimb, G.v. (2003): Einfluss forstlicher Nutzung auf die Artenvielfalt und die Artenzusammensetzung der Gefäßpflanzen in norddeutschen Laubwäldern. Naturwissenschaftliche Forschungsergebnisse 70. Verlag Dr. Kovač.
- Oheimb, G. v., Schmidt, M., Kriebitzsch, W.U., Ellenberg, H. & Heuveldop, J. (2004): Ausbreitung, Etablierung, Aufwuchserfolg und Beständigkeit – Zur Dynamik von Waldgefäßpflanzenarten auf Landschaftsebene in Norddeutschland. Abschlussbericht BMVEL-Projekt „Zur biologischen Vielfalt der Wälder in Deutschland“, Teilprojekt 1 „Waldökosysteme/Artenvielfalt“ (99HS045):125- 334.
- Schuck, A., Paraviainen, J. & Bücking W. (1994): A review of approaches to forestry research on structure, succession and biodiversity of undisturbed and semi-natural forests and woodlands in Europe. European Forest Institute Working Paper 3.
- Schober, R. (1967): Ertragstabeln wichtiger Baumarten, 3. Aufl. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a.M.
- Schütz, J.P. (1986): Charakterisierung des naturnahen Waldbaus und Bedarf an wissenschaftlichen Grundlagen. Schweiz. Z. f. Forstwesen 137, 747-760.
- Spies, G.-V. (2003): Betriebswirtschaftliche Bewertung von Nutzungsverzichten in Bannwäldern Baden-Württembergs. Waldschutzgebiete in Baden-Württemberg 1: 14-20.
- Sturm, K. & Kaiser, M. (1999): Dem Ökowald gehört die Zukunft: Wirtschaftlichkeitsvergleich unterschiedlicher Waldbaustrategien (in Mitteleuropa). Hrsg. Greenpeace Deutschland e.V. Hamburg.
- Wiedemann, E. (1932): Die Rotbuche 1931. Mitt. a. Forstw. u. Forstwiss. 3, 96-201.
- Winter, S. (2005): Ermittlung von Struktur-Indikatoren zur Abschätzung des Einflusses forstlicher Bewirtschaftung auf die Biozönosen von Tiefland-Buchenwäldern. Dissertation Technische Universität Dresden.

2 Die Untersuchungsgebiete

liegen sämtlich im rd. 5.000 Hektar großen Stadtwald Lübeck im norddeutschen Tiefland. Untersucht werden die Referenzfläche „Schattiner Zuschlag“, (ca. 50 ha - 110 Jahre unbewirtschaftet, grüner Kreis im Osten, siehe Abbildung 1), die Referenzfläche „Hevenbruch“ (12 Jahre unbewirtschaftet, grüner Kreis westlich von Mölln, siehe Abb. 1) sowie zahlreiche bewirtschaftete Wälder, die seit 1994 nach dem Konzept der „Naturnahen Waldnutzung im Stadtwald Lübeck“ (siehe Anhang 2) bewirtschaftet werden, auf mindestens 85 Kontrollstichproben

2.1 Natürlicher Standort

2.1.1 Geographische Lage:

Wuchsgebiet: Schleswig-Holstein/Ost

Wuchsbezirk: Südliches Hügelland

Höhenlage: 0 - 90 m über NN

2.1.2 Klima:

Jahresdurchschnittstemperatur: 8,0 - 8,5° C

Temperatur in der Vegetationszeit: 13,0 - 13,5°

Relative Luftfeuchtigkeit: 85%

Jahresniederschläge: 625 - 725 mm

Niederschläge in der Vegetationszeit: 320 - 370 mm

2.1.3 Geologie:

Die gesamte Fläche des Stadtwaldes Lübeck liegt im Bereich weichseleiszeitlicher Bodenbildungen. Typisch sind Zwei- und Mehrschichtböden, die aus Geschiebedecksand und unterlagertem Geschiebelehm sowie Geschiebemergel bestehen. Zu den eiszeitlichen Bodenbildungen treten noch alluviale Böden im Bereich der Flüsse hinzu, sowie holozäne Flugsanddecken nach mittelalterlicher Verheidung und Moorbildungen vor allem in abflußlosen Senken.

Böden: Die breite Palette nacheiszeitlicher Bodenbildungen führt zu einem kleinflächigen und heterogenen Bodenmosaik. Die prägenden Bodentypen sind schwach bis stärker pseudovergleyte Braunerden und Parabraunerden sowie Pseudogleye.

Podsolierungserscheinungen sind i.d.R. anthropogen bedingt und lassen sich auf ehemalige

Heidenutzung und saure Einträge aus der Luft zurückführen. Die Oberböden sind meist durch Moder- und Mull- Humusformen gekennzeichnet. Die prägenden Bodenarten sind im Oberboden meist unterschiedlich verlehnte Sande, die dann im Unterboden in sandige bis tonige Lehme übergehen. Die Standorte fördern das Baumwachstum aller heimischen Baumarten überdurchschnittlich gut.

2.1.4 Natürliche Waldgesellschaften:

Die flächenmäßig prägendsten Waldgesellschaften sind verschiedene Buchenwald-Gesellschaften. Insbesondere Waldmeister- und Flattergras- Buchenwälder sind typisch. Neben den Buchenwald-Gesellschaften kommen Erlen-Eschenwälder und verschiedene Bruchwald- Gesellschaften vor. Insgesamt selten sind eichenreiche Auewälder und sonstige durch die Eiche geprägte Waldgesellschaften.

2.2 Übersichtskarte der Untersuchungsgebiete

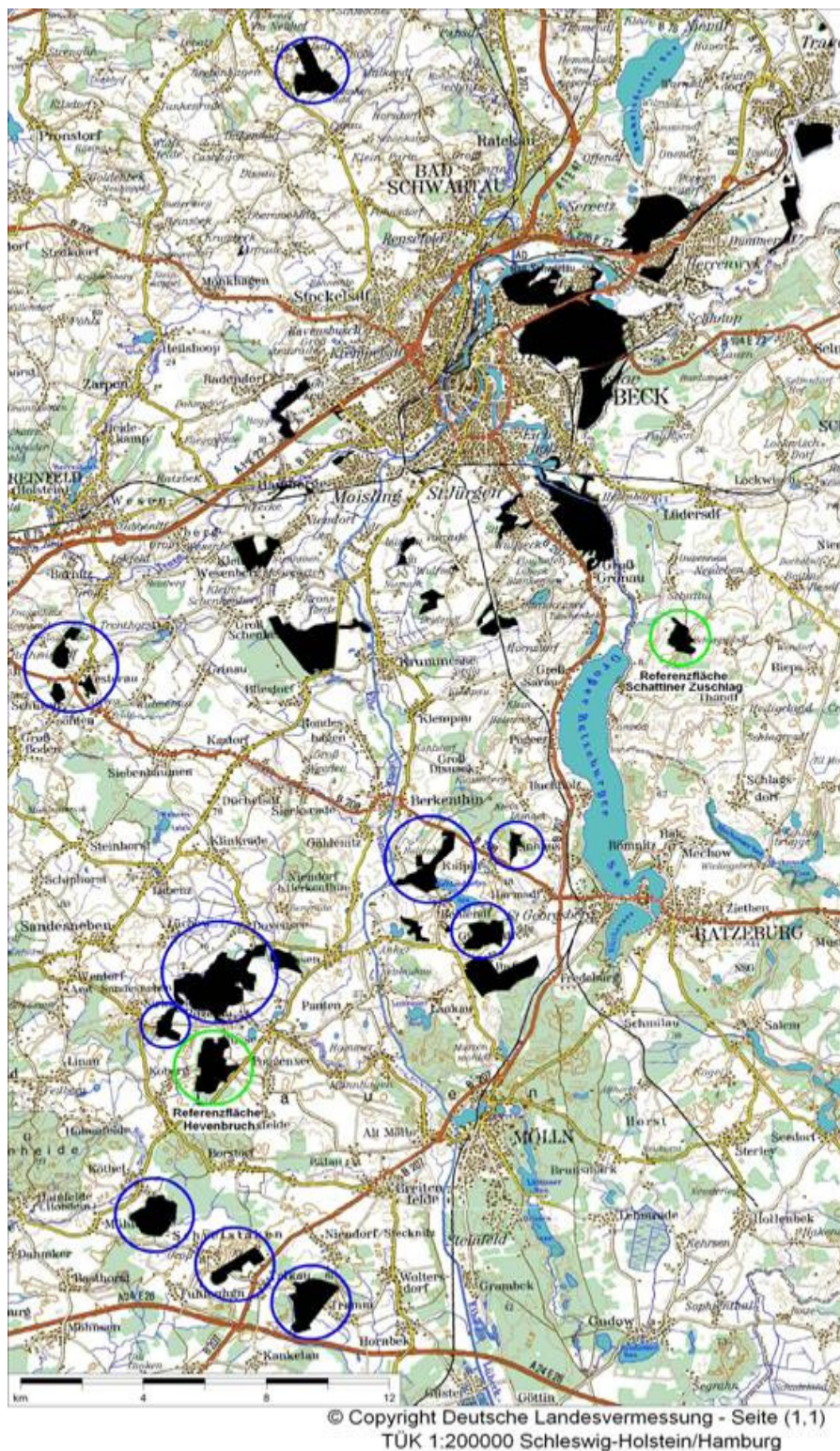


Abb. 1: Die Flächen des Stadtwaldes Lüneburg, die Untersuchungsgebiete sind eingekreist.

3 Allgemeiner methodischer Ansatz

Zur Beurteilung des Einflusses der Bewirtschaftungsintensität auf ökonomische, waldwachstumskundliche und ökologische Kenngrößen, ist es zunächst erforderlich einen Nutzungsgradienten zu definieren. Dazu erfolgte eine Aggregation von Waldbeständen, die hinsichtlich der Baumartenzusammensetzung des Hauptbestandes und der edaphischen Verhältnisse vergleichbar sind, jedoch unterschiedliche Bewirtschaftungsintensitäten repräsentieren. Für die ertragskundlichen und ornithologischen Auswertungen wurde zusätzlich die Altersstruktur des Hauptbestandes anhand von Waldentwicklungstypen berücksichtigt. Folgende Straten wurden für die untersuchten Waldmeister-Buchenwälder (*Galio odorati-Fagetum*) ausgewählt:

(i)	Wirtschaftswälder: bewirtschaftete Bestände nach dem Lübecker Konzept	MFN mit forstlicher Nutzung
(ii)	Naturwald Hevenbruch: unbewirtschaftete Bestände > 12 Jahre	OFN-12 ohne forstliche Nutzung > 12 Jahre
(iii)	Naturwald Schattiner Zuschlag: unbewirtschaftete Bestände > 50 Jahre	OFN-50 ohne forstliche Nutzung > 50 Jahre

Vor dem Hintergrund der nur einjährigen Projektlaufzeit beschränken sich die Untersuchungen auf "typische" Buchenwaldstandorte der Jungmoräne. Zur grundsätzlichen Vergleichbarkeit wurden für die Wahl der Untersuchungsbestände folgende Kriterien herangezogen:

- (i) buchendominierte Bestände
- (ii) Befundeinheit: Jungmoräne

Buchendominierten Bestände sind durch die Dominanz der Rot-Buche als Hauptbaumart im Oberstand charakterisiert. Dabei wird zwischen Reinbeständen, deren Aufbau sich aus mehr als 90% Buchen zusammensetzt, und Mischbeständen, in denen Mischbaumarten einen Mischungsanteil von mehr als 10 % im Nachwuchs, Unterstand und Überhalt aufweisen, unterschieden (Sturm 1992, 2003).

Die Bodenregion der Jungmoräne ist durch ihre sandig-lehmigen Moränenlandschaften im Bereich der jüngsten Eiszeitvorstöße durch Parabraunerde-Pseudogley-Kolluvisol Gesellschaften gekennzeichnet (Finnern 1997). Da die Bodenentwicklung vor allem in Abhängigkeit vom Ausgangssubstrat erfolgt, ist infolge der oft kleinflächig heterogenen Sedimentverteilung eine große Vielfalt an Typen und Vergesellschaftungen zu verzeichnen. Die hier ausgewählten forstlichen Standortstypen kennzeichnen Jungmoränenstandorte mit einer "guten bis sehr guten" Wasser- und Nährstoffversorgung. Zur Auswahl der Jungmoränenstandorte wurden folgende Kennziffern, basierend auf dem geländeökologischen Schätzrahmen der niedersächsischen forstlichen Standortaufnahme (MLUR 2005), herangezogen:

(i)	Wasserhaushaltszahl:	37, 40, 41
(ii)	Nährstoffziffer:	4-6

In seltenen Fällen wurden im Übergangsbereich Standorttypen mit der Wasserhaushaltszahl 38 oder 42 und der Nährstoffziffer 3 mit einbezogen.

Um Daten der verschiedenen Teilprojekte räumlich zu verknüpfen, wurde das systematische Rasternetz der Kontrollstichprobe des Stadtwaldes Lübeck zugrunde gelegt (nähere Erläuterung zum Verfahren der Kontrollstichprobe siehe Teilprojekt Waldwachstum Kapitel 4.1.).

3.1 Literatur

Finnern, J. (1997): Böden und Leitbodengesellschaften des Störeinzuggebietes in Schleswig-Holstein. Schriftenreihe Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde 37, Universität Kiel.

MLUR Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt u. Ländliche Räume Schleswig-Holstein (2005): Forstliche Standortaufnahme. Polykopie, Kiel.

Sturm, K. (1992): Arbeitsanweisung für die Erstaufnahme der permanenten Stichprobenpunkte (Kontrollstichprobe) im Stadtwald Lübeck. Polykopie, Silva Verde GmbH, Eckernförde.

Sturm, K. (2003): Arbeitsanweisung für die zweite Aufnahme der permanenten Stichprobenpunkte (Kontrollstichprobe) im Stadtwald Lübeck. Polykopie, Silva Verde GmbH, Eckernförde.

4 Die acht Teilprojekte

Teilprojekt 4.1 Waldwachstum

Bearbeitung: Andreas Fichtner, Knut Sturm & Joachim Schrautzer

Abbildungen

- Abb. 1: Schematische Darstellung der genesteten Struktur der Clusterdaten
- Abb. 2: Probekreisspezifische Verteilung der Höhenmesswerte
- Abb. 3: Grundflächenentwicklung von Buchenbeständen
- Abb. 4: Entwicklung der Holzvorräte von Buchenbeständen
- Abb. 5: Geschätzte Zuwachsniveaus in Abhängigkeit des Ausgangsvorrats und der Vorratsveränderung
- Abb. 6: Entwicklung der Stammverteilung differenziert nach Waldentwicklungstyp und Inventur
- Abb. 7: Vorhersagewerte der Smoother für den Durchmesserseffekt und den Bestandesgrundflächeneffekt der Erstinventur 1992
- Abb. 8: Geschätzte 2-dimensionale Funktion zur Vorhersage der Baumhöhe für die Folgeinventur 2004
- Abb. 9: Einfluss der Bestandesdichte auf den Durchmesserzuwachs der Buche in Mischbeständen für unterschiedliche Stammdurchmesser
- Abb. 10: Einfluss der kurzzeitigen Veränderung der Bestandesdichte (1992-2004) auf den Durchmesserzuwachs der Buche in Mischbeständen für unterschiedliche Stammdurchmesser
- Abb. 11: Durchmesserzuwachs der Buche in Mischbeständen über dem Ausgangsdurchmesser
- Abb. 12: Höhenzuwachs der Buche über dem Ausgangsdurchmesser
- Abb. 13: Volumenzuwachs der Buche in Mischbeständen über dem Ausgangsdurchmesser
- Abb. 14: Entwicklung der Höhen-Durchmesser-Beziehung in Abhängigkeit der Bewirtschaftungsintensität in Reinbeständen
- Abb. 15: Veränderungen der Schaftqualität (1992 bis 2004) der erfassten Buchenstämme in bewirtschafteten und unbewirtschafteten Beständen.
- Abb. 16: Güteklassen der Buche mit BHD > 30 cm für den Derbholzvorrat 2004 buchendominierter Bestände in Abhängigkeit der Bewirtschaftungsintensität.
- Abb. 17: Durchschnittliche Schaftlänge und –qualität von Buchen der Reifephase in Abhängigkeit der Bewirtschaftungsintensität.
- Abb. 18: Beobachteter Durchmesserzuwachs in Abhängigkeit der Bewirtschaftungsintensität und Baumvitalität
- Abb. 19: Höhenzuwachs der Buche über der Grundflächenhaltung für unterschiedliche Stammstärken auf grund- und stauwasserfreien Standorten

- p>Abb. 20: Volumenzuwachs der Buche über der Grundflächenhaltung für unterschiedliche Stammstärken in Mischbeständen
- Abb. 21: Durchmessererteilung in der Reifephase und der Auslesephase der Folgeinventur 2004
- Abb. 22: Scatterplots und LOESS Smoother für die beobachteten Baumhöhen und Stammdurchmesser (2004) in Abhängigkeit der Bewirtschaftungsintensität
- Abb. 23: Scatterplot und LOESS Smoother für den beobachteten Bestandeszuwachs über der Ausgangsbestandesgrundfläche.
- Abb. 241: Geschätzter Bestandeszuwachs über dem Holzvorrat in Abhängigkeit der Eingriffsintensität
- Abb. 25: Nutzungsspezifische Unterschiede in der Baumarchitektur für oberständige Buchen in der Reifephase
- Abb. 26: Scatterplots und LOESS Smoother für den beobachteten Durchmesserzuwachs und die Kronenmantelfläche für Buchen in der Reifephase in Abhängigkeit der Bewirtschaftungsintensität
- Abb. 27: Wertansprache der gefällten Buchen (1992 bis 2004) in Abhängigkeit der Stammstärke.
- Abb. 28: Tatsächliche und simulierte Holzvorratsentwicklung unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensitäten, Alterstufen und waldbaulicher Szenarien.
- Abb. 29: Ergebnis einer 30-jährigen Szenariosimulation auf der Basis eines bewirtschafteten Bestandes der Auslesephase.
- Abb. 30: Ergebnis einer 30-jährigen Szenariosimulation auf der Basis eines bewirtschafteten Bestandes der Reifephase.
- Abb. 31: Simulierter Hiebssatz in Intervallen von 10 Jahren in Abhängigkeit der Managementstrategie und des Waldentwicklungstyps.
- Abb. 32: Simulierte Wuchsleistung unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensitäten, Alterstufen und waldbaulicher Szenarien.
- Abb. 33: Tatsächlicher und simulierter Abtriebswert unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensitäten, Alterstufen und waldbaulicher Szenarien.

Tabellen

Tab. 1: Größe der Probestfläche in Abhängigkeit des BHD

Tab. 2:	Kennzahlen der Buchen-Altholzbestände zur Modellierung des Bestandeszuwachses
Tab. 3:	Kennzahlen der Bestände und Einzelbäume zur Modellierung des Einzelbaumzuwachses
Tab. 4:	Kennzahlen der Buchen zur Modellierung der Höhen-Durchmesser-Beziehung
Tab. 5:	Periodischer, jährlicher Volumenzuwachs von Buchenbeständen in Abhängigkeit des Waldentwicklungstyps
Tab. 6:	Koeffizienten und statistische Kennwerte der Schätzfunktion des periodischen, jährlichen Bestandeszuwachses
Tab. 7:	Koeffizienten und statistische Kennwerte des Modells zum periodischen, jährlichen Durchmesserzuwachs der Buche
Tab. 8:	Koeffizienten und statistische Kennwerte des Modells zum periodischen, jährlichen Höhenzuwachs der Buche
Tab. 9:	Statistische Kennwerte der Varianzkomponenten des Volumenzuwachsmodells
Tab. 10:	Koeffizienten und statistische Kennwerte des Modells zum periodischen, jährlichen Volumenzuwachs der Buche
Tab. 11:	Statistische Kennwerte der Varianzkomponenten der Höhen-Durchmessermodelle
Tab. 12:	Parameterschätzer des additiven gemischten Modells zur Beschreibung der Höhen-Durchmesser-Beziehung der Buche der Erstinventur 1992
Tab. 13:	Parameterschätzer des additiven gemischten Modells zur Beschreibung der Höhen-Durchmesser-Beziehung der Buche der Folgeinventur 2004
Tab. 14:	GLS-ANOVAs für die Bestandesdichteparameter der Einzelbaumzuwachsmodelle
Tab. 15:	GLS-ANOVAs für die Bestandesgrundflächen 1992 & 2004.
Tab. 16:	Beobachtete Baumhöhen, Stammdurchmesser und Höhen-Durchmesser-Relation der Buche in Abhängigkeit der Bewirtschaftungsintensität
Tab. 17:	Prozentuale Aufteilung der Reststreuung auf die Varianzkomponenten der Einzelbaumzuwachsmodelle
Tab. 18:	Vergleich der mittleren Derbholzvorräte von Buchen-Urwäldern mit norddeutschen Buchen-Naturwaldreservaten und bewirtschafteten Dauerwald-Buchenwäldern

Tab. 19: Biotopholzaufkommen in Abhängigkeit der Bewirtschaftungsintensität.

Abbildungen und Tabellen im Anhang 6.3

Abbildung A.1:	Standardisierte Residuen des Bestandeszuwachsmodells über dem geschätzten Volumenzuwachs
Abbildung A.2:	Residuenplots des Bestandeszuwachsmodells
Abbildung A.3:	Standardisierte Residuen des Durchmesserzuwachsmodells über dem geschätzten Durchmesserzuwachs
Abbildung A.4:	Standardisierte Residuen der Durchmesserzuwachsfunktion über den Regressoren des minimalen adäquaten Modells
Abbildung A.5:	Q-Q Plots der Residuen des Durchmesserzuwachsmodells und EBLUPs der zufälligen Effekte
Abbildung A.6:	Standardisierte Residuen des Höhenzuwachsmodells über dem geschätzten Höhenzuwachs
Abbildung A.7:	Standardisierte Residuen der Höhenzuwachsfunktion über den Regressoren des minimalen adäquaten Modells
Abbildung A.8:	Q-Q Plots der Residuen des Höhenzuwachsmodells und EBLUPs der zufälligen Effekte
Abbildung A.9:	Standardisierte Residuen des Volumenzuwachsmodells über dem geschätzten Volumenzuwachs
Abbildung A.10:	Standardisierte Residuen der Volumenzuwachsfunktion über den Regressoren des minimalen adäquaten Modells
Abbildung A.11:	Q-Q Plots der Residuen des Volumenzuwachsmodells und EBLUPs der zufälligen Effekte
Abbildung A.12:	Residualabweichung der geschätzten und gemessenen Baumhöhe (Erstinventur 1992)
Abbildung A.13:	Standardisierte Residuen der Höhen-Durchmesserfunktion über den Regressoren des minimalen adäquaten Modells für die Erstinventur 1992
Abbildung A.14:	Q-Q Plots der Residuen des Höhen-Durchmessermodells der Erstinventur 1992 und EBLUPs der zufälligen Effekte
Abbildung A.15:	Residualabweichung der geschätzten und gemessenen Baumhöhe (Folgeinventur 2004)

Abbildung A.16:	Standardisierte Residuen der Höhen-Durchmesserfunktion über den Regressoren des minimalen adäquaten Modells für die Folgeinventur 2004
Abbildung A.17:	Q-Q Plots der Residuen des Höhen-Durchmessermodells der Folgeinventur 2004 und EBLUPs der zufälligen Effekte
Tabelle A.1:	Eingangsparameter des Modells zur Schätzung des flächenbezogenen Volumenzuwachses von Buchen-Altholzbeständen
Tabelle A.2:	Eingangsparameter der Modelle zur Schätzung des Zuwachses der Rot-Buche
Tabelle A.3:	Ziel- und Prädiktorvariablen zur Modellierung der Höhen-Durchmesser-Beziehung der Rot-Buche
Tabelle A.4:	Veränderung wachstumskundlicher Kennzahlen der Untersuchungsbestände differenziert nach Waldentwicklungstypen

4.1 Waldwachstum

4.1.1 Hintergrund und Zielsetzung

Naturschutz und Forstwirtschaft stehen seit Jahrzehnten im Spannungsfeld der wissenschaftlichen Diskussion. Dabei reicht die Spanne der erarbeiteten Konzepte von der Kielwasser-Theorie¹ über den integrativen Naturschutz im Wirtschaftswald (Winkel & Volz 2003) bis hin zum Gedanken der „*segregativen Integration*“ (Knapp 2008). Seit der 9. Konferenz der Parteien zur Convention of Biological Diversity (CBD) im Mai 2008 sind Buchenwälder noch stärker im Fokus der Wissenschaft und die Diskussion um den Schutz und die Nutzung dieser Systeme wird gegenwärtig besonders intensiv geführt (vgl. Meyer & Schmidt 2008). Durch die Bedeutung der europäischen Buchenwälder als „*spezifisches, weltweit einzigartiges Naturerbe Europas und insbesondere Deutschlands*“ (BfN 2008) unterliegt die Bundesrepublik einerseits einer globalen Verantwortung für den Schutz dieser Ökosysteme, andererseits zeichnet sich in jüngerer Zeit aufgrund der weltweit langfristig prognostizierten steigenden Holznachfrage ein verstärkter Nutzungsdruck auf die Wälder ab (FAO 2007, 2008, Spellmann et al. 2008). Vor diesem Hintergrund ist die Umsetzung einer ökologisch und ökonomisch verantwortbaren Buchenwirtschaft von großer Relevanz. Die Rot-Buche ist in Deutschland die wichtigste Laubbaumart in der Forstwirtschaft. Mit einem Flächenanteil von 14.8 % und dem größten jährlichen Laubholzeinschlagvolumen besitzt sie einen hohen sozio-ökonomischen Stellenwert (BMVEL 2004). Auch aus dem Blickwinkel der Ökologie gewinnt sie in der Forstwirtschaft eine immer größere Wertschätzung (Dittmar et al. 2003, Mantey et al. 2007, Sperber, & Hatzfeld 2007, Suttmöller et al. 2008). Die aufgeführten Zusammenhänge verdeutlichen, dass naturgemäßen Managementstrategien eine Schlüsselrolle bei der Bewältigung des aufgeführten Zielkonflikts zukommt.

Das Verständnis der natürlichen Dynamik von Waldökosystemen ist eine entscheidende Voraussetzung zur Ableitung von naturgemäßen Managementstrategien. Natürliche Waldentwicklung wird auf Referenzflächen sichtbar. Referenzflächen sind schon seit langer Zeit (z.T. >100 Jahre) in Durchforstungsversuche der Waldwachstumsforschung integriert. Seither haben viele Forstwissenschaftler das Wachstum von Buchenbeständen in Abhängigkeit der Durchforstungsintensität, -stärke und -art, einschließlich der Null-Variante ohne jeglichen Eingriff, untersucht (Rot-Buche: u.a. Wiedemann 1932, Assmann 1950, Mitscherlich 1954, Bryndum 1987, Schober 1972, Goff & Ottorini 1993, Utschig 2000, Guerike 2002, Utschig & Küsters 2003, Pretzsch 2005, Pretzsch 2006). Die Vergleiche beschränken sich in der Regel aber auf vergleichsweise kleine Dauerflächen

¹ Siehe hierzu u.a. die Diskussion in Scherzinger (1996), S. 236-240.

(durchschnittliche Parzellengröße ca. 1 ha). Großflächige Untersuchungen zur natürlichen Walddynamik werden eher im Rahmen der Urwald- und Naturwaldforschung² durchgeführt. Vor diesem Hintergrund entstanden zahlreiche vergleichende Untersuchungen zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten Wäldern. Der heutzutage weitverbreitete Begriff „Naturwald“³ ist demnach auf den Gradient *Nutzung versus Nicht-Nutzung* zurückzuführen. Diese meist ökologisch ausgerichteten Arbeiten konzentrierten sich in ihren Vergleichen vorwiegend auf die Waldentwicklung, die Erfassung von Strukturparametern und auf biozönotische Aspekte (Rot-Buchenwälder: u.a. Bobiec et al. 2000, Chumak et al. 2005, Commarmot et al. 2005, Flade et al. 2003, Detsch, 1999, Friedel et al. 2006, Meyer et al. 2003, Müller et al. 2007, Oheimb 2003a, Oheimb et al. 2005a, Oheimb et al. 2005b, Winter et al. 2005). Detaillierte Untersuchungen zur Wachstumsdynamik von Einzelbäumen und Beständen sind dagegen in großflächigen Naturwäldern rar (Meyer 1995, Frech 2006). Die vorliegende Arbeit versucht, auf der Grundlage von Betriebsinventuren des Stadtforstamtes Lübeck, hier eine Lücke zu schließen.

Der Stadtwald Lübeck ist der erste, gemäß dem integrativen Prozessschutz⁴ (Sturm 1993, 1994) bewirtschaftete Betrieb in Deutschland, in dem eine Folgeinventur der Kontrollstichprobe durchgeführt wurde. Dieser Umstand ermöglicht ein naturales und ökologisches Controlling. Mit Flächengrößen von 177 ha und 55 ha liegen zusätzlich zu den bewirtschafteten Flächen in diesem Forstbetrieb zwei großräumige, zusammenhängende Naturwälder beziehungsweise Referenzflächen⁵ vor, was die Berücksichtigung einer kurzfristigen und langjährigen forstlich ungestörten Eigendynamik großer Waldflächen zur Ableitung von eingriffsminimierten Bewirtschaftungsmaßnahmen gestattet. Die vorliegenden Datengrundlage, basierend auf flächenrepräsentativen Einzelbaummessungen des Gesamtbetriebes, ermöglicht somit eine Synthese der beschriebenen Forschungsansätze auf Betriebsebene.

² Für eine ausführliche Darstellung der Entwicklung und Ziele der Urwald- und Naturwaldforschung sei auf die Arbeiten von Härdtle et al. (2003, Seite 4-5), Weckesser et al. (2006, Seite 8-9), Kluttig (2007) und Bücking (2007) verwiesen.

³ „Die Bezeichnung „Naturwald“ ist dabei vor allem im begrifflichen Gegensatz zum Wirtschaftswald zu verstehen und betont somit den Schutz natürlicher Prozesse. Naturwälder sind also keineswegs „natürliche Wälder“ oder gar „Urwälder“, sie können sich aber in diese Richtung entwickeln (Wolf & Bohn 1991, Stöcker 1997) und bilden somit wichtige Referenzen für die derzeit überwiegend in Deutschland praktizierte naturnahe Forstwirtschaft (Rosin 2000)“ (Weckesser et al. 2006, S. 8-9).

⁴ Dabei handelt es sich um ein **Nutzungskonzept** für eine naturnahe Waldwirtschaft, deren waldbaulichen Grundsätze auf der Grundlage des Prozessschutzgedankens basieren (u.a. Hanstein & Sturm, 1982, Koop 1989, Picket et al. 1992, Scherzinger 1990, Sturm 1993).

⁵ Ehemals forstlich genutzte Waldflächen, auf denen eine eigendynamische Waldentwicklung ermöglicht wird. Sie dienen als Weiserflächen für die Bestandespflege von Wirtschaftswäldern. Die forstliche Maßnahmen beschränken sich hier auf die Jagd.

Die Studie verfolgt zwei übergeordnete Ziele. Zum einen soll der Einfluss der Bewirtschaftungsintensität auf die Wachstumsdynamik von Waldmeister-Buchenwäldern (*Galio odorati-Fagetum*) des nordwestdeutschen Tieflandes auf Jungmoränenstandorten unter ertragskundlichen und waldbaulichen Aspekten untersucht werden. Detaillierte Analysen auf Einzelbaumebene sollen Rückschlüsse auf das Bestandeswachstum ermöglichen. Zum anderen sollen waldbaulich relevante Erkenntnisse als Grundlage für eine naturnahe und ökonomisch verantwortbare Buchenwirtschaft dienen. Die Vorgehensweise orientiert sich an folgenden Fragestellungen:

- (i) Wie unterscheiden sich forstlich genutzte und unterschiedlich lange ungenutzte Buchenbestände hinsichtlich Holzvorrat und Bestandeszuwachs?
- (ii) Welche strukturellen Unterschiede sind bei einer unterschiedlich langen forstlichen Nicht-Bewirtschaftung von Buchenbeständen zu erwarten?
- (iii) Welche Auswirkungen sind bei einer unterschiedlich langen forstlichen Nicht-Bewirtschaftung für den Einzelbaumzuwachs der Rot-Buche zu erwarten?
- (iv) Wie lässt sich die Wertleistung von Buchenbeständen im naturnahen Waldbau sichern?
- (v) Inwieweit ist das Softwaresystem WaldPlaner zur Simulation der Waldentwicklung in der waldbaulichen Praxis einsetzbar?

4.1.2 Datengrundlage und Methodik

4.1.2.1 Auswahl der Untersuchungsbestände

Der generelle Ansatz dieser Studie beruht auf einem Vergleich bewirtschafteter und unterschiedlich lange unbewirtschafteter Buchenbestände und ihrer zeitlichen Entwicklung zwischen 1992 und 2004. Die im allgemeinen Methodenteil beschriebene Stratifizierung ergibt einen groben Nutzungsgradienten, der jedoch die Intensität der Bewirtschaftung in den einzelnen Probekreisen⁶ nicht exakt widerzuspiegeln vermag. Aus diesem Grund wurde in den Regressionsanalysen ein anderer Ansatz gewählt, bei dem die Quantifizierung der Nutzungsintensität über die Bestandesdichte erfolgte. Dieser wird in den Kapiteln 4.1.2.3.1 und 4.1.3.2.2 näher erläutert.

In der Urwald- und Naturwaldforschung wird der Entwicklungszustand von Wäldern in der Regel anhand von Waldentwicklungsphasen beschrieben (Leibundgut 1959). In Anlehnung an diese Einteilung werden unter waldbaulichen Gesichtspunkten Waldentwicklungstypen ausgeschieden. Dabei handelt es sich um eine Kombination aus Zielsetzung und Waldzustandsbeschreibung. Aus waldbaulicher Sicht sind die Auslese- und die Reifephase bedeutungsvoll.

(i)	Auslesephase	(Bestandesalter 1992:	60-85 Jahre)
(ii)	Reifephase	(Bestandesalter 1992:	100-135 Jahre)

Anthropogene Beeinflussungen der Bestände anhand von Durchforstungen verfolgen zwei wesentliche Ziele. Einerseits soll der Bestand qualitativ verbessert werden, andererseits wird die Nutzung von Einzelbäumen angestrebt. In der Auslesephase liegt der Schwerpunkt auf einer selektiven Z-Baum⁷ Förderung. Der Freistellungsgrad wird in Abhängigkeit des Managementkonzepts definiert. Die Reifephase ist durch den Übergang von der Vorratspflege zur Zielstärkennutzung⁸ geprägt. Die Definition der Zieldurchmesser variiert ebenfalls bei den Waldbaukonzepten. In der Regel liegt er bei der Buche bei einem BHD von 60-70 cm (Stadtwald Lübeck BHD 65 cm). Hat ein Auslesebaum den Zieldurchmesser

⁶ Synonym für Untersuchungsfläche.

⁷ „Zukunftsbaum“

⁸ Zielsstärke: Angestrebter Brusthöhendurchmesser bei der Nutzung.

erreicht, kann eine Nutzung erfolgen. Als weiterführende Literatur über die waldbauliche Richtlinien des Stadtwaldes Lübecks sei auf die Arbeit von Sturm (2005) verwiesen. Ein Vergleich der Unterschiede in den waldbaulichen Grundsätzen verschiedener naturnaher Managementstrategien wird in den Arbeiten von Duda (2006) und Spellmann et al. (2006) näher erläutert.

4.1.2.2 Datengrundlage und Standardauswertungen

Baum- und bestandesbezogene Daten stammen aus der Kontrollstichprobe mit permanenten Stichprobenpunkten (Sturm 1992, 2003) des Stadtwaldes Lübeck, wobei die Datengrundlage aus Messungen der Erst- (1992) und Folgeinventur (2004) besteht. In der Untersuchung wurden lebenden Bäume des Derbholzbestandes (BHD >7cm) berücksichtigt. Die Analysen auf Bestandesebene beziehen sich auf alle Baumarten in allen Schichten (Hauptschicht, Zwischen- und Unterstand), während auf Einzelbaumebene nur Buchen der Hauptschicht (herrschend) und des Zwischenstandes (mitherrschend) untersucht wurden. Bei der Kontrollstichprobe handelt es sich um ein rasterbasiertes Inventurverfahren. In diesem Fall wurden konzentrische Probekreise mit Flächen von 100 m², 200 m² und 500 m² verwendet. Das Kriterium für die Aufnahme der Bäume ist die Stammstärke (Tabelle 1).

Tabelle 1: Größe der Probefläche in Abhängigkeit des BHD. (*) symbolisiert im Probekreis berücksichtigte Bäume.

Radius (m) BHD (cm)	7 - 20	20 - 30	>30
5.64	*	*	*
7.98		*	*
12.62			*

Neben der Bestimmung der Lage kann die Ansprache der Probefläche grob in vier Kriterien unterteilt werden:

- (i) Bestandesverhältnisse

- (ii) Baumannsprache
- (iii) Verjüngung
- (iv) Biotopholz

Hierbei werden folgende Aufnahmeparameter erfasst:

- (i) Bestandesalter, Bestandestyp und Standortstyp
- (ii) Baumart, räumliche Position, Baumalter, Brusthöhendurchmesser (BHD), Baumhöhe, Schichtzugehörigkeit, Schäden, Güteklasse (nur bei BHD > 30 cm)
- (iii) Verjüngungsdichte, Überschildung, Entstehung, Zäunung, Baumart, Individuenzahl pro Höhenklasse, Schäden
- (iv) Biotopholz (ab BHD > 30 cm): Baumart, wertbestimmendes Merkmal; Totholz (ab BHD > 7 cm): Baumart, Lage, BHD (bei liegendem Totholz), Baumhöhe (bei stehendem Totholz), Zersetzungsgrad.

Bei der Verjüngungsansprache werden alle Bäume mit einem BHD < 7 cm erfasst. Die Ansprache erfolgt in einem besonderen Zählkreis mit einem Radius von 2.86 m, der 4 m entfernt vom Stichprobenzentrum angelegt wird. Die Entwicklung des Nachwuchses sowie der Biotopholz- und Totholzausstattung wurde im Rahmen dieser Studie nicht analysiert.

Die Inventur wurde auf einem systematischen Raster von 180 x 130 m durchgeführt. Aufgrund der geringeren Flächengröße der Naturwälder ist die Anzahl der Probekreise in den Wirtschaftswäldern überproportional erhöht. Aus Gründen der statistischen Repräsentanz wurde das Gitternetz in den Naturwäldern für die Folgeinventur zum Teil verdichtet:

Referenzfläche Hevenbruch (U12):

Rasterweite 180 x 65 m

Referenzfläche Schattiner Zuschlag (U50):

Rasterweite 90 x 65 m

Insgesamt stehen für den gesamten Betrieb 1854 Probekreise zu Verfügung. Je nach Fragestellung konnten 122 bis 165 (Bestandesebene) beziehungsweise 343 bis 426 (Einzelbaumebene) Probekreise ausgewertet werden. Dies entspricht einem Maximum von 2137 untersuchten Einzelbäumen der Rot-Buche.

Mit dem Programm PIAINV⁹ wurden die Standardauswertungen der Probekreisaufnahmen des Derbholzes durchgeführt. Zur Bestimmung der Lage und Standortbedingungen der

⁹ Forstware, Merseburg.

Probepunkte sowie des Bestandes- und Baumalters wurden die aufgenommenen Daten der Probekreise mit den flächenhaft vorliegenden Informationen der Standortkartierung und Forsteinrichtung des Stadtwaldes Lübeck verschnitten. Dazu wurde das GIS der Software PIA verwendet. In jedem Probekreis wurde die Höhe von mindestens 2 Bäumen pro Art, Schichtzugehörigkeit und mittlerem Durchmesserbereich gemessen. Die Höhen der übrigen Bäume wurden anhand des im Programm PIAINV hinterlegten Einheitshöhenkurven-Modell geschätzt.

Bestandes und Einzelbaumkennwerte der Wachstumsmodelle sind in den Tabellen 2 bis 4 zusammengefasst.

Tabelle 2: Kennzahlen (Mittelwert $\pm$ Std.Abweichung, Min-Max) der Buchen-Altholzbestände (Bestandesalter 1992: 100-135 Jahre) zur Modellierung des Bestandeszuwachs. Die Angaben beziehen sich auf alle Bäume mit einem BHD > 7 cm innerhalb eines Probekreises für die Erstinventur 1992. Die Abkürzungen der Variablen sind in der Tabelle A.1 erläutert.

	Abbreviation	Mean $\pm$ SD	Range
Initial stand volume ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	V	469.9 ± 143.9	153.9 – 793.6
Stand volume variation ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	ΔV	40.8 ± 105.3	- 289.2 – 310.2
Initial basal area ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$)	BA	32.6 ± 9.6	11.3 – 59.5
Stand basal area variation ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$)	ΔBA	1.1 ± 6.2	- 16.7 – 13.7

$N_{\text{plots}} = 84$

Tabelle 3: Kennzahlen (Mittelwert $\pm$ Std.Abweichung, Min-Max) der Bestände und Einzelbäume zur Modellierung des Einzelbaumzuwachs (Durchmesser/Höhe/Volumen). a: alle Buchen mit BHD >7cm innerhalb eines Probekreises, b: alle Bäume mit BHD > 7cm innerhalb eines Probekreises. Die Werte beziehen sich auf die Erstinventur 1992. Die Abkürzungen der Variablen sind in der Tabelle A.2 erläutert.

	Abbreviation	Mean $\pm$ SD	Range
Initial diameter at breast height, 1992 (cm) ^a	dbh	32.2 $\pm$ 15.45	7.0 – 80.3
Initial tree height, 1992 (m) ^a	TH	24.5 $\pm$ 8.09	5.2 – 41.0
Initial stand basal area (m ² ha ⁻¹) ^b	BA	29.3 $\pm$ 11.53	0.9 – 76.9
Stand basal area variation (m ² ha ⁻¹) ^b	Δ BA	4.4 $\pm$ 7.93	-23.4 – 32.9

N_{sites}= 17; N_{plots}= 343; N_{tress}= 1451

Tabelle 4: Kennzahlen (Mittelwert $\pm$ Std.Abweichung, Min-Max) der Buchen zur Modellierung der Höhen-Durchmesser-Beziehung. a: alle Buchen mit BHD > 7cm innerhalb eines Probekreises, b: alle Bäume mit BHD > 7cm innerhalb eines Probekreises. Die Abkürzungen der Variablen sind in der Tabelle A.3 erläutert.

<i>Inventory 1992</i>	Abbreviation	Mean $\pm$ SD	Range
Diameter at breast height (cm) ^a	dbh	32.2 $\pm$ 15.45	7.0 – 80.3
Tree height (m) ^a	TH	24.5 $\pm$ 8.09	5.2 – 41.0
Stand basal area (m ² ha ⁻¹) ^b	BA	29.3 $\pm$ 11.53	0.9 – 76.9

N_{sites}= 17; N_{plots}= 343; N_{tress}= 1451

Tabelle 4 Fortsetzung

<i>Inventory 2004</i>	Abbreviation	Mean $\pm$ SD	Range
Diameter at breast height (cm) ^a	dbh	38.3 $\pm$ 15.18	7.3 – 94.1
Tree height (m) ^a	TH	28.5 $\pm$ 7.29	7.7 – 49.6
Stand basal area (m ² ha ⁻¹) ^b	BA	36.5 $\pm$ 11.22	7.1 – 71.2

N_{sites}= 17; N_{plots}= 426; N_{tress}= 2137

Für die Untersuchungsbestände wurde der periodische, jährliche Volumenzuwachs pro Hektar berechnet nach:

$$PAIV = \frac{V_{2004} - V_{1992} + E + iV_E}{\Delta t} \quad (2.1)$$

wobei:

PAIV = Periodischer, jährlicher Volumenzuwachs (1992 - 2004); V₁₉₉₂ = lebender Holzvorrat zu Beginn der Aufnahmeperiode; V₂₀₀₄ = lebender Holzvorrat zum Ende der Aufnahmeperiode; E = Entnahme innerhalb der Messperiode; Δt = Anzahl der Vegetationsperioden, iV_E = für den ausscheidenden Bestand (exkl. Totholz) wurden 5 Jahre des laufenden, jährlichen Zuwachses veranschlagt.

Für die Berechnung des Durchmesserzuwachses der Einzelbäume wurde folgende Formel verwendet:

$$PAID = \frac{dbh_{2004} - dbh_{1992}}{\Delta t} \quad (2.2)$$

wobei:

PAID = Periodischer, jährlicher Durchmesserzuwachs (1992 - 2004); dbh_{1992} = Brusthöhendurchmesser zu Beginn der Aufnahmeperiode; dbh_{2004} = Brusthöhendurchmesser zum Ende der Aufnahmeperiode ; Δt = Anzahl der Vegetationsperioden.

Die Ermittlung des Höhen- und Volumenzuwachses der Einzelbäume erfolgte ebenfalls nach Gleichung 2.2.

Die absolute Veränderung der Holzvorräte im Untersuchungszeitraum wurde berechnet nach:

$$\Delta V = V_{2004} - V_{1992} \quad (2.3)$$

wobei:

ΔV = Veränderung des lebenden Holzvorrates (1992 - 2004); V_{1992} = lebender Holzvorrat zu Beginn der Aufnahmeperiode; V_{2004} = lebender Holzvorrat zum Ende der Aufnahmeperiode.

4.1.2.3 Datenanalyse

Beschreibung und Abkürzung der Eingangsparameter zur Modellparametrisierung sind in den Tabellen A.1 bis A.3 dargestellt.

4.1.2.3.1 Einfluss der Stammstärke sowie bestandes- und standortspezifischer Faktoren auf das Wuchsverhalten der Rot-Buche (*Fagus sylvatica* L.)

Zur Analyse des Einzelbaumwachstums wurden der Durchmesser-, der Höhen- und der Volumenzuwachs als Funktion von baum-, bestandes- und standortsspezifischen Variablen modelliert (Hasenauer 2006b):

$$PAI = a + b(\text{Baum}) + c(\text{Konkurrenz}) + d(\text{Standort}) + \varepsilon \quad (2.4)$$

wobei:

PAI der periodische, jährliche Zuwachs (Durchmesser/Höhe/Volumen), a der Interzept, b ein Vektor der Koeffizienten baumeigener Wuchsparameter, c ein Vektor der Koeffizienten

konkurrenzspezifischer Variablen, d ein Vektor der Koeffizienten standortsspezifischer Variablen ist.

Neben den baumeigenen Charakteristika, wie Art, Alter und Geschichte, zählen die Konkurrenzsituation zu seinen Nachbarn und die Standortbedingungen zu den wichtigsten Einflussgrößen des Einzelbaumwachstums.

Effekt der Baumvitalität

Der Ausgangsdurchmesser in 1.30 m Höhe (BHD) kann als Indikator für die Wuchskraft eines Baumes und damit für die Baumvitalität gewertet werden. Auf diese Weise bildet er die Konkurrenzgeschichte des Baumes ab (Castagneri et al. 2008).

Um numerische Probleme zu vermeiden, wurde in den Zuwachsmodellen, die einen nicht-linearen Term des Ausgangsdurchmessers beinhalteten, für diesen eine Zentrierung um den Mittelwert vorgenommen.

$$dbh.c = dbh - \overline{dbh} \quad (2.5)$$

wobei:

$dbh.c$	zentrierter BHD 1992
dbh	BHD1992
$\overline{dbh}$	Mittelwert BHD 1992

Konkurrenzeffekt

Grundsätzlich gibt es zwei Möglichkeiten, um die Konkurrenzsituation eines Baumes zu erfassen:

- (i) Bestandesdichte Vollständigkeit der Raumbesetzung durch eine Baumpopulation innerhalb eines definierten Areals; flächenbezogenes Maß
- (ii) Punktdichte unmittelbares Konkurrenzumfeld eines Baumes; punktbezogenes Maß

Die Konkurrenzsituation innerhalb eines Bestandes wird in dieser Studie anhand der Bestandesdichte quantifiziert. Die Bestandesgrundfläche ist ein einfaches, effektives und in der Praxis leicht zu bestimmendes Maß, um Dichteeffekte zu erfassen (Temesgen & Gadow 2004, Sharma & Parton 2007). Sie wurde anderen Dichtemaßen, wie z. B. dem Kronenkonkurrenzindex (C66), der Grundfläche der Größeren (BAL) oder den baumkoordinatenbezogenen Konkurrenzindizes (z.B. nach Hegyi) vorgezogen, da in den Modellen ein möglichst einfacher und in der Praxis angewendeter Ansatz verfolgt werden sollte.

Zur Analyse der Konkurrenzentwicklung, das heißt zur Entwicklung der Dichte der Waldbestockung, wurde die Bestandesgrundfläche zu Beginn der Messperiode (kumulativer Langzeiteffekt) und die Veränderung der Bestandesgrundfläche innerhalb der Messperiode (Kurzzeiteffekt) herangezogen. Die Ausgangsbestandesgrundfläche berechnet sich nach der Summe der Einzelbaumgrundflächen aller Baumarten innerhalb eines Probekreises mit BHD >7cm. Der Grad der Veränderung im Untersuchungszeitraum wird erfasst durch:

$$\Delta BA = BA_{2004} - BA_{1992} \quad (2.6)$$

wobei:

ΔBA	Veränderung der Bestandesdichte (1992 - 2004)
BA_{1992}	Bestandesgrundfläche zu Beginn der Messperiode
BA_{2004}	Bestandesgrundfläche zum Ende der Messperiode.

Konkurrenz ist ein weit gefasster Begriff in der Ökologie (Begon et al. 1998). Wesentlich für einen Baumbestand ist der Wettbewerb um die im Wuchsraum zur Verfügungen stehenden Ressourcen. Vereinfacht lässt sich der oberirdische Wettbewerb um Raum und Licht vom unterirdischen Wettbewerb um Wasser und Mineralstoffe unterscheiden. Die gängigen forstlichen Dichtemaße erfassen im Wesentlichen die Kronenkonkurrenz. Die Wurzelkonkurrenz sowie weitere Wechselbeziehungen innerhalb der Phytozönose können sie aber im Detail nicht abbilden. Daher sind die Parameter der Bestandes- oder Punktdichte als Näherungswerte zu verstehen (West 1982).

Waldbauliche Maßnahmen können die Wuchssituation eines Baumes direkt durch Pflegeeingriffe und/oder Endnutzung beeinflussen, indem direkte Konkurrenten eines zukünftigen Erntebaumes (Z-Baum), sogenannte Bedränger, entfernt oder der Z-Baum selbst geerntet wird. Art und Intensität der Freistellung oder die generelle Raumbesetzung im

Bestand wird über die Grundflächenhaltung¹⁰ gesteuert. Des Weiteren kann über die Mischungsanteile der Baumarten die Konkurrenzform innerhalb eines Bestandes modifiziert werden. In dieser Arbeit wurden intra- und interspezifische Konkurrenzverhältnisse für einen Einzelbaum durch die Unterscheidung von Rein- und Mischbeständen berücksichtigt.

In bewirtschafteten Beständen spiegeln die verwendeten Kenngrößen demnach die Grundflächenhaltung beziehungsweise die Durchforstungsstärke wieder, wohingegen in den Naturwäldern die natürliche Dynamik (Selbst-Differenzierung) zum Ausdruck kommt. Die Beurteilung beziehungsweise Quantifizierung des Einflusses der Bewirtschaftungsintensität basiert auf folgenden Annahmen:

- (i) Mit steigender Bestandesdichte (Lang- und Kurzzeiteffekte) erhöht sich die Konkurrenz innerhalb der Bestände.
- (ii) Je höher der Konkurrenzdruck innerhalb der Bestände ist, umso geringer ist die Bewirtschaftungsintensität.

Standortseffekt

Da das Baumwachstum neben der Baumvitalität und den Konkurrenzverhältnissen auch durch die Standortbedingungen entscheidend beeinflusst wird, wurde auf der Grundlage der Standortstypen der niedersächsischen forstlichen Standortkartierung (MLUR 2005) jeweils ein Faktor für die Wasser- und Nährstoffversorgung abgeleitet. Dafür wurden verschiedene Standortseinheiten zu jeweils 2 Standortskategorien zusammengefasst, die grundfrische bis staufrische (zeitweiliger Wasserüberschuss) von frischen (nachhaltige Wasserversorgung) Standorten differenzieren. Der Gradient der Basensättigung im Hauptwurzelraum (bis 1.50 m) reicht von mesotroph bis eutroph.

Allgemeines Modell

Die zugrunde liegenden Daten basieren auf geclusterten Beobachtungen mit Bäumen geschachtelt in Probekreisen und Forstorten. Abbildung 1 veranschaulicht die vorliegende Datenstruktur (three-level nested data).

¹⁰ Der von Assmann (1961) geprägte Begriff wird vor allem in Durchforstungsversuchen verwendet. Er quantifiziert die Durchforstungsstärke. Die Referenz hierfür ist eine undurchforstete Nullfläche (Grundflächenhaltung = natürlicher Bestockungsgrad). Je nach Eingriffsintensität werden z.B. bei sehr starker Durchforstung bis zu 50% der Bestandesgrundfläche im Vergleich zur Grundflächenhaltung der Referenzparzelle abgesenkt.

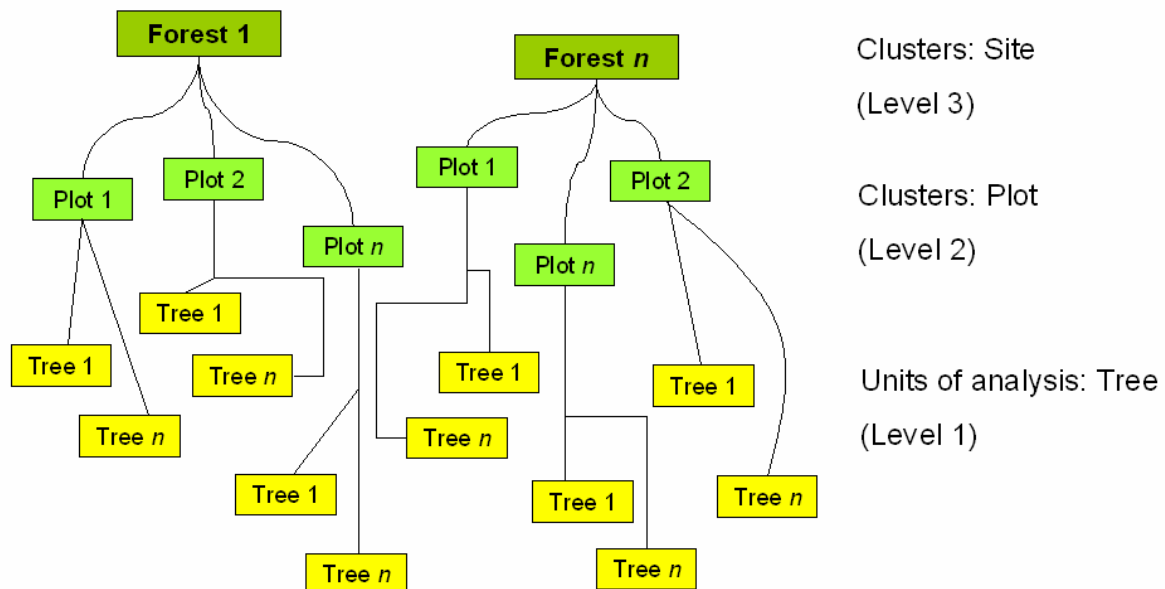


Abbildung 1: Schematische Darstellung der genesteten Struktur der Clusterdaten, verändert nach West et al. (2007).

Da die Annahme der Unabhängigkeit zwischen Beobachtungen aufgrund der hierarchischen Datenstruktur verletzt ist, das heißt Beobachtungen innerhalb eines Clusters sind sich „ähnlicher“ als Beobachtungen aus verschiedenen Clustern, müssen clusterspezifische Korrelationen in der Regressionsanalyse berücksichtigt werden. Mit gemischten Modellen (mixed-effects models, Modelle mit zufälligen Effekten¹¹) ist es möglich, clusterspezifische

¹¹ Mixed-effects models are primarily used to describe relationships between a response variable and some covariates in the data that are grouped to one or more classification factors (Pinheiro & Bates 2004, p. 3).

The distinctive feature of mixed effects models is that the mean response is modelled as a combination of population characteristics, β , that are assumed to be shared by all individuals, and subject-specific effects that are unique to a particular individual. The former are referred to as *fixed effects* [**feste Effekte**], while the latter are referred to as random effects [**zufällige Effekte**]. The term *mixed* is used in this context to denote that the model contains both fixed and random effects (Fitzmaurice et al. 2004, p. 187).

Effekte zu modellieren. Die beträchtliche Variation zwischen den Probekreisen und die etwas geringere Variation zwischen den Waldstandorten¹² in allen drei Zielvariablen deutete auf die Notwendigkeit hin, zur korrekten Parameterschätzung zufällige Effekte auf der Ebene der Waldstandorte und Probekreise in die Modelle aufzunehmen. Mit dem likelihood ratio Test wurde deshalb geprüft, ob diese zur adäquaten Modellierung in die Varianzstruktur integriert werden müssen. Beim Auftreten von Heteroskedastizität der Residuen wurde in manchen Modellen eine Varianzfunktion für die Fehler verwendet. Diese ist in den entsprechenden Kapiteln beschrieben. Da nur eine Zuwachsperiode analysiert wurde, kann davon ausgegangen werden, dass die Residuen unkorreliert sind.

Zur Einschätzung der Modellgüte wurde der mittlere Fehler $E = \sum (y_i - \hat{y}_i) / n$, der mittlere absolute Fehler $|E| = \sum |y_i - \hat{y}_i| / n$ sowie der mittlere quadratische Fehler $E^2 = \sum (y_i - \hat{y}_i)^2 / n$ bestimmt (y_i = gemessene Beobachtung, $\hat{y}_i$ = Prognosewert und n = Anzahl der Beobachtungen).

4.1.2.3.2 Einfluss der Bewirtschaftungsintensität auf die Höhen-Durchmesser-Beziehung der Rot-Buche (*Fagus sylvatica* L.)

Die Beziehung zwischen der Baumhöhe und dem Durchmesser wird im Allgemeinen mit einer nicht-linearen Powerfunktion beschrieben. Das am häufigsten verwendete mathematische Modell ist die Chapman-Richards Funktion (Richards 1959, Chapman 1961), welche die Höhe in Abhängigkeit des Durchmessers oder Alters schätzt. Der Nachteil globaler Höhen-Durchmesser Modelle liegt darin, dass zusätzliche einflussreiche Kovariablen sowie auftretende Korrelationen nicht berücksichtigt werden können (Lappi & Bailey 1988, Fortin et al. 2007). Aus diesem Grund wurde die nicht-lineare Beziehung zwischen der Baumhöhe und dem Durchmesser in Abhängigkeit der Bestandesdichte und des Bestandestyps anhand generalisierter additiver Modelle (GAM) modelliert. Zur Bestimmung der Freiheitsgrade der Smoother (smoothing splines), wurde die Kreuzvalidierungs-Methode angewendet. Die nicht-parametrischen Funktionen wurden mit dem TPRS-Spline (thin plate regression spline) geschätzt (Wood 2006).

Die im vorherigen Abschnitt beschriebene Daten- und Modellstruktur trifft auf diesen Datensatz ebenfalls zu. Auf der Hierarchieebene der Waldstandorte wurde ein Zufalls-Term

Man fasst individuen-spezifische Effekte als "zufällige Effekte" auf, da sie zu Individuen gehören, die "zufällig" der Population entnommen wurden (Fahrmeir et al. 2007, S. 35).

¹² Synonym für Untersuchungsstandorte und Forstorte.

verwendet, um zufällige Verschiebungen der Interzepte zu ermöglichen. Für das Cluster der Probekreise wurden zufällige Variationen sowohl für den Interzept als auch für die Steigung der Regressionskurve zugelassen. Dieses Vorgehen wird durch die beträchtliche Variation zwischen den Probekreisen (Abbildung 2) gerechtfertigt. Die Signifikanz der zufälligen Effekte wurde mit dem likelihood ratio Test geprüft.

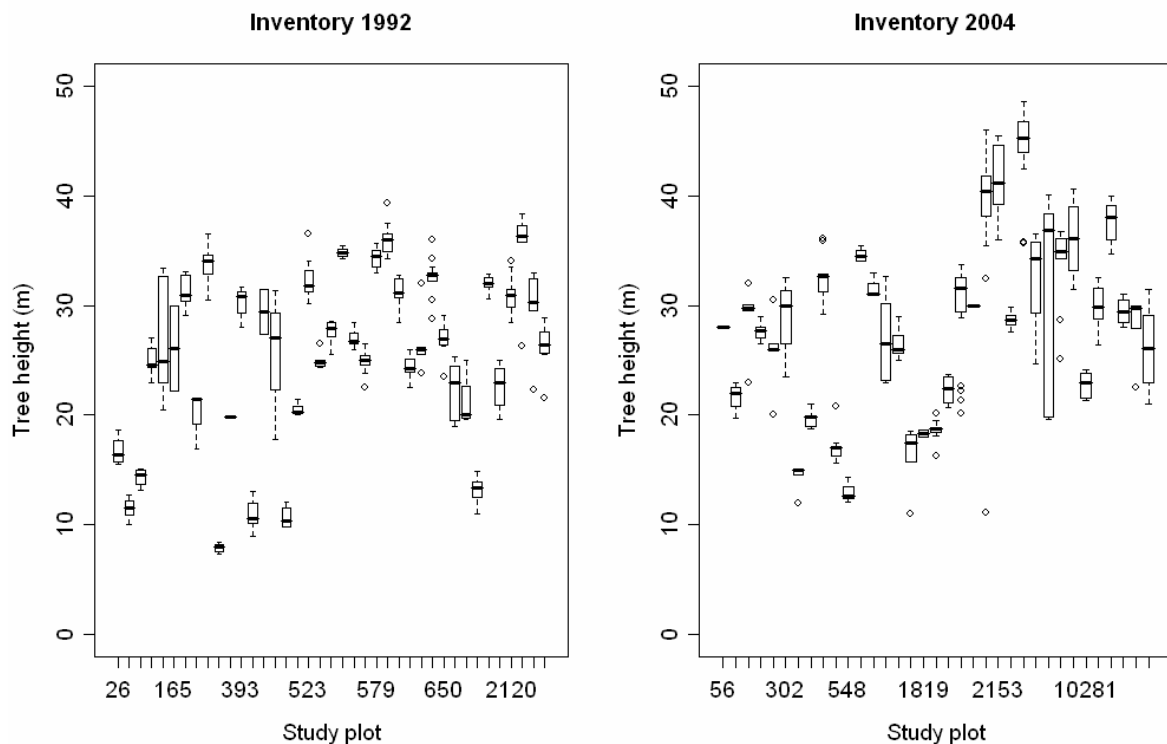


Abbildung 2: Probekreisspezifische Verteilung der Höhenmesswerte. Dargestellt sind für jeden Aufnahmezeitpunkt 40 randomisiert ausgewählte Probekreise.

4.1.2.3.3 Einfluss von bestandes- und standortspezifischer Faktoren auf den flächenhaften Zuwachs von Buchenbeständen

Die bestandesbezogene Auswertung folgt den Prinzipien der beiden vorherigen Kapitel. Im Gegensatz zu den Einzelbaummodellen können hier nur potentielle random Effekte auf der Ebene der Waldstandorte auftreten. Zur Parametrisierung der Zuwachsfunktion wurde ein generalisiertes additives Modell (GAM) verwendet, da durch Smoothing-Funktionen nicht-lineare Effekte bedeutend besser abgebildet werden können.

4.1.2.3.4 Generelle Vorgehensweise der Modellbildung

Modelle unterschiedlicher Regressionsansätze wurden in 4 Schritten entwickelt:

1. Explorative Datenanalyse
2. Bestimmung der optimalen Varianz-Kovarianz Struktur
3. Variablenauswahl der festen Effekte
4. Modellvalidierung

Vor jeder Analyse wurden an den Rohdaten grafische Methoden (boxplots und Cleveland dotplots) (Cleveland 1993) angewendet, um Ausreißer in den abhängigen und unabhängigen Variablen zu identifizieren. Korrelationen zwischen stetigen Prädiktoren (Kollinearität) wurden anhand von paar weisen scatterplots (pairplots) getestet. Kollinearität zwischen stetigen und kategorialen Regressoren wurden mit Hilfe von boxplots geprüft. Die Einschätzung der Art des Zusammenhangs (linear oder nicht-linear) zwischen Zielvariablen und erklärenden Variablen beruhte ebenfalls auf paar weisen scatterplots (pairplots). Der individuelle Charakter ökologischer Messungen verursacht oftmals eine beträchtliche Variation in den Daten. Anstatt die Zielvariable zu transformieren, wurden die Modelle bei nicht-konstanter Varianz der Residuen um eine Varianzfunktion erweitert (Pinheiro & Bates 2004). Das wird damit begründet, dass durch die Berücksichtigung unterschiedlicher Varianzen im Varianz-Kovarianz Term die ursprüngliche Datenstruktur nicht verändert wird, wie im Falle einer Transformation. Des Weiteren beinhaltet Heterogenität möglicherweise interessante ökologische Informationen, die durch Transformation für die Interpretation der Ergebnisse nicht mehr genutzt werden können. Diese Methode wird in jüngerer Zeit vermehrt in Waldwachstumsmodellen angewendet (u.a. Fortin et al 2007, Sánchez-González et al. 2007).

Zur Modellauswahl wurde im ersten Schritt ein überparametrisiertes (vollständiges) Modell definiert, welches alle potentiellen Prädiktorvariablen und biologisch sinnvolle 2-fach Interaktionen beinhaltete. Anhand dieses Modells wurde die "optimale" Varianz-Kovarianz Struktur mit dem likelihood ratio Test bestimmt. Parallel dazu wurde das Akaike Informations Kriterium (AIC) beobachtet. Es wurde geprüft, ob die Erweiterung des Modells um zufällige Effekte eine signifikante Verbesserung ($\alpha=0.05$) des Modells ergab. Die Varianz-Kovarianz Matrix eines Vektors von Zufallseffekten ist positiv definit, das heißt, alle Eigenwerte sind positiv. Diese Annahme verursacht das sogenannte "boundary Problem" ($H_0 : \sigma_b^2 = 0$ vs $H_1 : \sigma_b^2 > 0$). Daher ist die Interpretation von P -Werten der Teststatistik L (likelihood ratio

Test) an der Grenze zum lokalen Signifikanzniveau sehr sensibel. Um robuste P -Werte zu erhalten, wurden diese mit einem Korrekturfaktor von 0.5 multipliziert (West et al. 2007). Beim Auftreten von Heteroskedastizität, wurde in den Regressionsmodellen die Varianz in Abhängigkeit von Prädiktorvariablen geschätzt (Zuur et al. 2009). Die "optimale" Varianzfunktion wurde grafisch ermittelt (Residuen-Schätzwert- und/oder Residuen-Kovariablen-Plot) und statistisch überprüft: Geschachtelte Modelle mit dem likelihood ratio Test, nicht-geschachtelte Modelle anhand der AIC-Differenz Δ_i gemäß Burnham & Anderson (2003).

Um Modelle mit unterschiedlichen festen Effekten aber gleicher Struktur der Zufallseffekte vergleichen zu können, müssen die Koeffizienten mit der maximum likelihood (ML) Methode geschätzt werden. Ausgehend vom vollständigen Modell mit ermittelter Varianz-Kovarianz Struktur, wurde anhand eines schrittweisen Verfahrens (backward selection) das minimalen adäquaten Modell mit der maximum likelihood (ML) Methode ausgewählt. Zur Bestimmung der Signifikanz der Koeffizienten wurde der likelihood ratio Test ($\alpha=0.05$) angewendet. Das Modell mit dem geringsten AIC-Wert wurde favorisiert (Burnham & Anderson 2003). Parameterschätzungen des endgültigen Modells basieren auf der restricted maximum likelihood (REML) Methode.

Anschließend wurde eine Residuen-Analyse durchgeführt, um zu gewährleisten, dass zugrundeliegende statistische Annahmen nicht verletzt wurden. Normalverteilung, Varianzhomogenität und Unabhängigkeit wurden grafisch überprüft, indem die theoretischen Quantile gegen die standardisierten Residuen (Q-Q plot) beziehungsweise die standardisierten Residuen gegen die Erwartungswerte oder im Falle der Überprüfung der Unabhängigkeit gegen die Kovariablen geplottet wurden. Einflussreiche und extreme Beobachtungen wurden mit der Cook's-Distanz Methode beziehungsweise anhand der Hat-Werte identifiziert (Quinn & Keough 2002). Die Annahme der Normalverteilung der clusterspezifischen Effekte wurde gemäß West et al. (2007) geprüft.

4.1.2.3.5 Einfaktorielle Varianzanalyse

Unterschiede zwischen den Straten des Faktors Bewirtschaftungsintensität und wachstumskundlichen Kenngrößen wurden mit ANOVAs, gegebenenfalls gefolgt von multiplen Vergleichstests (Tukey's HSD), analysiert. Um Varianzhomogenität zu gewährleisten, wurde beim Auftreten von Heteroskedastizität ein GLS-Ansatz (generalized least squares) gewählt, der für jeden Faktorlevel der Variablen Bewirtschaftungsintensität unterschiedliche Varianzen erlaubt (Pinheiro & Bates 2004):

$$\text{var}(\varepsilon_i) = (\sigma\delta_s)^2 = \sigma_s^2 \quad (2.7)$$

$$s=1,2,3$$

wobei:

- i Probekreis
- s Bewirtschaftungsintensität
- δ Parameter zur Beschreibung der heterogenen Residualvarianz in Abhängigkeit der Bewirtschaftungsintensität s

In den GLS-ANOVAs wurden im Falle einer globalen Signifikanz paarweise t -Tests mit einem jeweiligen Signifikanzniveau von 0.017 (Bonferroni-Korrektur: 0.05/Anzahl potentieller Vergleiche) durchgeführt. Ausreißer wurden mittels boxplots und Cleveland dotplots identifiziert. Die allgemeinen Modellannahmen wurden gemäß Zuur et al. (2007) geprüft.

4.1.2.3.6 Schaftqualität

Für jeden Einzelbaum mit mehr als 30 cm BHD wurde die Schaftqualität gutachterlich angesprochen. Bei Bäumen mit einem BHD von weniger als 30 cm ist dies nur eine sehr wage Prognose, da die qualitative Entwicklung nicht sicher vorausgesagt werden kann. Auch bei den Bäumen mit mehr als 30 cm BHD bleibt die Ansprache unsicher, da man nicht die Holzfarbe, den Jahrringaufbau und im Holz vorhandene Fremdkörper erkennen kann. Die äußeren Merkmale beziehen sich auf die eingeführte HKS (Holzhandelsklassensortierung) der EU. Hierzu wurden vier Stufen gebildet:

A	besser als B Qualität
B	B Holz, d.h. Stammholz normaler Qualität
C	C Holz, d.h. Stammholz mit Fehlern
D	Holz das keine C Holz Qualität besitzt.

Angesprochen wurden die unteren 6 bis 8 Meter des Stammes. Eingestuft wurden die dominante Qualitätsstufe.

4.1.2.3.6 Baumarchitektur

Zur Untersuchung der Baumarchitektur wurden an ausgesuchten Kontrollstichprobenpunkten jeweils ein bis zwei Bäume ausgewählt. Berücksichtigt wurden Bäume aus allen Schichten und soziologischen Stellungen der entsprechenden Bewirtschaftungsintensitäten und Waldentwicklungstypen. Folgende Parameter wurden erfasst:

- Kronenausdehnung (Kronenspiegelung)
- Ansatz der grünen Krone
- Höhe der breitesten Kronenausdehnung
- Höhe der ersten Äste
- BHD in 3 Meter-Abschnitten

Im Wirtschaftswald wurden die Bäume liegend vermessen, in den unbewirtschafteten Wäldern durch Baumkletterer erfasst. Für die jeweiligen 3 Meter-Abschnitten wurde eine Wertansprache (vgl. Kapitel 4.1.2.3.5) durchgeführt.

Alle Berechnungen und Grafiken wurden mit der Software R, Version 2.6.2, durchgeführt beziehungsweise erstellt (R Development Core Team 2008). Die verwendeten Modelle wurden mit unterschiedlichen Funktionen, die in R implementiert sind, angepasst:

- LM-Funktion (*linear models*)
- GLS-Funktion (*generalized least squares*), *lme* Bibliothek
- LME-Funktion (*linear mixed-effects models*), *lme* Bibliothek
- GAMM-Funktion (*generalized additive mixed models*), *mgcv* Bibliothek

Für das Datenmanagement und einfache mathematische Operationen wurde auf die Software Microsoft Access 2002 und Excel 2002 zurückgegriffen.

Der theoretische Hintergrund gemischter Modelle ist in Fichtner (2008) beschrieben.

4.1.3 Ergebnisse

4.1.3.1 Bestandesentwicklung

Die Bestandesentwicklung im Beobachtungszeitraum 1992 bis 2004 wird durch die Veränderung der Bestandesparameter reflektiert (Tabelle A.4). Im Vergleich zu bewirtschafteten Beständen zeichnen sich die Bestände der Naturwälder im Wesentlichen durch höhere Grundflächen, Derbholzvorräte und Stammzahlen aus. Langfristige Nutzungsaufgabe macht sich vor allem in den Stammzahlen der Reifephase bemerkbar. Im Durchschnitt liegen die Werte der OFN-50 Bestände um 60 % über denen der bewirtschafteten Bestände. In der Auslesephase beträgt der Unterschied knapp 30 %. Differenzen zwischen MFN und OFN-12 Beständen sind vergleichsweise gering.

4.1.3.1.1 Grundfläche

Der Effekt der Bewirtschaftungsintensität in Bezug auf die Bestandesgrundfläche (Abbildung 3) ist sowohl in der Reifephase (1992: $F=3.4$ d.f.=2, $P<0.05$; 2004 $F=11.1$ d.f.=2, $P<0.001$), als auch in der Auslesephase (1992: $F=8.7$ d.f.=2, $P<0.001$; 2004 $F=10.3$ d.f.=2, $P<0.001$) signifikant. Zwischen den Beständen des Naturwaldes Hevenbruch (OFN-12) und den Wirtschaftswäldern sind keine signifikanten Unterschiede für die Erstinventur festzustellen. Charakteristisch für die Naturwälder der Reifephase zum Zeitpunkt der Folgeinventur sind

die hohen Bestandesgrundflächen (2004: OFN-12 = $38 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$; OFN-50 = $45 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$). Hier liegen die Mittelwerte der mehr als 50 Jahre ungenutzten Beständen knapp 40 % über denen der bewirtschafteten Beständen, während mehr als 12 Jahre ungenutzte Bestände im Mittel ca. 20 % höhere Bestandesgrundflächen aufweisen. Die Unterschiede zwischen den OFN-12 und OFN-50 Beständen sind statistisch nicht signifikant. In der Auslesephase spiegelt sich der Effekt der Durchforstung deutlich in den einzelnen Straten wider. Hier macht sich eine 12-jährige Nullnutzung kaum bemerkbar, wohingegen der Effekt einer langjährigen Schlagruhe zu 40 % höheren Bestandesdichte führt (OFN-50: $44 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$).

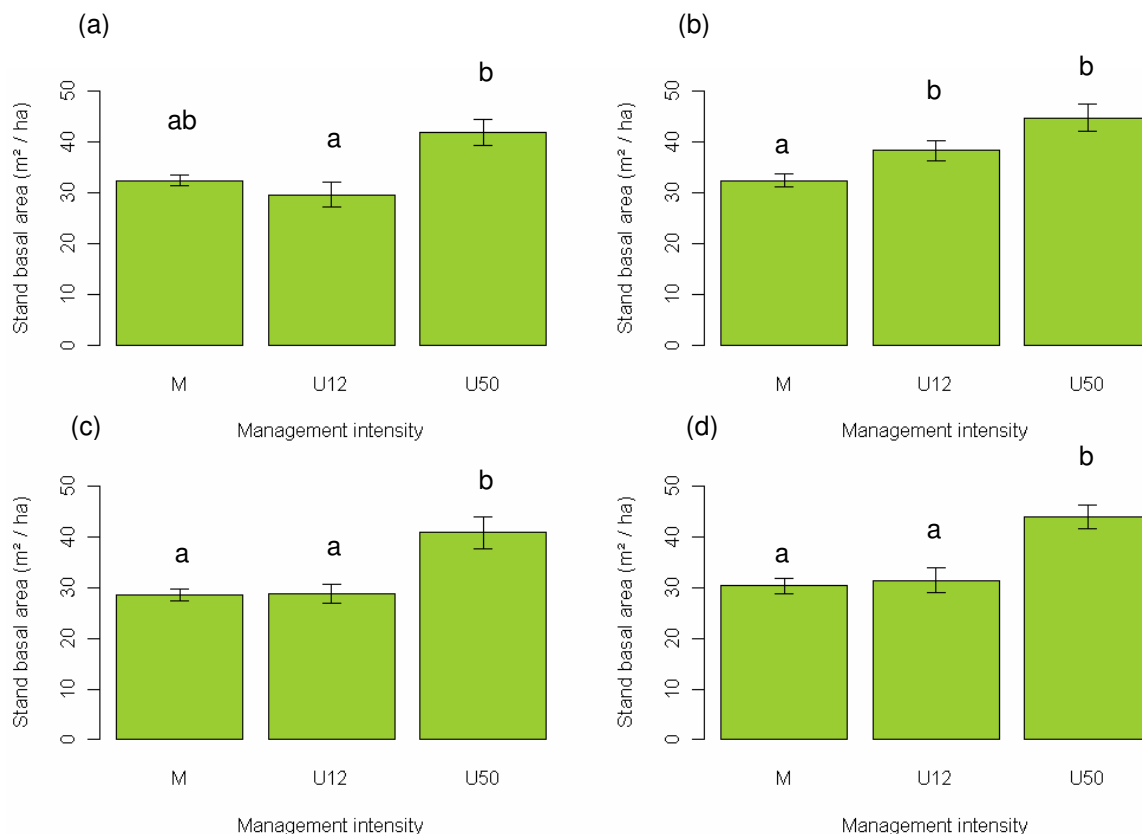


Abbildung 3: Grundflächenentwicklung (Mittelwert $\pm$ Std.Fehler) von Buchenbeständen.

(a) Reifephase 1992, (b) Reifephase 2004, (c) Auslesephase 1992, (d) Auslesephase 2004. Alle Bäume mit einem BHD $> 7 \text{ cm}$ wurden berücksichtigt. M = bewirtschaftete Bestände; U12 = unbewirtschaftete Bestände > 12 Jahre; U50 = unbewirtschaftete Bestände > 50 Jahre. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Tukey's Test, $P < 0.05$).

4.1.3.1.2 Holzvorrat

Für beide Waldentwicklungstypen können zu Beginn des Untersuchungszeitraumes keine signifikanten Unterschiede zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten Beständen festgestellt werden (Reifephase 1992: $F=1$, $d.f.=2$, $P=0.32$; Auslesephase 1992: $F=0.03$ $d.f.=1$, $P=0.85$), während die Bestandesentwicklung in den betrachteten 12 Jahren einen unterschiedlichen Verlauf zeigt (Reifephase 2004: $F=13$ $d.f.=2$, $P<0.001$; Auslesephase 2004 $F=8$ $d.f.=2$, $P<0.001$; Abbildung 4). Generell wird bei einem Hiebsatz von $38 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (FE^{13}) beziehungsweise bei einem Vollzug von $34 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (KSP^{14}) in Buchenbeständen im Planungszeitraum 1992 bis 2004 in Buchenbeständen eine 4 %-ige Zunahme des Holzvolumens in der Reifephase erreicht. In den untersuchten Altholzbeständen ist der vollzogene Hiebsatz durch die konsequente Zielstärkennutzung nur geringfügig niedriger als der Bestandeszuwachs, was in der Konsequenz zu einer leichten Zunahme der Holzvorräte in den bewirtschafteten Beständen führt (1992: $468 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, 2004: $485 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Im Gegensatz dazu sind die Altholzbestände der Naturwälder durch signifikant höhere Vorräte (2004: $\text{OFN-12} = 609 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; $\text{OFN-50} = 785 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) beziehungsweise deutlich stärkere Anstiege des Derbholzvolumens gekennzeichnet ($\Delta\text{Volumen}$: $\text{OFN-12} = 161 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; $\text{OFN-50} = 225 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Bereits nach 12-jähriger Nutzungsaufgabe erreicht die durchschnittliche Derbholzzunahme (OFN-12 : 36 %) fast dasselbe Niveau von mehr als 50 Jahren ungenutzten Beständen (OFN-50 : 40 %). Einhergehend mit der Zunahme der lebenden Bestandesvolumina ist ein Anstieg der Varianz zu beobachten (Schätzwerte der Multiplikatoren der Varianzfunktion des GLS-Models: $\delta_{\text{MFN}} = 1.00$, $\delta_{\text{OFN-12}} = 1.13$, $\delta_{\text{OFN-50}} = 2.05$). Der Vergleich der Variationskoeffizienten verdeutlicht die Zunahme der Wuchsheterogenität mit steigender Nutzungsaufgabe (MFN : 4 %, OFN-12 : 7 %, OFN-50 : 19 %).

In der Auslesephase steigen die Holzvorräte der bewirtschafteten Bestände um 24 % ($\Delta\text{Volumen}$: $73.3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Die Aufgabe forstlicher Nutzung erhöht die Bestandesvorräte in den Naturwäldern um 50 % ($\Delta\text{Volumen}$: $\text{OFN-12} = 142 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, $\text{OFN-50} = 198 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Signifikante Unterschiede sind nur zwischen den durchforsteten (MFN) und langjährig nicht-durchforsteten (OFN-50) Beständen zu beobachten. Die Differenzen zwischen den beiden Naturwäldern lassen sich statistisch nicht absichern (Tukey's Test, $P=0.05$).

¹³ Forsteinrichtung

¹⁴ Kontrollstichprobe

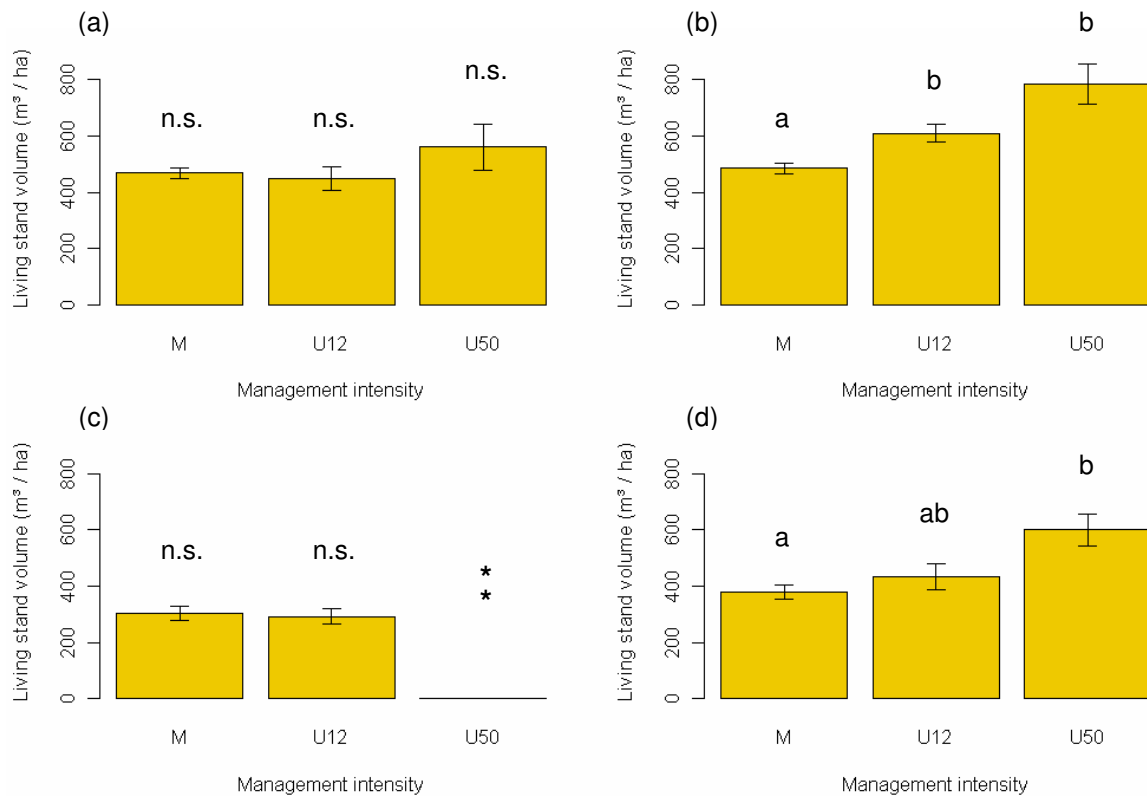


Abbildung 4: Entwicklung der Holzvorräte (Mittelwert $\pm$ Std.Fehler) von Buchenbeständen.

(a) Reifephase 1992, (b) Reifephase 2004, (c) Auslesephase 1992, (d) Auslesephase 2004. Alle Bäume mit einem BHD > 7 cm wurden berücksichtigt.

M = bewirtschaftete Bestände; U12 = unbewirtschaftete Bestände > 12 Jahre; U50 = unbewirtschaftete Bestände > 50 Jahre. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Tukey's Test, $P < 0.05$). Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungsintensitäten wurden für die Altholzbestände 2004 mit einer GLS-ANOVA getestet (t -Tests, multiples $\alpha = 0.017$).

4.1.3.1.3 Volumenzuwachs

Der periodische, jährliche Volumenzuwachs der unbewirtschafteten Altholzbestände ist tendenziell höher verglichen mit Beständen im Wirtschaftswald. In der Auslesephase ist derselbe Trend zu beobachten (Tabelle 5). Hier wurde für die OFN-50 Bestände der Zuwachs nicht berechnet, da 1992 nur 2 Probekreise dieser Entwicklungsphase zugeordnet werden konnten. In beiden Wachstumsphasen lassen sich die Unterschiede statistisch nicht absichern, wobei in der Auslesephase der P -Wert des F -Tests bei 0.05 liegt.

Tabelle 5: Periodischer, jährlicher Volumenzuwachs ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$), Minimum - Maximum (Range) von Buchenbeständen in Abhängigkeit des Waldentwicklungstyps. Alle Bäume mit einem BHD > 7 cm wurden berücksichtigt. M = bewirtschaftete Bestände; U12 = unbewirtschaftete Bestände > 12 Jahre; U50 = unbewirtschaftete Bestände > 50 Jahre. Pre-mature stage= Reifephase, Selection stage= Auslesephase, na= nicht verfügbar.

	<u>Pre-mature stage</u>		<u>Selection stage</u>	
	Mean $\pm$ SE	Range	Mean $\pm$ SE	Range
M	8.02 $\pm$ 0.51	0.18 – 19.38	9.79 $\pm$ 0.92	1.24 – 40.30
U12	10.94 $\pm$ 1.31	6.07 – 17.86	12.30 $\pm$ 5.76	1.17 – 20.85
U50	10.80 $\pm$ 1.93	4.77 – 15.31	na	11.82 / 26.07

4.1.3.1.4 Parametrisierung der Zuwachsfunktion

Der Analyse geht die Überlegung voraus, dass die deutlichen Unterschiede in den Vorratshaltungen kaum Auswirkungen auf die Zuwachsleistung der Bestände zeigten. Im Folgenden werden die Buchen-Altholzbestände untersucht, da in dieser Alterstufe vornehmlich die Vorratsanreicherung gesteuert wird. Zur Parametrisierung stand allerdings nur ein kleiner Datensatz zur Verfügung. Da eine gesicherte Aussage auf der Grundlage von nur 84 Probekreisen schwer möglich ist, sind die Ergebnisse als erste Tendenzen zu bewerten.

Aufgrund der Kollinearität zwischen der Bestandesgrundfläche und dem Bestandesvolumen ($r = 0.85$) wurde der Volumenzuwachs als Funktion der Holzvorräte, deren Veränderung innerhalb der Messperiode (Gleichung 2.3), des Bestandestyps und des Standortpotentials modelliert.

Die Variation zwischen den Waldstandorten übt keinen Einfluss auf den flächenhaften Volumenzuwachs aus ($L = 0.97$, $d.f. = 1$, $P = 0.32$). Der Residuenplot über der Vorratsveränderung deutete aber auf eine heteroskedastische Reststreuung hin. Durch die Verwendung einer Varianzfunktion, in diesem Fall eine Potenzfunktion der Vorratsveränderung, konnte das Modell signifikant verbessert werden ($L = 5.72$, $d.f. = 1$,

$P < 0.01$). Im Zuge der Auswahl der verschiedenen Kandidatenmodelle stellte sich heraus, dass weder der Bestandestyp noch die Faktoren Wasserversorgung und Oberbodentrophie einen signifikanten Einfluss auf den Bestandeszuwachs besitzen. Das Favoritenmodell enthält als Eingangsgrößen lediglich den Ausgangsvorrat und die Vorratsveränderung. Es zeigt sich, dass bei verschiedenen Ausgangsvorräten die Vorratsentwicklung in den Untersuchungsbeständen einen unterschiedlichen Verlauf nimmt. Daher ist es biologisch plausibel, dass sich der Einfluss des Ausgangsvorrats für stark vorratsakkumulierende Bestände anders verhält als bei einer schwachen Akkumulation oder bei einer Reduzierung des Bestandesvorrats. Es bestätigte sich, dass durch die Verwendung eines bivariaten Regressions-Splines (TPRS) zur Berücksichtigung des Synergieeffekts Ausgangsvorrat – Vorratsveränderung eine weitere Verbesserung der Modellspezifikation erreicht werden konnte ($L = 4.47$, $d.f. = 1$, $P < 0.05$). Der Volumenzuwachs von Buchenbeständen lässt sich mit folgender Funktion am besten schätzen:

$$PAIV_i = \alpha + f(V_i \times \Delta V_i) + \varepsilon_i \quad (3.1)$$

$$\text{mit } \varepsilon_i \sim N(0, \sigma^2 |\Delta V_i|^{2\delta})$$

wobei:

$PAIV_i$	Periodischer, jährlicher Volumenzuwachs des i -ten Bestandes ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$)
α	Interzept
f	2-dimensionale nicht-lineare Funktion, welche die Wechselwirkung zwischen dem Ausgangsvorratseffekt und dem Vorratsveränderungseffekt beschreibt
ε_i	Zufälliger Fehlerterm des i -ten Bestandes ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$)
δ	Parameter zur Beschreibung der heterogenen Residualvarianz als Potenzfunktion der Vorratsveränderung

Mit diesem einfachen Modell lassen sich 92 % der beobachteten Variation in den Zuwächsen durch den Ausgangsvorrat und die Vorratsveränderung erklären (Tabelle 6).

Tabelle 6: Koeffizienten und statistische Kennwerte der Schätzfunktion des periodischen, jährlichen Bestandeszuwachses.

	Estimate	SE	t-value	P-value
<i>Parametric term</i>				
Intercept	8.7418	0.2831	30.87	<0.0001
		edf	F-value	P-value
<i>Non-parametric terms</i> (V x ΔV)		14.07	7.34	<0.0001
<i>Variance component</i> δ	-0.3849			
 $R^2_{adj.} = 0.92$ $N_{plots} = 84$				

Der Residuen-Schätzwertplot zeigt eine homoskedastische Varianz (Abbildung A1). Durch die Verwendung der Varianzfunktion konnte der Bias erfolgreich reduziert werden, was der Residuenplot über dem Regressor Vorratsveränderung bestätigt. Die übrigen Residualanalysen sind ebenfalls zufriedenstellend (Abbildung A.2). Das Modell liefert damit eine verzerrungsfreie Anpassung der Daten.

Der Interaktionseffekt zwischen dem Ausgangsvorrat und der Vorratsveränderung ist in Abbildung 5 dargestellt. Der Verlauf der Iso-Zuwachs-Linien zeigt, dass die Abstände zwischen den Isolinien am Übergang von einer Vorratsakkumulation zu einer Vorratsreduktion stark variieren. Das bedeutet, dass die Wechselwirkung vor allem bei einer Vorratsabsenkung auftritt. Eine Vorratsabsenkung führt in vorratsarmen und vorratsreichen Beständen zu einem Rückgang des Volumenzuwachses. Darüber hinaus ist ein positiver Einfluss einer Vorratsreduktion für einen Bereich von $380 - 520 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ zu erkennen. Dies wird durch den Peak für Bestände mit mittlerer Vorratshaltung (ca. $450 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) verdeutlicht, wobei hier das Zuwachsniveau noch unter dem von stark vorratsakkumulierende Beständen liegt.

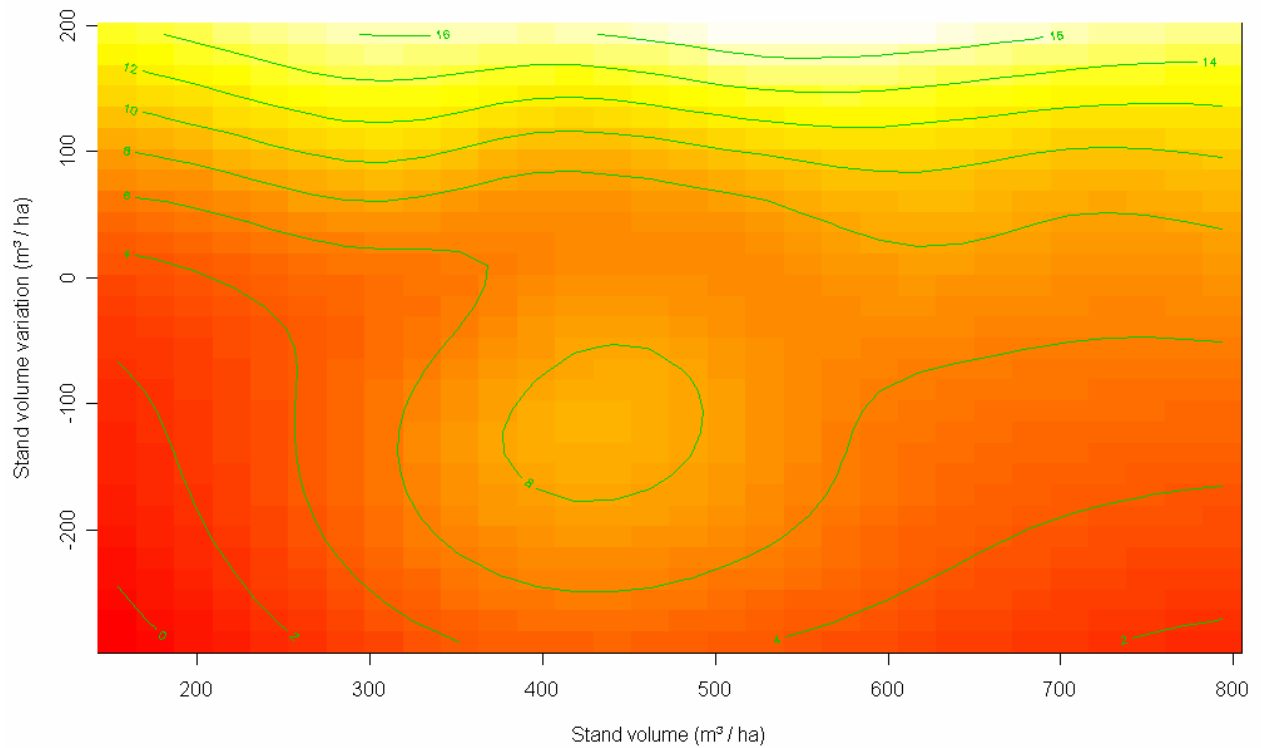


Abbildung 5: Geschätzte Zuwachsniveaus in Abhängigkeit des Ausgangsvorrats und der Vorratsveränderung. Dargestellt ist die Wechselwirkung zwischen dem Ausgangsvorrat (x-Achse) und der Vorratsveränderung (y-Achse).

Das Modellverhalten wird im Zusammenhang mit der Diskussion über die Zielvorräte in Kapitel 4.1.4.2.3 näher erläutert.

4.1.3.1.5 Durchmesservertelung

Die Entwicklung der Durchmesservertelung für die Untersuchungsbestände ist in Abbildung 6 getrennt nach Waldentwicklungstypen in 4 cm Durchmesserklassen dargestellt. Während die Bestände der Reifephase ähnliche Bestandesstrukturen ausbilden, zeigt sich der Einfluss der Bewirtschaftung vor allem in der Auslesephase. In Altholzbeständen wird eine zweigipflige Stammverteilungskurve durch Bewirtschaftung aufrechterhalten, wobei im Laufe der Bestandesentwicklung natürliche Selektionsprozesse ebenfalls zu einem mehrschichtigen Bestandesaufbau führen. Die OFN-50 Altholzbestände sind durch eine Verschiebung von einer leicht linksschiefen zu einer bimodalen Verteilung charakterisiert. Aufgrund der fehlenden Durchforstung sind Bäume im mittleren Durchmesserbereich (Durchmesserklasse 24-36 cm) dominant. Dieser Einfluss zeigt sich noch deutlicher in der Auslesephase. Hier wird durch Bewirtschaftung eine typische plenterwaldartige Stammzahlverteilung mit einem Schwerpunkt in den niedrigen Durchmesserklassen (12-16 cm) erreicht. Im Gegensatz dazu verschiebt sich der Gipfel mit zunehmender Dauer der Nicht-Bewirtschaftung in den mittleren BHD-Bereich (Durchmesserklasse 24-36 cm) ohne dabei den Zwischen- beziehungsweise Unterstand einzubüßen. Typisch für mehr als 50 Jahre ungenutzte Bestände ist eine glockenförmige Stammverteilung.

Reifephase

Auslesephase

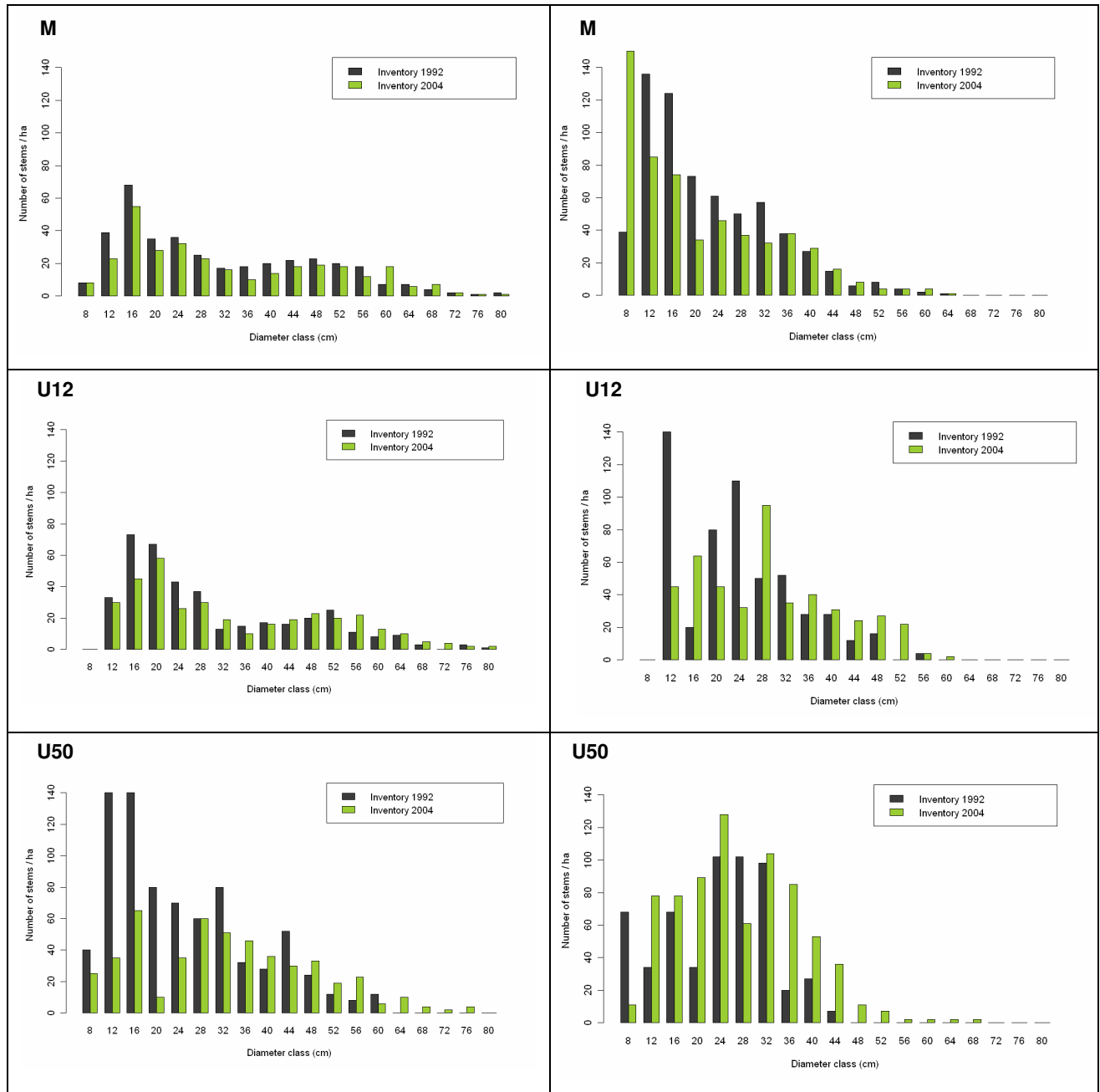


Abbildung 6: Entwicklung der Stammverteilung differenziert nach Waldentwicklungstyp und Inventur. Alle Bäume mit einem BHD > 7 cm sind in der Auswertung berücksichtigt.

M = bewirtschaftete Bestände; U12 = unbewirtschaftete Bestände >12 Jahre; U50 = unbewirtschaftete Bestände >50 Jahre.

Nach einer kurzzeitigen Nutzungsaufgabe sind deutliche strukturelle Unterschiede vor allem in der Auslesephase zu beobachten. Hier zeichnet sich im Laufe der Bestandesentwicklung ein Übergang von einer Plenterwaldkurve (analog MFN) zu einer unimodalen Verteilung (analog OFN-50) ab. Verantwortlich hierfür ist die starke Stammzahlreduktion im Stangenholz und schwachem Baumholz. In der Reifephase ist der Effekt schwach. Der etwas geringer ausgeprägte Unterstand wird durch höhere Stammzahlen im Zwischenstand ausgeglichen. In Bezug auf die Verteilung der herrschenden Bäume sind keine nennenswerten Unterschiede zum Wirtschaftswald festzustellen.

4.1.3.2 Analyse der Wuchsdynamik der Rot-Buche

4.1.3.2.1 Modellparametrisierung und Modellüberprüfung

Die explorative Datenanalyse zeigte eine leichte Kollinearität zwischen dem Ausgangsalter und dem Ausgangsdurchmesser ($r = 0.74$). Mit der Abkehr vom Altersklassenwald-Gedanken sowie der Berücksichtigung der natürlichen Heterogenität im Wuchsverhalten von Bäumen in Naturwäldern, wurde der Stammdurchmesser gegenüber dem Baumalter, als potentieller Prediktor in den Einzelbaummodellen bevorzugt. Vor allem in dichtbestockten Beständen ist der straffe Zusammenhang zwischen dem Baumalter und dem BHD nicht gegeben. Mit zunehmender Dauer der Aufgabe forstlicher Nutzung lockert sich diese Beziehung (MFN: $r = 0.76$, $P < 0.001$, OFN-12: $r = 0.61$, $P < 0.001$, OFN-50: $r = 0.36$, $P < 0.01$). Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass die positive Korrelation zwischen dem Baumalter und der Stammstärke nutzungsbedingt ist. Auch zwischen der Ausgangsbaumhöhe und dem Ausgangsdurchmesser war eine Kollinearität zu erkennen ($r = 0.87$). Aus diesem Grund wurde die Baumhöhe in den weiteren Auswertungen nicht berücksichtigt. Der Faktor Oberbodentrophie wurde weder für den Durchmesser- noch für den Höhenbeziehungsweise den Volumenzuwachs als signifikante Einflussgröße im Zuge der Variablenselektion ausgewählt.

4.1.3.2.1.1 Durchmesserzuwachs

Der Vergleich der Modelle M1 (vollständiges Modell + ε_{ijk}) versus M2 (vollständiges Modell + $b_i + b_{ij} + \varepsilon_{ijk}$) zeigte eine Modellverbesserung im Sinne des AIC ($\Delta AIC = -160$, $L = 163.7$,

$d.f.=2$, $P<0.0001$). Im Residuen-Schätzwert-Plot beziehungsweise Residuen-BHD-Plot war ein deutlicher Anstieg der Varianz mit zunehmenden Erwartungswerten beziehungsweise BHD-Werten zu erkennen (cone effect). Um die Heteroskedastizität zu berücksichtigen, wurde die Varianz der Residuen als Potenzfunktion des Ausgangsdurchmessers modelliert. Diese Erweiterung führte ebenfalls zu einer Verbesserung des Modells ($\Delta AIC = -129$, $L = 130.6$, $d.f.=1$, $P<0.0001$). Gemäß Faraway (2006) können die ermittelten, sehr kleinen P -Werte als robust betrachtet werden. Nach statistischen Kriterien lässt sich der periodische, jährliche Durchmesserzuwachs der Buche durch folgendes Modell am Besten beschreiben:

$$PAID_{ijk} = \alpha + \beta_1 dbh_{ijk} + \beta_2 dbh_{ijk}^2 + \beta_3 BA_{ij} + \beta_4 \Delta BA_{ij} + \beta_5 ST_{2ij} + \beta_6 (dbh_{ijk} \times BA_{ij}) + \beta_7 (dbh_{ijk} \times \Delta BA_{ij}) + b_i + b_{ij} + \varepsilon_{ijk} \quad (3.2)$$

mit $b_i \sim N(0, \sigma_1^2)$ $b_{ij} \sim N(0, \sigma_2^2)$ $\varepsilon_{ijk} \sim N(0, \sigma^2 | dbh_{ijk} |^{2\delta})$

wobei:

$PAID_{ijk}$	Periodischer, jährlicher Durchmesserzuwachs des k -ten Baumes innerhalb des j -ten Probekreises im i -ten Waldstandort (cm Jahr^{-1})
α	Interzept
dbh_{ijk}	Brusthöhendurchmesser k -ten Baumes innerhalb des j -ten Probekreises im i -ten Waldstandort (cm)
BA_{ij}	Bestandesgrundfläche des j -ten Probekreises im i -ten Waldstandort ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$)
ΔBA_{ij}	Bestandesgrundflächenveränderung des j -ten Probekreises im i -ten Waldstandort ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$)
ST_{ij}	Bestandestyp des j -ten Probekreises im i -ten Waldstandort
$\beta_1, \dots, \beta$	Koeffizienten der Regressoren
b_i	Zufälliger Effekt auf der Ebene der Waldstandorte
b_{ij}	Zufälliger Effekt auf der Ebene der Probekreise
ε_{ijk}	Zufälliger Fehlerterm des k -ten Baumes innerhalb des j -ten Probekreises im i -ten Waldstandort (cm Jahr^{-1})

δ Parameter zur Beschreibung der heterogenen Residualvarianz als Potenzfunktion des Ausgangsdurchmessers

In der Modellspezifikation (Gleichung 3.2) wird deutlich, dass die Wirkung des nicht-linearen Ausgangsdurchmessereffekts von der Bestandesdynamik (Lang- und Kurzeiteffekte der Bestandesdichte) abhängig ist. Ein positiver Einfluss der interspezifischen Konkurrenz ist ebenfalls zu beobachten. Im Mittel erreichen Buchen in Mischbeständen einen 10 % höheren Durchmesserzuwachs (Tabelle 7).

Tabelle 7: Koeffizienten und statistische Kennwerte des Modells zum periodischen, jährlichen Durchmesserzuwachs der Buche. Die Werte des Ausgangsdurchmessers (dbh) wurden um den Mittelwert zentriert. σ = geschätzte Standardabweichung; δ = Varianzparameter; E = mittlerer Fehler; |E| = mittlerer absoluter Fehler; E² = mittlerer quadratischer Fehler.

PAI of diameter (cm year ⁻¹)						
Parameter	Estimate	SE	t-value	P-value	CI-lower	CI-upper
<i>Fixed effects</i>						
Intercept	0.79472	0.04492	17.69	<0.0001	0.70657	0.88287
dbh	-0.00403	0.00155	-2.61	0.0092	-0.00706	-0.00100
dbh ²	-0.00007	0.00003	-2.78	0.0056	-0.00012	-0.00002
BA	-0.00764	0.00108	-7.05	<0.0001	-0.00977	-0.00551
Δ BA	-0.00259	0.00152	-1.70	0.0897	-0.00558	0.00040
factor(ST ₂)	-0.10623	0.02048	-5.19	<0.0001	-0.14652	-0.06593
dbh * BA	0.00023	0.00005	5.08	<0.0001	0.00014	0.00032
dbh * Δ BA	0.00030	0.00007	4.07	0.0001	0.00016	0.00045
<i>Variance components</i>						
δ	-0.37165					
σ_{site}	0.08475					
σ_{plot}	0.14120					
$\sigma_{\text{tree (resid.error)}}$	0.62267					
<i>Error statistics</i>						
E	-0.03					
E	0.19					
E ²	0.06					

Der Anteil an der totalen Varianz auf der Baumebene hängt, wie in Gleichung 3.2 beschrieben, von der Größe der BHD-Werte ab. Tendenziell ist die Variation zwischen den Waldstandorten vergleichsweise gering. Der größte Anteil entfällt auf die Baumebene.

In Abbildung A.3 ist die Streuung des Residualfehlers in Abhängigkeit des geschätzten Durchmesserzuwachses dargestellt. Das Modellfehler ist gering (mittlerer Fehler: $-0.03 \text{ cm Jahr}^{-1}$) und nahezu verzerrungsfrei. Lediglich für Werte von $> 0.9 \text{ cm Jahr}^{-1}$ tendiert das Modell zu einer Überschätzung des Zuwachses. Dieser Prognosebereich muss daher als nicht genau eingestuft werden. Betrachtet man die Anzahl der Beobachtungen, die außerhalb einer Spanne von -2 und $+2$ liegen, in Relation zur Gesamtstichprobenzahl, so ist der Prozentsatz vernachlässigbar gering (Zuur et al. 2007).

Der Streuung des Residualfehlers über den Regressoren weist ebenfalls keine Verzerrungen auf (Abbildung A.4). Eine Normalverteilung der Residuen und der EBLUPs (empirical best linear unbiased predictors) der zufälligen Effekte liegt ebenfalls vor (Abbildung A.5). Die Modellannahmen sind somit erfüllt.

4.1.3.2.1.2 Höhenzuwachs

Das um zufällige Effekte auf der Wald- und Probekreisebene erweiterte Modell führte zu einer signifikanten Verbesserung ($\Delta AIC = -553$, $L = 557.2$, $d.f. = 2$, $P < 0.0001$). Nach Ermittlung der optimalen Varianzstruktur und Ermittlung der festen Effekte, lieferte das folgende Modell die beste Anpassung an die Daten:

$$PAIH_{ijk} = \alpha + \beta_1 dbh_{ijk} + \beta_2 dbh_{ijk}^2 + \beta_3 BA_{ij} + \beta_4 \Delta BA_{ij} + \beta_5 W_{2ij} + \beta_6 (dbh_{ijk} \times BA_{ij}) + \beta_7 (dbh_{ijk}^2 \times BA_{ij}) + \beta_8 (dbh_{ijk} \times \Delta BA_{ij}) + \beta_9 (dbh_{ijk} \times W_{2ij}) + b_i + b_{ij} + \varepsilon_{ijk} \quad (3.3)$$

mit $b_i \sim N(0, \sigma_1^2)$ $b_{ij} \sim N(0, \sigma_2^2)$ $\varepsilon_{ijk} \sim N(0, \sigma^2)$

wobei:

$PAIH_{ijk}$	Periodischer, jährlicher Höhenzuwachs des k -ten Baumes innerhalb des j -ten Probekreises im i -ten Waldstandort (m Jahr ⁻¹)
α	Interzept
dbh_{ijk}	Brusthöhendurchmesser k -ten Baumes innerhalb des j -ten Probekreises im i -ten Waldstandort (cm)
BA_{ij}	Bestandesgrundfläche des j -ten Probekreises im i -ten Waldstandort (m ² ha ⁻¹)
ΔBA_{ij}	Bestandesgrundflächenveränderung des j -ten Probekreises im i -ten Waldstandort (m ² ha ⁻¹)
W_{ij}	Bodenwasserhaushalt des j -ten Probekreises im i -ten Waldstandort
$\beta_1, \dots, \beta_9$	Koeffizienten der Regressoren
b_i	Zufälliger Effekt auf der Ebene der Waldstandorte
b_{ij}	Zufälliger Effekt auf der Ebene der Probekreise
ε_{ijk}	Zufälliger Fehlerterm des k -ten Baumes innerhalb des j -ten Probekreises im i -ten Waldstandort (m Jahr ⁻¹)

Das Höhenwachstum der Buche wird durch steigende Bestandesdichten gefördert. Dabei hängt die Wirkungsweise des nicht-linearen Effekts des Stammdurchmessers von der Modifikation durch Interaktionen mit den Dichteparametern ab. Des Weiteren bestimmt der Bodenwasserhaushalt in Wechselwirkung mit dem BHD die Höhe und den Verlauf der Zuwachswerte.

Im Gegensatz zum Durchmessermodell ist ein beträchtlicher Teil der Variation auf der Ebene der Probekreise (50 % der totalen Varianz). zu finden. Einen erwartungsgemäß ebenso hohen Anteil stellt die Baumebene (43 %). Die Variation zwischen den Waldstandorten ist vergleichsweise gering (7 %). Koeffizientenschätzungen und statistische Kennwerte sind in Tabelle 8 aufgeführt.

Tabelle 8: Koeffizienten und statistische Kennwerte des Modells zum periodischen, jährlichen Höhenzuwachs der Buche. Die Werte des Ausgangsdurchmessers (dbh) wurden um den Mittelwert zentriert. σ = geschätzte Standardabweichung; E = mittlerer Fehler; |E| = mittlerer absoluter Fehler; E^2 = mittlerer quadratischer Fehler.

PAI of height (m year ⁻¹)						
Parameter	Estimate	SE	t-value	P-value	CI-lower	CI-upper
<i>Fixed effects</i>						
Intercept	0.23872	0.04499	5.31	<0.0001	0.15044	0.32700
dbh	-0.01248	0.00171	-7.29	<0.0001	-0.01584	-0.00912
dbh ²	0.00020	0.00005	3.74	0.0002	0.00009	0.00030
BA	-0.00070	0.00115	-0.61	0.5435	-0.00297	0.00157
Δ BA	0.00457	0.00158	2.89	0.0041	0.00146	0.00767
factor(W ₂)	-0.05126	0.02137	-2.40	0.0166	-0.09318	-0.00934
dbh * BA	0.00025	0.00005	4.63	<0.0001	0.00014	0.00035
dbh ² * BA	0.00000	0.00000	-3.03	0.0025	-0.00001	0.00000
dbh * Δ BA	0.00025	0.00007	3.45	0.0006	0.00011	0.00040
dbh * factor(W ₂)	0.00286	0.00091	3.13	0.0018	0.00107	0.00465
<i>Variance components</i>						
σ_{site}	0.06055					
σ_{plot}	0.16255					
$\sigma_{\text{tree (resid.error)}}$	0.15048					
<i>Error statistics</i>						
E	-0.01					
E	0.18					
E ²	0.05					

Der Modellfehler ist ebenfalls gering (mittlere Fehler: -0.01 m Jahr⁻¹). Die Abbildungen A.6 und A.7 zeigen eine verzerrungsfreie Anpassung der Daten. Das ansatzweise zu erkennende diagonale Band in den Residuen (Abbildung A.6) beruht darauf, dass viele Beobachtungen denselben Wert haben (Draper & Smith 1998). Die Varianzhomogenität ist dadurch aber nicht verletzt (Faraway 2005). Auch hier liegen relativ wenige Werte der standardisierten Residuen außerhalb des Bereiches von -2 und 2. Wie bereits dargelegt, ist somit keine ernsthafte Verletzung der Homogenitätsannahme zu erkennen. Die Annahme der Normalverteilung ist auch hier erfüllt (Abbildung A.8).

Die negativen Schätzwerte resultieren aus Ungenauigkeiten bei der Höhenmessung, die besonders in dicht bestockten Beständen oder bei Bäumen mit sehr langsamen Höhenwachstum auftreten können (Hasenauer & Monserud 1997).

4.1.3.2.1.3 Volumenzuwachs

Die Modellbildung verlief analog der des Durchmesserzuwachsmodeils. In Tabelle 9 sind die AIC-Werte der Kandidatenmodelle aufgeführt.

Tabelle 9: Statistische Kennwerte der Varianzkomponenten des Volumenzuwachsmodeils.

M1: vollständiges Modell + ε_{ijk} , M2: vollständiges Modell + $b_i + b_{ij} + \varepsilon_{ijk}$,

M3: vollständiges Modell + $b_i + b_{ij} + \text{var}(\varepsilon_{ijk}) = \sigma^2 |dbh_{ijk}|^{2\delta}$.

Model	df	AIC	BIC	logLik	Test	L-Ratio	P-value
1	14	-6267.46	-6193.66	3147.73			
2	16	-6510.48	-6426.14	3271.24	1 vs 2	247.02	<0.0001
3	17	-7115.48	-7025.87	3574.74	2 vs 3	607.00	<0.0001

Der Volumenzuwachs wird durch den BHD, den Bestandestyp sowie die Dichteparameter Ausgangsbestandesgrundfläche und Bestandesgrundflächenveränderung beeinflusst. Dabei werden Verlauf und Niveau der Vorhersagewerte von den Synergieeffekten zwischen dem Stammdurchmesser und den weiteren Kovariablen modifiziert (Tabelle 10). Das minimale adäquate Modell hat folgende Struktur:

$$PAIV_{ijk} = \alpha + \beta_1 dbh_{ijk} + \beta_2 BA_{ij} + \beta_3 \Delta BA_{ij} + \beta_4 ST_{2ij} + \beta_5 (dbh_{ijk} \times BA_{ij}) + \beta_6 (dbh_{ijk} \times \Delta BA_{ij}) + \beta_7 (dbh_{ijk} \times ST_{2ij}) + b_i + b_{ij} + \varepsilon_{ijk} \quad (3.4)$$

mit $b_i \sim N(0, \sigma_1^2)$ $b_{ij} \sim N(0, \sigma_2^2)$ $\varepsilon_{ijk} \sim N(0, \sigma^2 | dbh_{ijk}|^{2\delta})$

wobei:

$PAIV_{ijk}$	Periodischer, jährlicher Volumenzuwachs des k -ten Baumes innerhalb des j -ten Probekreises im i -ten Waldstandort ($\text{m}^3 \text{Jahr}^{-1}$)
α	Interzept
dbh_{ijk}	Brusthöhendurchmesser k -ten Baumes innerhalb des j -ten Probekreises im i -ten Waldstandort (cm)
BA_{ij}	Bestandesgrundfläche des j -ten Probekreises im i -ten Waldstandort ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$)
ΔBA_{ij}	Bestandesgrundflächenveränderung des j -ten Probekreises im i -ten Waldstandort ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$)
ST_{ij}	Bestandestyp des j -ten Probekreises im i -ten Waldstandort
$\beta_1, \dots, \beta_7$	Koeffizienten der Regressoren
b_i	Zufälliger Effekt auf der Ebene der Waldstandorte
b_{ij}	Zufälliger Effekt auf der Ebene der Probekreise
ε_{ijk}	Zufälliger Fehlerterm des k -ten Baumes innerhalb des j -ten Probekreises im i -ten Waldstandort ($\text{m}^3 \text{Jahr}^{-1}$)
δ	Parameter zur Beschreibung der heterogenen Residualvarianz als Potenzfunktion des Ausgangsdurchmessers

In Bezug auf die Aufteilung der Variationskomponenten ist derselbe Trend wie in den Durchmesserzuwachsmoellen zu beobachten, wobei tendenziell die Varianz auf Baumebene einen höheren Anteil repräsentiert.

Tabelle 10: Koeffizienten und statistische Kennwerte des Modells zum periodischen, jährlichen Volumenzuwachs der Buche. σ = geschätzte Standardabweichung; E = mittlerer Fehler; |E| = mittlerer absoluter Fehler; E^2 = mittlerer quadratischer Fehler.

Parameter	PAI of volume ($\text{m}^3 \text{ year}^{-1}$)					
	Estimate	SE	t-value	P-value	CI-lower	CI-upper
<i>Fixed effects</i>						
Intercept	0.013679	0.006406	2.14	0.0330	0.001109	0.026248
dbh	0.001485	0.000189	7.85	<0.0001	0.001114	0.001856
BA	-0.000858	0.000184	-4.66	<0.0001	-0.001221	-0.000496
Δ BA	-0.000895	0.000261	-3.42	0.0007	-0.001409	-0.000381
factor(ST ₂)	-0.000019	0.003430	-0.01	0.9955	-0.006768	0.006729
dbh * BA	0.000014	0.000005	2.59	0.0097	0.000003	0.000024
dbh * Δ BA	0.000033	0.000008	3.97	0.0001	0.000016	0.000049
dbh * factor(ST ₂)	-0.000226	0.000103	-2.19	0.0289	-0.000429	-0.000023
<i>Variance components</i>						
δ	0.925307					
σ_{site}	0.006067					
σ_{plot}	0.011949					
$\sigma_{\text{tree (resid.error)}}$	0.000773					
<i>Error statistics</i>						
E	-0.002					
E	0.019					
E^2	0.001					

Die Prognose des Volumenzuwachses weist keine Verzerrungen auf (Abbildung A.9 und A.10). Der Bias des Modells ist gering (mittlerer Fehler: $-0.002 \text{ m}^3 \text{ Jahr}^{-1}$). Die Annahme der Normalverteilung ist ebenfalls erfüllt (Abbildung A.11).

4.1.3.2.2 Höhen-Durchmesser Beziehung

Zur Analyse der Entwicklung der Höhen-Durchmesser-Beziehungen wurden die Modelle aufnahmenperiodisch parametrisiert. Dies kann insofern begründet werden, da sich der Datensatz 2004 für die Naturwälder wesentlich erweitert hat und somit die Aussagegüte zunimmt. Um den Einfluss der Konkurrenz auf die Höhen-Durchmesser-Beziehung zu prüfen, wurden Parameter zur Grundflächenhaltung (BA) und Konkurrenzform (ST) in den Modellen berücksichtigt (vgl. Tabelle A.3).

Für beide Inventuren führte die Verwendung eines gemischten Modells mit zufälligen Effekten auf der Wald- und Probekreisebene zu einer deutlichen Modellverbesserung im Sinne des AIC (Modell 2). Die Erweiterung um Zufallssteigungen auf der Ebene der Probekreise konnte das Modell ebenfalls verbessern (Modell 3). Die heterogene Varianz der Residuen wurde durch eine Varianzfunktion berücksichtigt (Modell 4) (Tabelle 11).

Tabelle 11: Statistische Kennwerte der Varianzkomponenten der Höhen-Durchmessermodelle.

Modell 1: $s(\text{dbh}) + s(\text{BA}) + \text{ST} + \varepsilon_{ijk}$.

Model	df	AIC	BIC	logLik	Test	L-Ratio	P-value
<i>Inventory 1992</i>							
1	7	7477.50	7514.44	-3731.75			
2	9	6630.20	6677.70	-3306.10	1 vs 2	851.30	<0.0001
3	11	6518.54	6576.59	-3248.27	2 vs 3	115.66	<0.0001
4	12	6432.78	6496.11	-3204.39	3 vs 4	87.76	<0.0001
<i>Inventory 2004</i>							
1	7	12067.99	12107.65	-6027.00			
2	9	9953.00	10003.99	-4967.50	1 vs 2	2118.99	<0.0001
3	11	9806.12	9868.44	-4892.06	2 vs 3	150.87	<0.0001
4	12	9744.44	9812.42	-4860.22	3 vs 4	63.68	<0.0001

Es ist biologisch plausibel, dass sich der Effekt des Ausgangsdurchmessers bei unterschiedlicher Entwicklung der Bestandesdichte anders verhält. Aus diesem Grund wurde getestet, ob die Verwendung eines Tensorprodukt-Splines zu einer Verbesserung der

Modellspezifikation führt. Durch die Berücksichtigung der Wechselwirkung zwischen dem Durchmesser- und Bestandesgrundfläche konnte das Modell für die Folgeinventur 2004 weiter verbessert werden ($\Delta AIC = -7.96$). Die resultierenden additiven gemischten Modelle lauten:

Erstinventur 1992

$$TH_{ijk} = \alpha + f_1(dbh_{ijk}) + f_2(BA_{ij}) + \beta ST_{2ij} + b_i + b_{0,ij} + b_{1,ij}(dbh_{ijk}) + \varepsilon_{ijk} \quad (3.5)$$

$$\text{mit } b_i \sim N(0, \sigma_{site}^2) \quad b_{0,ij} \sim N(0, \sigma_{0,plot}^2) \quad b_{1,ij} \sim N(0, \sigma_{1,plot}^2) \quad \varepsilon_{ijk} \sim N(0, \sigma^2 | BA_{ij}^{2\delta})$$

wobei:

TH_{ijk}	Höhe des k -ten Baumes im j -ten Probekreis des i -ten Waldstandortes(m)
α	Interzept
dbh_{ijk}	Brusthöhendurchmesser k -ten Baumes innerhalb des j -ten Probekreises im i -ten Waldstandort (cm)
BA_{ij}	Bestandesgrundfläche des j -ten Probekreises im i -ten Waldstandort ($m^2 ha^{-1}$)
ST_{ij}	Bestandestyp des j -ten Probekreises im i -ten Waldstandort
β	Koeffizient des Regressors
f_1, f_2	Nicht-lineare Funktionen zur Beschreibung der Regressoreffekte
b_i	Zufälliger Effekt auf der Ebene der Waldstandorte
$b_{0,ij}$	Zufälliger Effekt auf der Ebene der Probekreise (Interzept)
$b_{1,ij}$	Zufälliger Effekt auf der Ebene der Probekreise (Steigung)
ε_{ijk}	Zufälliger Fehlerterm des k -ten Baumes innerhalb des j -ten Probekreises im i -ten Waldstandort (m)
δ	Parameter zur Beschreibung der heterogenen Residualvarianz als Potenzfunktion der Bestandesgrundfläche

Folgeinventur 2004

$$TH_{ijk} = \alpha + f(dbh_{ijk} \times BA_{ij}) + \beta ST_{2ij} + b_i + b_{0,ij} + b_{1,ij}(dbh_{ijk}) + \varepsilon_{ijk} \quad (3.6)$$

$$\text{mit } b_i \sim N(0, \sigma_{site}^2) \quad b_{0,ij} \sim N(0, \sigma_{0,plot}^2) \quad b_{1,ij} \sim N(0, \sigma_{1,plot}^2) \quad \varepsilon_{ijk} \sim N(0, \sigma^2 | BA_{ij}|^{2\delta})$$

wobei:

TH_{ijk}	Höhe des k -ten Baumes im j -ten Probekreis des i -ten Waldstandortes(m)
α	Interzept
dbh_{ijk}	Brusthöhendurchmesser k -ten Baumes innerhalb des j -ten Probekreises im i -ten Waldstandort (cm)
BA_{ij}	Bestandesgrundfläche des j -ten Probekreises im i -ten Waldstandort ($m^2 \text{ ha}^{-1}$)
ST_{ij}	Bestandestyp des j -ten Probekreises im i -ten Waldstandort
β	Koeffizient des Regressors
f	2-dimensionale nicht-lineare Funktion, die die Wechselwirkung zwischen dem Brusthöhendurchmessereffekt und dem Bestandesgrundflächeneffekt beschreibt
b_i	Zufälliger Effekt auf der Ebene der Waldstandorte
$b_{0,ij}$	Zufälliger Effekt auf der Ebene der Probekreise (Interzept)
$b_{1,ij}$	Zufälliger Effekt auf der Ebene der Probekreise (Steigung)
ε_{ijk}	Zufälliger Fehlerterm des k -ten Baumes innerhalb des j -ten Probekreises im i -ten Waldstandort (m)
δ	Parameter zur Beschreibung der heterogenen Residualvarianz als Potenzfunktion der Bestandesgrundfläche

Die R^2 -Werte (erklärter Anteil der Variation = Devianz) beider Modelle sind > 0.8 , das bedeutet, dass in der Erstinventur 83 % und in der Folgeinventur 81 % der beobachteten Variation in den Baumhöhen durch den Stammdurchmesser, die Bestandesgrundfläche und den Bestandestyp erklärt werden können (Tabelle 12 und 13).

Tabelle 12: Parameterschätzer des additiven gemischten Modells zur Beschreibung der Höhen-Durchmesser-Beziehung der Buche der Erstinventur 1992.

	Estimate	SE	t-value	P-value
<i>Parametric term</i>				
Intercept	23.4232	0.2598	90.17	<0.0001
factor(ST ₂)	2.1344	0.4024	5.30	<0.0001
		edf	F-value	P-value
<i>Non-parametric trends</i>				
s(dbh)		6.21	125.58	<0.0001
s(BA)		4.09	12.03	<0.0001
<i>Variance components</i>				
δ	0.5195			
Var(b) _{site}	0.1079			
Var(b ₀) _{plot}	16.8849			
Var(b ₁) _{plot}	0.0113			
Cov(b ₀ ,b ₁)	-0.2867			
σ^2_{tree} (residual variance)	0.0692			
R ² _{adj.} = 0.83				
N _{trees} = 1451				

Tabelle 13: Parameterschätzer des additiven gemischten Modells zur Beschreibung der Höhen-Durchmesser-Beziehung der Buche der Folgeinventur 2004.

	Estimate	SE	t-value	P-value
<i>Parametric term</i>				
Intercept	26.5078	0.4224	62.75	<0.0001
factor(ST ₂)	2.4436	0.4010	6.09	<0.0001
		edf	F-value	P-value
<i>Non-parametric term</i>				
s(dbh x BA)		17.59	55.66	<0.0001
<i>Variance components</i>				
δ	0.4585			
Var(b) _{site}	1.4465			
Var(b ₀) _{plot}	24.4318			
Var(b ₁) _{plot}	0.0088			
Cov(b ₀ ,b ₁)	-0.3209			
σ^2_{tree} (residual variance)	0.0981			
R ² _{adj.} = 0.81				
N _{trees} = 2137				

Für beide Inventuren sind die Modellannahmen erfüllt (Abbildung A.12 bis A.17). In den Residuen des Modells für die Folgeinventur ist eine leichte Abweichung von einer Normalverteilung zu erkennen (Abbildung A.17 links). Dies ist aber kein ernsthaftes Problem, da die Stichprobenzahl (n=2137) groß ist. (Fitzmaurice et al. 2004).

Der Einfluss des Stammdurchmessers und der Bestandesgrundfläche auf die Baumhöhe ist für die Erstinventur in Abbildung 7 dargestellt.

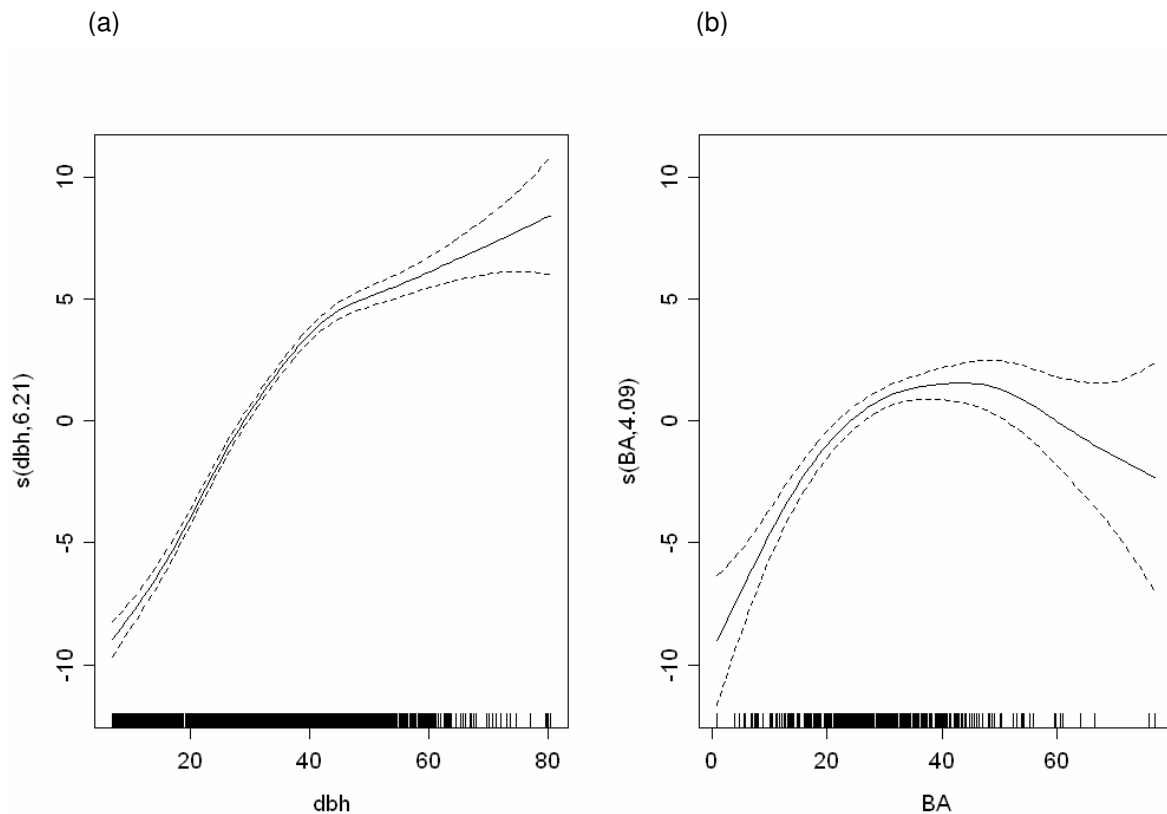


Abbildung 7: Vorhersagewerte der Smoother für (a) den Durchmesserereffekt und (b) den Bestandesgrundflächeneffekt der Erstinventur 1992. Die Y-Achse repräsentiert den Beitrag des Smoothers zu den Vorhersagewerten. Die gepunkteten Linien repräsentieren das 95%-Konfidenzintervall.

Der Einfluss des Stammdurchmessers äußert sich in einem typischen sigmodalen Kurvenverlauf, mit starkem Höhenwachstum in der Jugend und Kulmination bei ca. 45 cm. Mit zunehmender Baumreife hält das Wachstum zwar an, ist aber deutlich verlangsamt. Die Bestandesgrundfläche besitzt bis zu einer Grundflächenhaltung von ca. 30 m² ha⁻¹ einen positiven Einfluss auf die Baumhöhe, während in einer Spanne von 30 - 45 m² ha⁻¹ nur eine marginaler Effekte zu beobachten ist. Bei einem Schwellenwert von ca. 45 m² ha⁻¹ führt zusätzlicher Konkurrenzdruck zu keinem weiteren Höhenwachstumsimpuls für die Buche. Der Trend in Richtung negativer Effekt ist aufgrund der geringen Anzahl an Probekreisen mit

Grundflächen von über $50 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ und damit mit weiten Konfidenzintervallen schwach abgesichert.

Während 1992 der BHD-Effekt für alle Bestandesdichten gleich ist, ändert sich im Verlauf der beobachteten Bestandesentwicklung der Einfluss der Stammstärke in Abhängigkeit der Konkurrenzsituation (Abbildung 8).

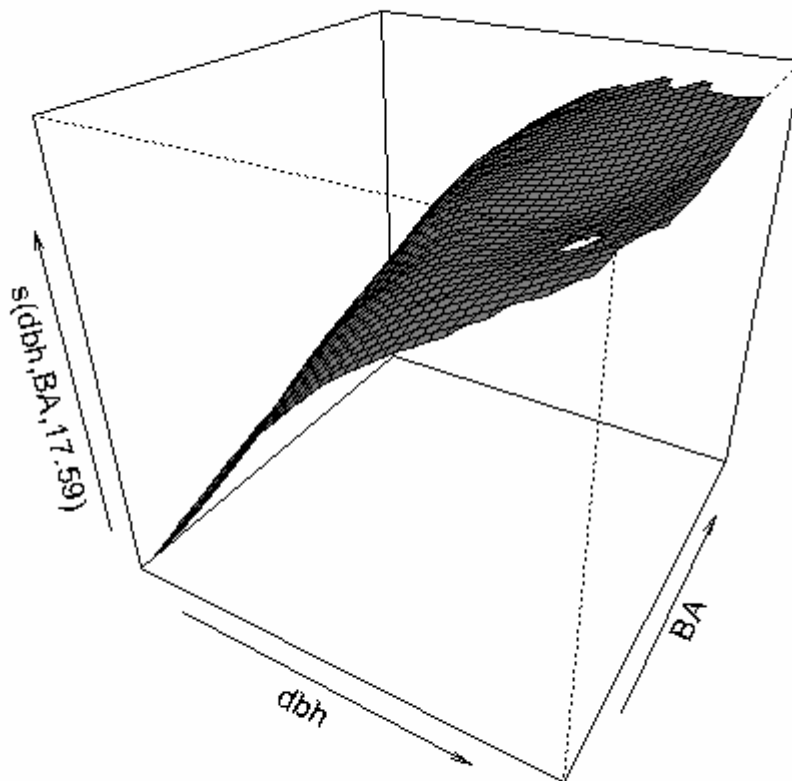


Abbildung 8: Geschätzte 2-dimensionale Funktion f (BHD, Bestandesgrundfläche) zur Vorhersage der Baumhöhe für die Folgeinventur 2004.

Es ist zu erkennen, dass sich die Kulminationszeitpunkte in Abhängigkeit der Bestandesdichte verschieben. Die Wechselwirkung zwischen dem BHD und der Bestandesgrundfläche ist für stark dimensionierte Buchen deutlich abgeschwächt. Der stärkste Effekt ist für Bäume im mittleren Baumholz zu beobachten.

Zu beiden Inventurzeitpunkten kann ein signifikanter Effekt der Konkurrenzform nachgewiesen werden. Intraspezifische Konkurrenz veranlasst die Buche zu einem durchschnittlich besseren Höhenwachstum. Im Mittel sind Buchen in Reinbeständen um ca. 2 m höher als Buchen, die in Mischung wachsen (1992: 2.1 m; 2004: 2.4 m).

4.1.3.2.3 Modellverhalten

4.1.3.2.3.1 Einzelbaumzuwachs in Abhängigkeit der Bestandesdichte

Zur Quantifizierung des Einflusses der Bewirtschaftungsintensität werden die Zielvariablen für die Populationsmittel der Bestandesgrundfläche und der Bestandesgrundflächenveränderung der jeweiligen Untersuchungsvarianten (MFN, OFN-12 & OFN-50) geschätzt. Zur Gewährleistung der Plausibilität der Prognosewerte, beschränkt sich die Darstellung des Modellverhaltens auf eine durch die Daten abgesicherte BHD-Spanne von 17 bis 70 cm (Interpolation).

Die Straten (Wirtschaftswälder vs Naturwälder) lassen sich gut über die Grundflächenhaltungen abbilden (Tabelle 14). Es wurde bereits in Kapitel 4.1.2.1 erwähnt, dass die Parametrisierung nicht nach Straten erfolgte. Die hier gewählte Vorgehensweise zeigt demnach das *mittlere* Wuchsverhalten der Buchenpopulation in Wirtschafts- oder Naturwäldern.

Tabelle 14: GLS-ANOVAs für die Bestandesdichteparameter der Einzelbaumzuwachsmodelle (Mittelwert $\pm$ Stand.Fehler und Variationskoeffizient CV). M = bewirtschaftete Bestände; U12 = unbewirtschaftete Bestände >12 Jahre; U50 = unbewirtschaftete Bestände >50 Jahre. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (t -Tests, multiples $\alpha = 0.017$).

	BA ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$)		Δ BA ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$)	
	Mean $\pm$ SE	CV (%)	Mean $\pm$ SE	CV (%)
M	28.78 $\pm$ 0.36 ^a	0.42	3.97 $\pm$ 0.24 ^a	2.06
U12	29.77 $\pm$ 0.61 ^a	0.24	5.28 $\pm$ 0.38 ^b	0.81
U50	36.16 $\pm$ 1.29 ^b	0.30	9.12 $\pm$ 1.19 ^c	1.11

Durchmesserzuwachs

Mit zunehmender Baumreife sinkt der Einfluss der Bestandesdichte auf den Durchmesserzuwachs (Abbildung 9). In den schwachen Durchmesserbereichen (20 - 40 cm) ist ein negativer Effekt steigender Grundflächen zu beobachten. Eine Reduktion der Grundflächenhaltung um $5 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ führt bei schwachen Buchen (BHD 20 cm) durchschnittlich zu einer 12 %-igen Zuwachsteigerung. Dabei ist der Effekt der Grundflächenabsenkung in dicht bestockten Beständen höher (18 % bei BA $50 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) als in schwach bestockten Beständen (8 % bei BA $15 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$). Der Lichtungszuwachs bei Buche mit BHD 40 cm beträgt im Mittel 5 % (Spanne 4 - 6 %) pro Grundflächenabsenkung um $5 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. Die Mittelstellung nehmen Buchen mit einer Stammstärke von 30 cm ein. Hier beträgt die mittlere Zuwachsteigerung 8 % (Spanne 6 - 11 %). Buchen mit einem Zielstärkedurchmesser von 65 cm zeigen über den gesamten beobachteten Durchmesserbereich konstante Zuwächse. Das Zuwachsverhalten starker Buchen ist demzufolge nahezu unbeeinflusst von der Bestandesdichte.

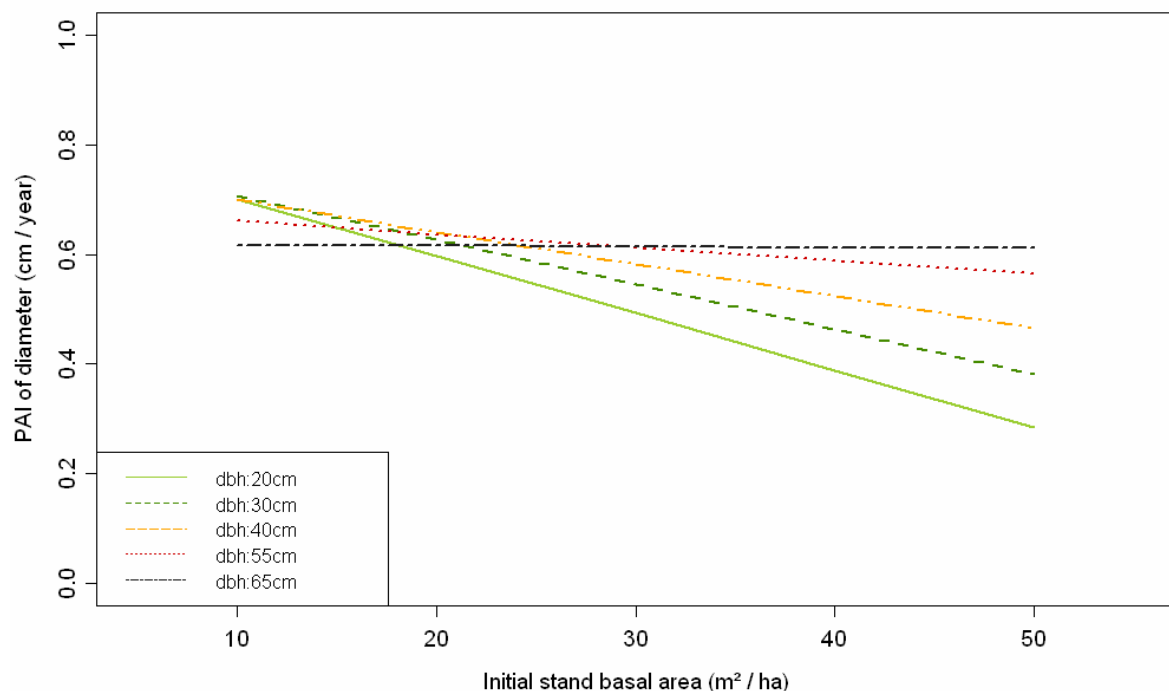


Abbildung 9: Einfluss der Bestandesdichte auf den Durchmesserzuwachs der Buche in Mischbeständen für unterschiedliche Stammdurchmesser. Die Schätzung beruht auf den in Tabelle 7 aufgeführten Koeffizienten. Für ΔBA wurde das Populationsmittel ($4.4 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) eingesetzt.

Die Reaktion der Buche auf kurzfristige Veränderungen des Standraumangebotes ist tendenziell gleich (Abbildung 10). Allerdings ist hier nur für das schwache Baumholz ein deutlich positiver Effekt auf eine Grundflächenreduktion zu beobachten.

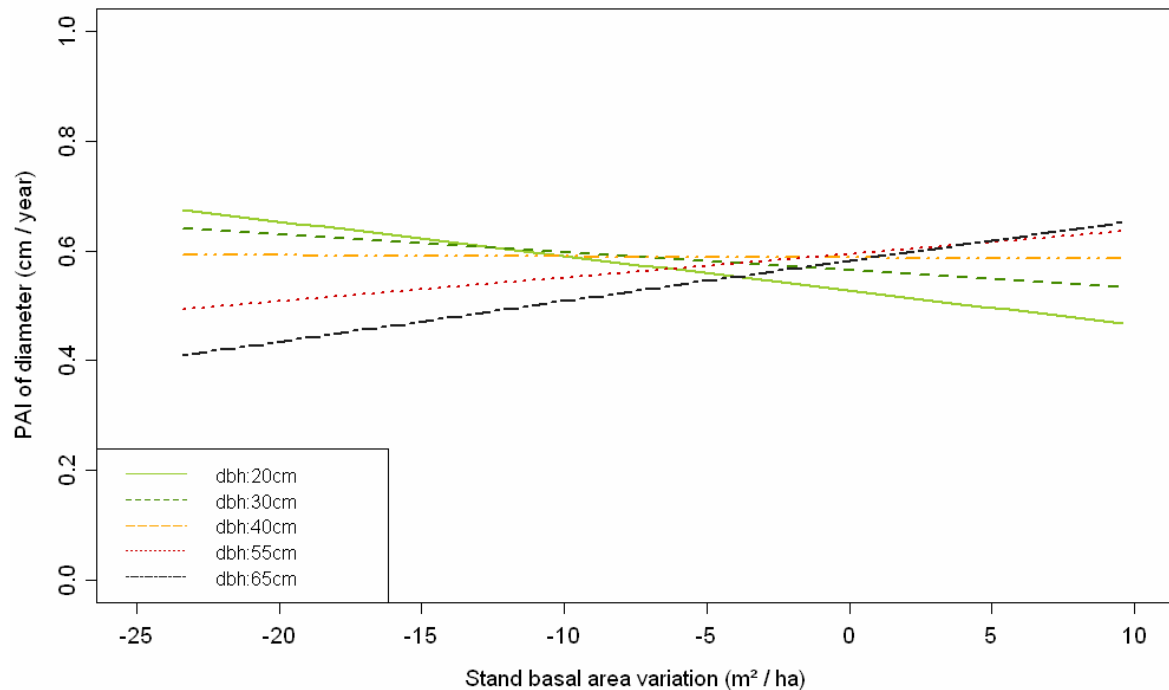


Abbildung 10: Einfluss der kurzzeitigen Veränderung der Bestandesdichte (1992-2004) auf den Durchmesserzuwachs der Buche in Mischbeständen für unterschiedliche Stammdurchmesser. Die Schätzung beruht auf den in Tabelle 7 aufgeführten Koeffizienten. Für BA wurde das Populationsmittel ($29.3 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) eingesetzt.

Das Modellverhalten für den Vergleich der Bewirtschaftungsintensitäten ist in Abbildung 11 dargestellt. Der Verlauf der Schätzfunktionen bestätigt die unterschiedliche Wuchsdynamik der Buche. Hier zeigt sich, dass bei hohen Bestandesgrundflächen, charakteristisch für langjährig undurchforstete Bestände, der Durchmesserzuwachs im geringen und mittleren Baumholz deutlich niedriger ist als der von Buchen, die unter "entspannteren" Konkurrenzverhältnissen wachsen, typisch für regelmäßig durchforstete und kurzfristig undurchforstete Bestände. Diese Differenz verringert sich jedoch mit zunehmender Baumstärke. Des Weiteren ist zu beobachten, dass die Unterschiede im mittleren

Wuchsverhalten von Buchen in bewirtschafteten und kurzfristig unbewirtschafteten Beständen marginal sind.

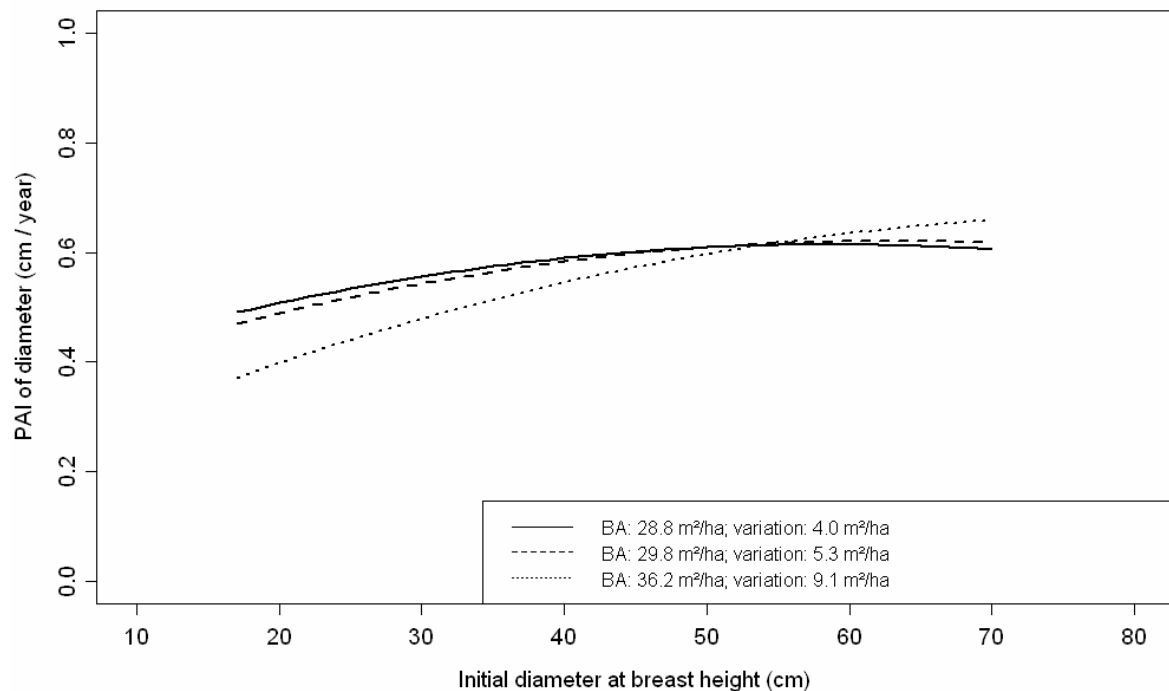


Abbildung 11: Durchmesserzuwachs der Buche in Mischbeständen über dem Ausgangsdurchmesser. Die Kurven repräsentieren das mittlere Wuchsverhalten von Buchen in forstlich genutzten (—), > 12 Jahre ungenutzten (---) und > 50 Jahre ungenutzten (····) Beständen. Die Schätzung beruht auf den in Tabelle 7 aufgeführten Koeffizienten.

Höhenzuwachs

In Bezug auf den Höhenzuwachs ist ein entgegengesetzter Trend zu beobachten. Der Effekt des Ausgangsdurchmessers auf den Höhenzuwachs in Abhängigkeit der Konkurrenzsituation ist in Abbildung 12 für unterschiedliche Bodenwasserregime dargestellt.

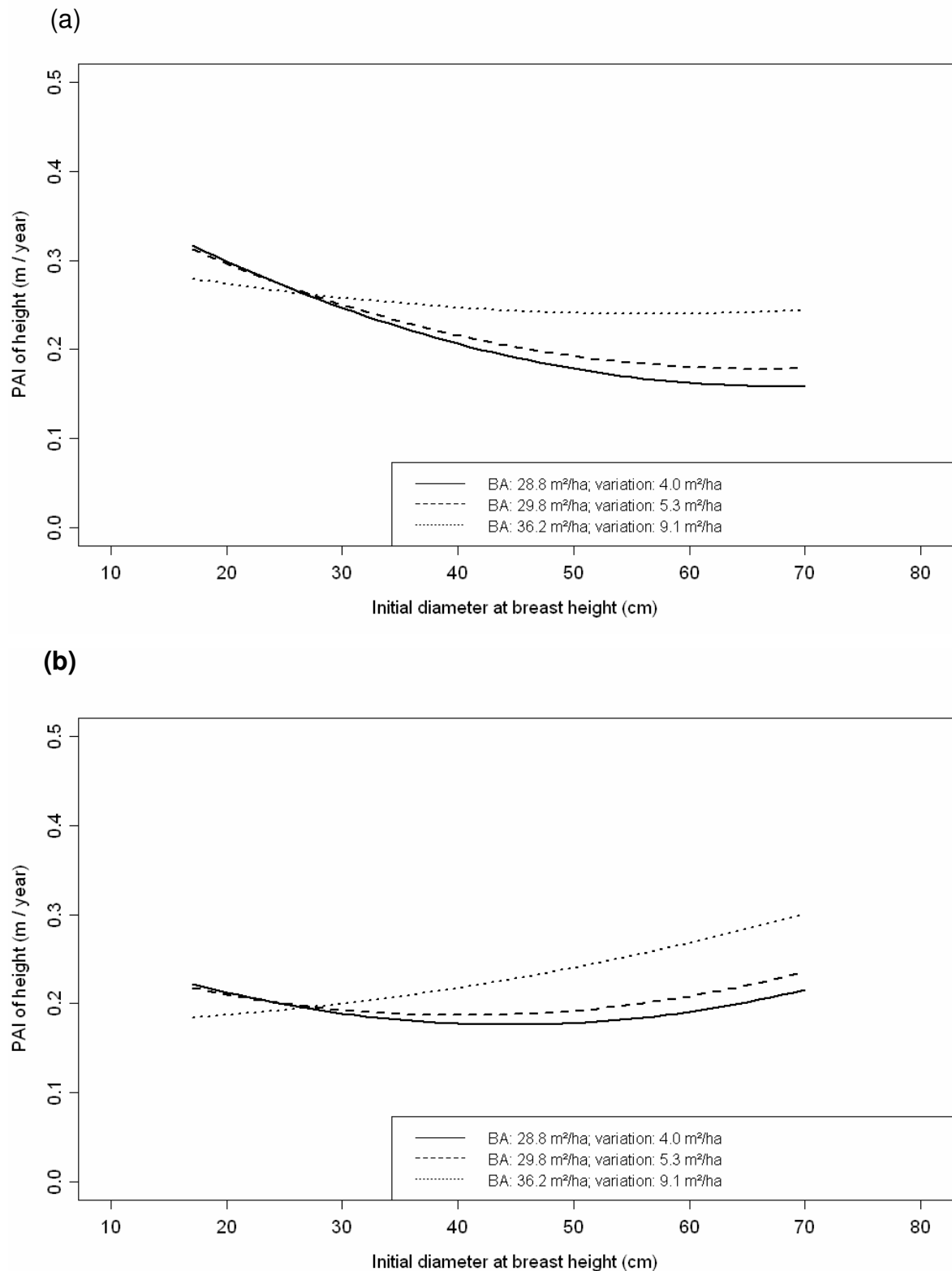


Abbildung 12: Höhenzuwachs der Buche über dem Ausgangsdurchmesser. Die Kurven repräsentieren das mittlere Wuchsverhalten von Buchen in forstlich genutzten (—), > 12 Jahre ungenutzten (---) und > 50 Jahre ungenutzten (····) Beständen. (a) Grund- und stauwasserfrei Standorte, (b) grund- und stauwasserbeeinflusste Standorte. Die Schätzung beruht auf den in Tabelle 8 aufgeführten Koeffizienten.

Auf grund- und stauwasserfreien Standorten ist für das mittlere Wuchsverhalten von Buchen in forstlich genutzten und mehr als 12 Jahre forstlich ungenutzten Beständen ein typischer Höhenzuwachsgang zu beobachten, das heißt mit zunehmendem BHD sinkt der Zuwachs. Der umgekehrt sigmodiale Kurvenverlauf des Höhenzuwachses über dem BHD wird allerdings durch steigenden Konkurrenzdruck modifiziert. Dies resultiert für Buchen, die unter hoher Konkurrenz wachsen - charakteristisch für langfristig forstlich ungenutzte Bestände - unabhängig von der Baumstärke, in tendenziell konstanten Zuwachswerten. Die Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungsintensitäten werden mit zunehmenden Durchmesser größer, so dass bei gleichem Zieldurchmesser von 65 cm die Zuwachsleistung der Buche in dicht bestockten Beständen (BA 36.2 m² ha⁻¹, ΔBA 9.1 m² ha⁻¹) im Mittel um 40 % höher ist wie bei gleichstarken Buchen in bewirtschafteten Beständen (BA 28.8 m² ha⁻¹, ΔBA 4.0 m² ha⁻¹).

Das Vorhandensein von Wasserüberschuss reduziert den Höhenzuwachs um durchschnittlich 9 %. Unterschiede im Wuchsverhalten sind ebenfalls auszumachen, wobei das Niveau zwischen den Bewirtschaftungsintensitäten unverändert bleibt. So steigt die Ausgleichskurve über dem BHD der OFN-50 Bestände fast linear an. Der Wendepunkt der Zuwachskurve der MFN und OFN-12 Bestände liegt bei einem BHD von ca. 45 cm, so dass auch hier ein leicht ansteigender Trend mit zunehmender Baumstärke zu beobachten ist.

Volumenzuwachs

Die Ausgleichsgeraden sind für Mischbestände dargestellt (Abbildung 13). Im Durchschnitt ist der Volumenzuwachs von Buchen in Mischbeständen um 10 % erhöht. Erwartungsgemäß steigt der Volumenzuwachs des Einzelbaumes mit zunehmendem Stammdurchmesser an. Die Zuwachsgeraden verlaufen in Reinbeständen marginal flacher. Deutliche Differenzen im mittleren Wuchsverhalten der Buchenpopulation zwischen forstlich genutzten und ungenutzten Beständen sind nicht zu erkennen. Ein Rückgang des Volumenzuwachses des Einzelbaumes aufgrund von einer mehr als 50-jährigen forstlichen Nutzungsaufgabe ist für das Populationsmittel der Buchen nicht zu beobachten.

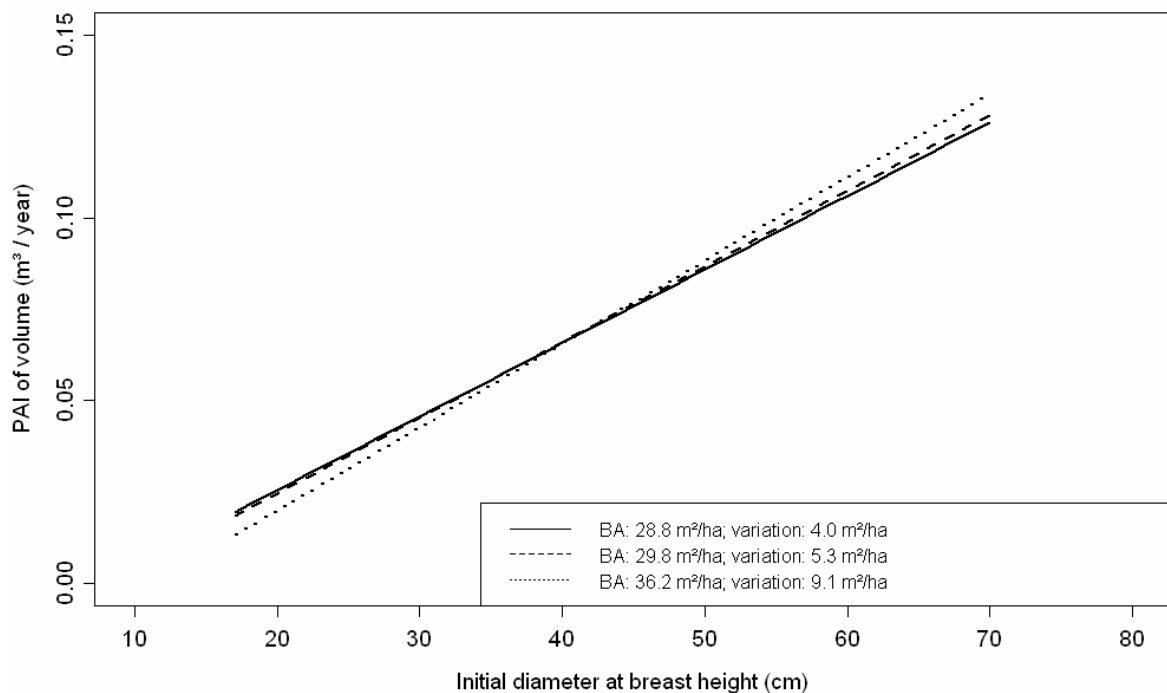


Abbildung 13: Volumenzuwachs der Buche in Mischbeständen über dem Ausgangsdurchmesser. Die Ausgleichsgeraden repräsentieren das mittlere Wuchsverhalten von Buchen in forstlich genutzten (—), > 12 Jahre ungenutzten (---) und > 50 Jahre ungenutzten (....) Beständen. Die Schätzung beruht auf den in Tabelle 10 aufgeführten Koeffizienten.

4.1.3.2.3.2 Höhen-Durchmesser-Beziehung in Abhängigkeit der Bestandesdichte

Auch hier wird zur Quantifizierung des Bewirtschaftungseffekts die Baumhöhe für die Populationsmittel der Bestandesgrundfläche der jeweiligen Untersuchungsvarianten (MFN, OFN-12 & OFN-50) geschätzt (vgl. Vorbemerkungen aus Kapitel 4.1.3.2.2.1).

Die Bestandesdichten zur Prognose der Straten (Wirtschaftswälder vs Naturwälder) sind in Tabelle 15 aufgeführt.

Tabelle 15: GLS-ANOVAs für die Bestandesgrundflächen 1992 & 2004 (Mittelwert $\pm$ Stand. Fehler und Variationskoeffizient CV). M = bewirtschaftete Bestände; U12 = unbewirtschaftete Bestände >12 Jahre; U50 = unbewirtschaftete Bestände >50 Jahre. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (t -Tests, multiples $\alpha=0.017$).

	Inventory 1992		Inventory 2004	
	Mean $\pm$ SE	CV (%)	Mean $\pm$ SE	CV (%)
M	28.78 $\pm$ 0.36 ^a	0.42	32.74 $\pm$ 0.29 ^a	0.30
U12	29.77 $\pm$ 0.61 ^a	0.24	36.40 $\pm$ 0.47 ^b	0.25
U50	36.16 $\pm$ 1.29 ^b	0.30	47.20 $\pm$ 0.62 ^c	0.24

Da die Grundflächenhaltung durch Pflegeeingriffe und/oder Nutzung reduziert werden kann, spielen Konkurrenzeffekte vor allem in dicht bestockten Beständen der Naturwälder eine zunehmende Rolle. Abbildung 14 zeigt die Reaktion der Buche auf unterschiedliche Konkurrenzverhältnisse. Dargestellt ist das mittlere Wuchsverhalten der Buchenpopulation in Reinbeständen.

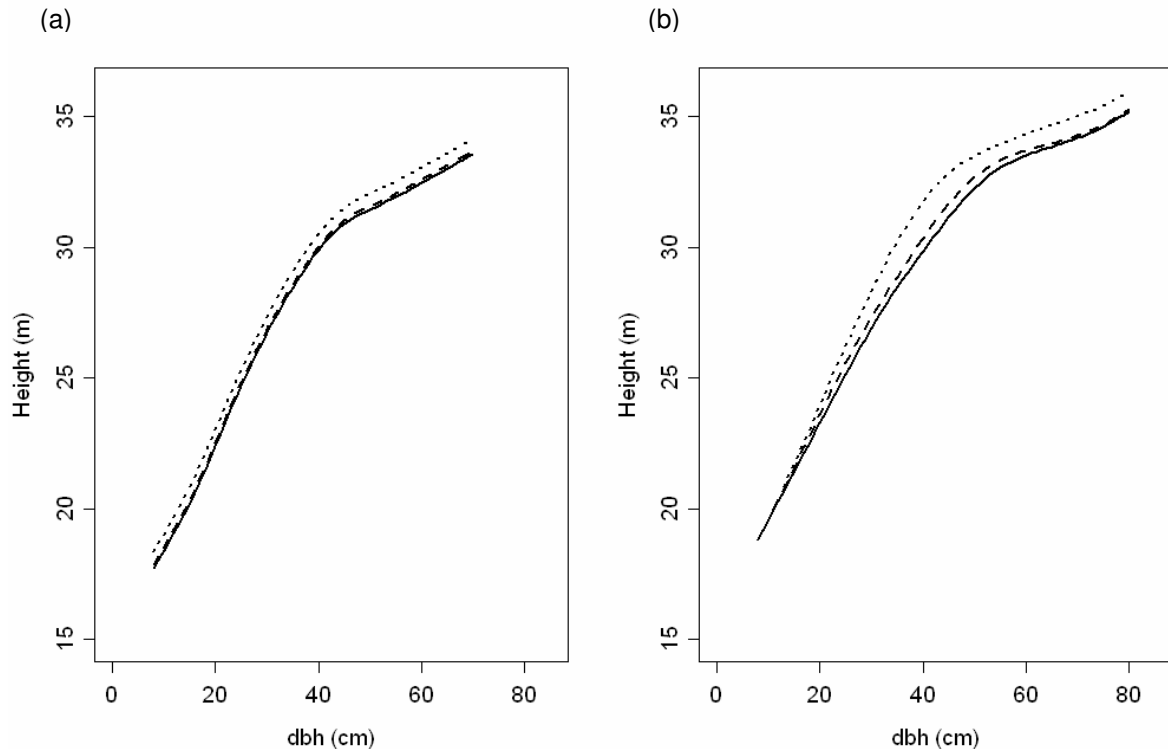


Abbildung 14: Entwicklung der Höhen-Durchmesser-Beziehung in Abhängigkeit der Bewirtschaftungsintensität in Reinbeständen. Die Kurven repräsentieren das mittlere Wuchsverhalten von Buchen in forstlich genutzten (—), > 12 Jahre ungenutzten (---) und > 50 Jahre ungenutzten (....) Beständen. (a) Erstinventur 1992, (b) Folgeinventur 2004. Die Schätzung beruht auf den in den Tabellen 12 & 13 aufgeführten Koeffizienten.

Eindeutige Differenzen in der Wachstumsdynamik lassen sich erst nach mehr als 50-jähriger Nutzungsaufgabe beobachten. Für alle Bewirtschaftungsintensitäten ist ein sigmodaler Kurvenverlauf zu erkennen. Wie die Smoother für die Erstinventur bereits andeuteten (Abbildung 7), zeichnen sich 1992 Unterschiede im Niveau, aber nicht in der Form der Höhenkurven, ab. In den dicht bestockten Beständen des Naturwaldes Schattiner Zuschlag (OFN-50) sind die Buchen in allen Stammdimensionen im Mittel um 0.65 m höher verglichen mit dem Naturwald Hevenbruch (OFN-12) und den Wirtschaftswäldern (MFN). Im Laufe der Bestandesentwicklung zeichnet sich eine Verschiebung des Kulminationszeitpunktes ab. Zum Zeitpunkt der Folgeinventur kulminiert die Wuchshöhe der Buche in langfristig ungenutzten Beständen früher (ca. 45 cm) als in kurzfristig unbewirtschafteten (ca. 50 cm) und bewirtschafteten Beständen (ca. 55 cm). Die Wachstumsrate bis zum Erreichen des

Kulminationszeitpunktes ist von Buchen in langfristig undurchforsteten Beständen deutlich höher. Als Folge der ständigen Konkurrenzreduktion in bewirtschafteten Beständen, bleibt die Höhen-Durchmesser-Beziehung nahezu konstant, während zunehmender Konkurrenzdruck in den Naturwäldern dazu führt, dass die durchschnittlichen Baumhöhen im mittleren bis starken Baumholz deutlich über denen der bewirtschafteten Bestände liegen. In diesen Stammdimensionen bewegen sich die Unterschiede in einer Spanne von 0.9 bis 1.8 Meter.

Die unterschiedliche Konkurrenzdynamik äußert sich auch in den Maximalhöhen. Die höchsten Buchen mit zugleich schlanken Schäften wachsen in den OFN-50 Beständen (Tabelle 16).

Tabelle 16: Beobachtete Baumhöhen, Stammdurchmesser und Höhen-Durchmesser-Relation der Buche in Abhängigkeit der Bewirtschaftungsintensität. Dargestellt sind die jeweils 5 höchsten Bäume aus verschiedenen Probekreisen für die Daten der Folgeinventur 2004. M = bewirtschaftete Bestände; U12 = unbewirtschaftete Bestände > 12 Jahre; U50 = unbewirtschaftete Bestände > 50 Jahre.

	Height (m)	dbh (cm)	h/d-ratio
M	41.3	70.1	0.59
M	41.0	73.3	0.56
M	41.0	65.0	0.63
M	39.5	61.8	0.64
M	39.0	52.6	0.74
U12	42.0	54.6	0.77
U12	41.0	61.1	0.67
U12	41.0	84.9	0.48
U12	40.8	71.5	0.57
U12	40.6	68.8	0.59
U50	49.6	44.9	1.11
U50	48.6	61.0	0.80
U50	46.0	53.8	0.86
U50	45.5	45.3	1.00
U50	45.0	52.4	0.86

4.1.3.3 Schaftentwicklung

Die Förderung der Z-Bäume ist langfristig nur dann sinnvoll, wenn die ausgewählten Bäume sich qualitativ nicht verschlechtern. Abbildung 15 zeigt die qualitativen Umsetzungsprozesse (1992 bis 2004) aller Buchenstämme in bewirtschafteten und unbewirtschafteten Beständen.

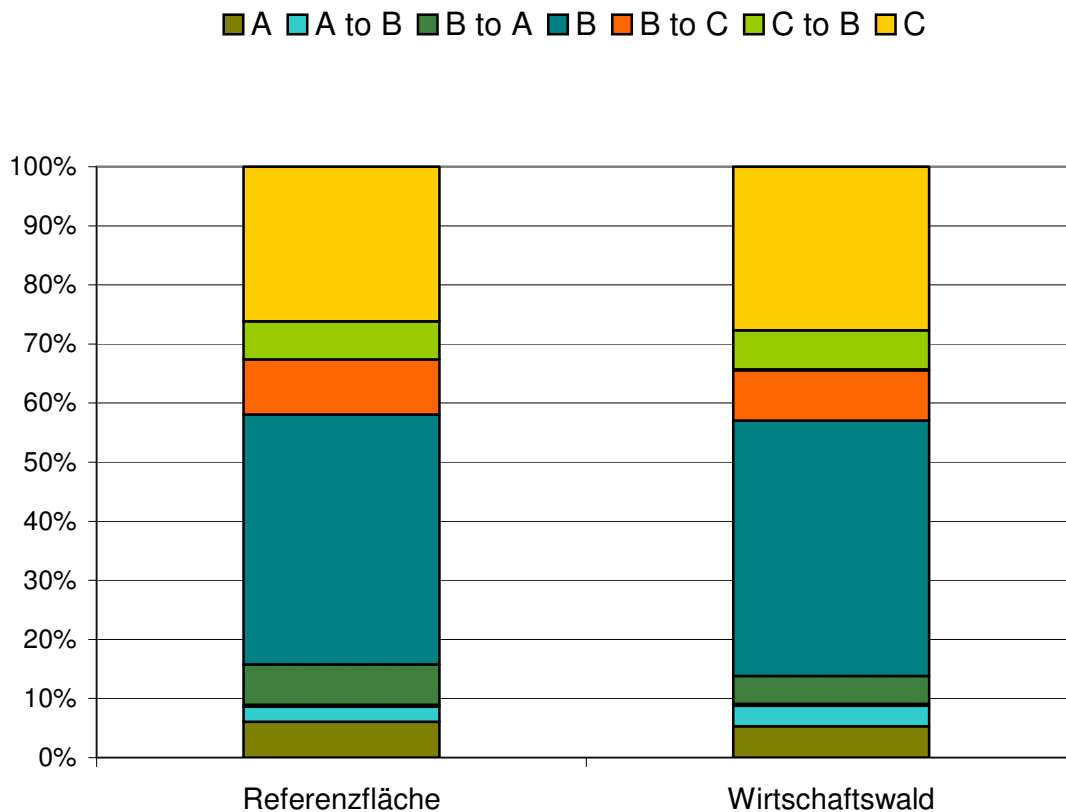


Abbildung 15: Veränderungen der Schaftqualität (1992 bis 2004) der erfassten Buchenstämme in bewirtschafteten und unbewirtschafteten Beständen.

Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Umsetzungsprozesse im Wirtschaftswald und in den Referenzflächen weitgehend identisch sind. Der mit Abstand größte Teil der Bäume behält offensichtlich die schon 1992 eingestufte Qualität. Interessant und mit wesentlicher Bedeutung für die langfristige Förderung der Z-Bäume wird diese Aufnahme jedoch erst, wenn ein Untersuchungszeitraum von mehr als 40 Jahren vorliegt.

Betrachtet man den Einfluss der Bewirtschaftungsintensität auf die Schaftqualität (Abbildung 16), so zeigt sich ein überraschendes Ergebnis:

Der Anteil an Buchenstammholz mit Güteklasse B und besser ist in allen drei untersuchten Starten mehr oder weniger gleich hoch, wobei der Anteil an Buchenstammholz mit (sehr) guter Qualität, das heißt besser B, in den nicht bewirtschafteten Probekreisen höher ist. Der akkumulierte absolute Vorrat mit guter Schaftqualität ist in den Naturwäldern, aufgrund der höheren Vorräte, deutlich höher als in den bewirtschafteten Beständen.

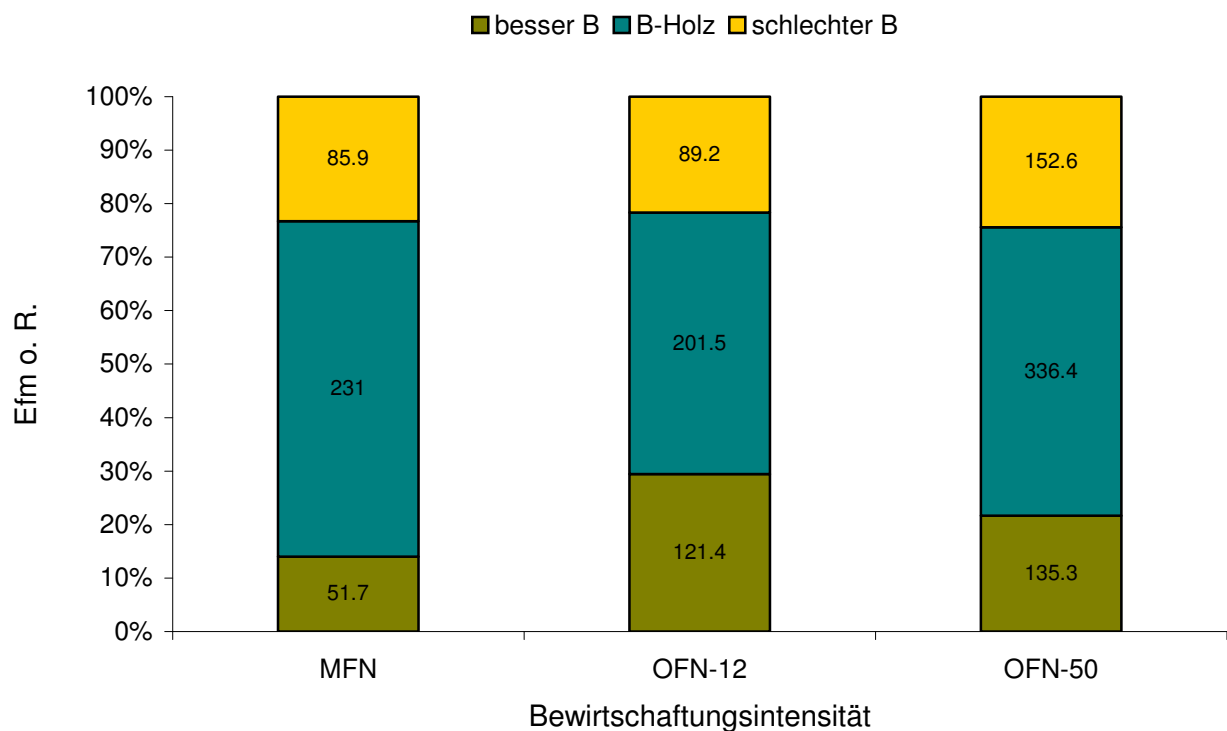


Abbildung 16: Güteklassen der Buche mit BHD > 30 cm für den Derbholzvorrat 2004 buchendominierter Bestände in Abhängigkeit der Bewirtschaftungsintensität.

Der Einfluss der Bewirtschaftungsintensität auf die Schaftlänge ist in Abbildung 17 dargestellt.

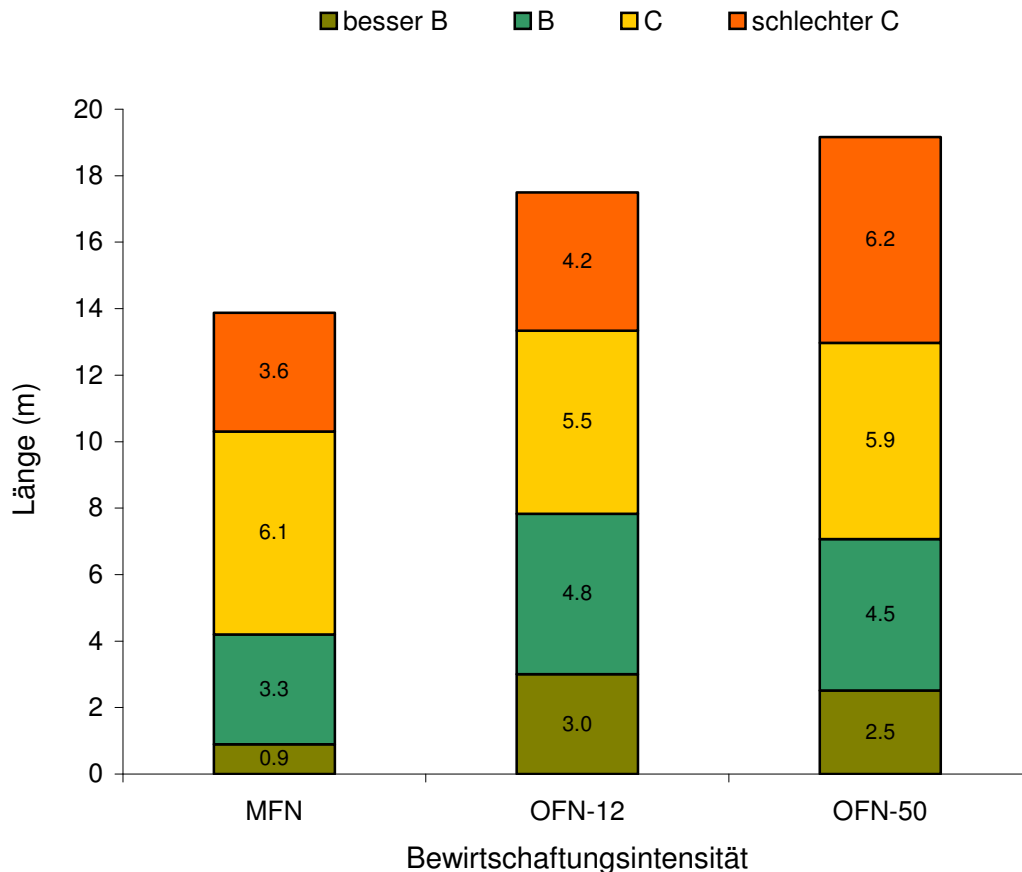


Abbildung 17: Durchschnittliche Schaftlänge und –qualität von Buchen der Reifephase in Abhängigkeit der Bewirtschaftungsintensität.

Mit zunehmender Nutzungsaufgabe steigt die Schaftlänge. Im Vergleich zu Buchen aus bewirtschafteten Beständen sind die Schäfte von Buchen der OFN-12 Bestände im Mittel um 3.7 m und Buchen der OFN-50 Bestände um 5.3 m länger. Die durchschnittliche Länge der Holzsegmente mit Güteklassen B und “besser B” von Buchen aus Wirtschaftswäldern ist deutlich geringer als von Buchen, die in Naturwäldern wachsen. Wesentliche Differenzen zwischen den Naturwäldern zeigen sich nur im obersten Stammstück. Die Unterschiede in der Ausprägung von Segmenten mit guten Holzqualitäten (B und “besser B”) sind vergleichsweise gering.

4.1.4 Diskussion

4.1.4.1 Methodendiskussion

4.1.4.1.1 Forschungsansatz

Die Auswahl der Probeflächen beeinflusst das Ergebnis. Das verwendete Stichprobenverfahren auf der Basis rasterbasierter Probeflächen unterscheidet sich von einer subjektiven Flächenauswahl durch die flächenrepräsentative Aussage über den Zustand und die Entwicklung waldwachstumskundlicher Kenngrößen. Diese Methodik hat sich für vergleichende Untersuchungen zwischen Natur- und Wirtschaftswäldern bewährt (Meyer et al. 2001).

Das auf einer dynamischen Naturauffassung basierende prozessorientierte Waldverständnis wird seit den 90-er Jahren verstärkt in der forstlichen Literatur diskutiert (Scherzinger 1990, Fischer 1992, Picket et al 1992, LANA 1993, Leibundgut 1993, Peterken 1993, Sturm 1993, Otto 1995, Peterken 1996, Plachter 1996, Scherzinger 1996, Westphal 2001). Die daraus hervorgegangenen Waldbaukonzepte orientieren sich mehr oder weniger an der natürlichen Walddynamik, so dass die Bedeutung von Urwäldern und Naturwäldern als Referenz für eine naturnahe Waldbewirtschaftung weitgehend unbestritten ist (u.a. Schütz 1986, Meyer & Spellmann 1997, Parviainen et al. 2000, Commarmot et al. 2007, Kluttig 2007). Dennoch sind die Erkenntnisse nicht vorbehaltlos auf Wirtschaftswälder zu übertragen (Meyer 1997). Unterschiedliche vegetationsgeographische und orographische Ausprägungen sind limitierende Faktoren in Bezug auf den Vergleich mit Urwäldern. Naturwälder sind aus der Nutzung entlassene Wälder, deren Wirtschaftswaldcharakter nach Koop (1989) noch einige Jahrhunderte nachweisbar ist. Für ertragskundliche Untersuchungen ist dies eher vorteilhaft, da hier der Nutzungsaspekt im Vordergrund steht. Auswirkungen von kurz-, mittel- oder langfristigen Nutzungsverzichten lassen sich an einer anthropogen vorgeprägten Naturwalddynamik gut studieren, um Fragen der Eingriffsstärke und –intensität zu klären. Unter strukturellen Gesichtspunkten sind waldbauliche Umsetzungen weitaus schwieriger. Das natürliche Störungsregime wird von vielen Autoren als geeignetes Leitbild für einen naturnahen Waldbau verstanden (vgl. Roberts 2007). Ein strukturelles Merkmal von Buchen-Urwäldern und Buchen-Naturwäldern sind Einzelbaumlücken. Die Nachahmung von Einzelbaumlücken, durch einzelstamm- bis truppweise Zielstärkennutzung, ist aber in zweifacher Hinsicht problematisch. Erstens bestehen zwischen natürlichen und anthropogenen Störungen grundsätzliche Abweichungen (Niemelä 1999). Zweitens werden

speziell in Buchenwäldern, Kronendachlücken meist schnell wieder geschlossen (Kaber 2007), weshalb die gewünschte Bestandesheterogenität beziehungsweise der Verjüngungsdynamik oftmals durch weitere forstliche Maßnahmen herbeigeführt werden muss.

Kontroverse Diskussionen bezüglich des Prozessschutz-Gedankens¹⁵ basieren oftmals auf unterschiedlichen begrifflichen Definitionen. Jedicke (1995) stellt hierzu klar, dass die Definition von Prozessschutz auf „*anthropogene **Nutzungsprozesse***“ ausgeweitet werden muss, da der Naturschutz vornehmlich Kulturlandschaften schützen will. Das Motto vieler Wald-Nationalparke „Natur Natur sein lassen“ trifft demzufolge auf das hier untersuchte Waldbaukonzept nicht zu (vgl. Fußnote 4).

4.1.4.1.2 Nutzungsgradient

Die Erfassung des reinen Nutzungseffekts auf das Wuchsverhalten von Buchenbeständen war Ziel und zugleich Herausforderung dieser Arbeit. Versucht man den Nutzungseffekt über die Bildung von Nutzungsstraten zu quantifizieren, treten generell zwei Schwierigkeiten auf. Erstens kann der Effekt der ausgeschiedenen drei Bewirtschaftungsintensitäten potentiell mit anderen Effekte, wie zum Beispiel Standorteffekte, vermengt sein, da der Gradient der Nullnutzung auf jeweils nur einer großräumigen Waldfläche basiert. Zweitens kann nicht davon ausgegangen werden, dass alle Probekreise in den Wirtschaftswäldern dieselbe Behandlung (treatment effect) erfahren haben. Dies bedeutet, dass die Durchforstungsstärke und/oder die Nutzung mit den Probekreisen variiert und die Stratenbildung deshalb zu einem Aggregationsbias und zu einem Informationsverlust der biologisch bedingten Variation führen kann. Um dieser Problematik zu begegnen, wurden die Wachstumsanalysen mit Hilfe eines mixed-modelling Ansatz durchgeführt, der im nachfolgenden Kapitel näher diskutiert wird. Bei diesem Modellansatz erfolgte die Quantifizierung des Nutzungseffekts nicht über eine Stratifizierung, sondern über die probekreispezifische Grundflächenhaltung. Aussagen für die drei Bewirtschaftungsintensitäten (MFN, OFN-12, OFN-50) können anhand der im Kapitel 4.1.3.2.2.1 beschriebenen Vorgehensweise getroffen werden.

¹⁵ „*Naturgeschehen ist von permanenter Dynamik geprägt, es kennt keine Zustände*“ (Scherzinger 2007).

4.1.4.1.3 Datenanalyse

Daten aus Wiederholungsinventuren bilden geeignete Ausgangsinformationen zur Herleitung von Einflussgrößen für Waldwachstumsmodelle (Heuer 1992). Einhergehend mit der zunehmenden Abkehr von Ertragstafelmodellen beziehungsweise dem Konzept von Altersklassenwäldern, werden Prognosemodelle im Sinne einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung heute verstärkt als geeignete Hilfsmittel zur Ableitung von Bewirtschaftungskonzepten betrachtet (Pretzsch & Kahn 1995, Hasenauer 2006b). Dabei gewinnt der Einsatz von einzelbaumbasierten Modellen besonders für naturnahe Waldbaukonzepte in der forstlichen Praxis an Bedeutung (Pretzsch 1992, Pretzsch et al. 2002a). Aufgrund der starken Abweichungen zwischen den Prognosen der Ertragstafelmodellen und den tatsächlich gemessenen Bestandesentwicklungen (Spellmann 1991, Unthelm 2000, Mund et al. 2002) stützen sich neuere waldwachstumskundliche Forschungen auf die Entwicklung des Einzelbaumes. Mit diesem Ansatz lassen sich komplexe Synergieeffekte zwischen individuellen Bäumen, ihrem Wuchsumfeld und dem Standort abbilden. Dabei wird der Bestand als Aggregation des Einzelbaumwachstums verstanden. Unter Berücksichtigung der individuellen Wuchsdynamik können somit exaktere Prognosen für das Bestandeswachstum getroffen werden (Pretzsch et al. 2002b). Die im Rahmen dieser Studie durchgeführten Analysen erheben nicht den Anspruch, die Bestandes- beziehungsweise Einzelbaumentwicklung vollständig abzubilden. Wesentliche Module eines Einzelbaumwachstumssimulators, wie Verjüngung und Überlebensstatus, wurden nicht erfasst. Ein auf einer gesicherten Datengrundlage basierendes Bestandeszuwachsmmodell konnte ebenfalls nicht parametrisiert werden. Das Teilziel der Arbeit, die regressionsanalytische Herleitung von Modellen zur Schätzung des Einzelbaumzuwachses und der Höhen-Durchmesser-Beziehung, wurde dennoch erreicht. Die Begründungen und Vorteile der verwendeten Regressionsmethoden werden nachfolgend diskutiert.

In den letzten Jahren hat der Einsatz von gemischten Modellen im Bereich der forstlichen Biometrie stark zugenommen (Überblick u.a. in Calegario et al. 2005 und Trincado et al. 2007), da ertragskundliche Daten typischerweise aus Wiederholungsmessungen an Bäumen in permanenten Probekreisen oder –flächen stammen. Demzufolge handelt es sich in vielen Fällen bei den vorliegenden Messdaten um Longitudinaldaten (wiederholte Beobachtungen am selben Objekt) oder Clusterdaten (hierarchisch strukturierte Daten). Solch eine Datenstruktur bedingt eine Analyse mit gemischten Modellen. Unterschiedliche Korrelationen und Varianzen können im Modell berücksichtigt werden, was in wesentlich exakteren

Parameterschätzungen resultiert (Gregoire et al. 1995, Hall & Clutter 2004). Durch die Verwendung gemischter Modelle konnte anhand der festen Regressionskoeffizienten (feste Effekte) die Wachstumskurven für die gesamte Baumpopulation bei gleichzeitiger Berücksichtigung der waldstandorts- und probekreispezifischen Effekte (clusterspezifische Effekte) beschrieben werden. Durch die Integration der Waldstandorte und Probekreise in die Varianzstruktur wurde zugleich sichergestellt, dass die Variationen zwischen den Waldstandorten und Probekreisen nicht auf Kosten "wertvoller" Freiheitsgrade in den Modellen beachtet werden musste. Dadurch wurde die Reststreuung der Modelle korrekt auf die drei Hierarchieebenen Waldstandorte (site), Probekreise (plot) und Bäume (tree) aufgeteilt und der Bias im Vergleich zu den adäquaten linearen oder additiven Modelle wesentlich verringert. Des Weiteren ist bekannt, dass eine Datentransformation der Zielvariablen zu verzerrten Prognosen führen kann (Hasenauer & Monsured 1997). Weitere Nachteile wurden bereits im Methodenteil (Kapitel 4.1.2.4.4) beschrieben. Dies belegt, dass zur Stabilisierung der Mittelwert-Varianz-Beziehung die Verwendung einer Varianzfunktion oftmals besser geeignet ist (Zuur et al. 2009).

Der wesentliche Unterschied zwischen linearen und additiven Modellen besteht darin, dass in den Modellstrukturgleichungen die Koeffizienten der Regressoren β_n durch Smoothing-Funktionen f_n ersetzt werden. Folglich besitzen additive Modelle, durch die Verwendung von Smothing Splines, gegenüber linearen Modellen, die nicht-lineare Effekte über Polynome modellieren, eine größere Flexibilität. Auf der anderen Seite sind die Parameterschätzer linearer Modelle als robuster einzustufen. Obwohl die additiven Modelle immer noch weiter entwickelt werden, ist die Anwendung von GAMMs in jüngerer Zeit vermehrt in Publikationen im Bereich der Ökologie zu finden (u.a. Basualdo et al. 2000, Musio et al. 2005, Pierce et al. 2007, Coomes & Allen 2007b, Schmidt & Hansen 2007).

Die Höhen-Durchmesser-Beziehung von Bäumen variiert von Bestand zu Bestand. Die Verwendung von globalen Ausgleichsfunktionen führt zu Verzerrungen bei der Übertragbarkeit auf andere Bestände. Aus diesem Grund ist die lokale Parametrisierung anhand von gemischten Modellen eine notwendige Voraussetzung, um zuverlässige Schätzwerte zu erlangen (Lappi & Bailey 1988, Lappi 1991, Nothdurft et al. 2006). Des Weiteren sind langfristig unbewirtschaftete Wälder durch ein heterogenes Wuchsverhalten individueller Bäume charakterisiert. Der nutzungsbedingte straffe Zusammenhang zwischen der Stammstärke und der Baumhöhe ist in der Regel aufgelöst (Oheimb 2003b, Winter 2005). Im Vergleich zu traditionellen Regressionstechniken wurde durch die Anwendung nicht-parametrischer Verfahren, in diesem Fall additiver gemischter Modelle (GAMM), eine zufriedenstellendere Anpassung erreicht. Die größere Flexibilität und die damit bessere

Anpassung waren auch die ausschlaggebenden Gründe für den Vorzug eines additiven Modells zur Modellierung des flächenbezogenen Volumenzuwachses.

Um eine möglichst allgemeingültige Aussage für die untersuchte Buchenpopulation treffen zu können, wurden die unterschiedlichen Waldstandorte und Probekreise in den Regressionsanalysen als random effects berücksichtigt. Unter der plausiblen Annahme, dass die Buchenbestände des Stadtwaldes Lübeck als Teilpopulation der gut bis sehr gut nährstoff- und wasserversorgten Waldmeister-Buchenwälder des nordwestdeutschen Tieflandes betrachtet werden können, das heißt, ähnliche Werte werden für die verwendeten Regressoren auf anderen Standorten beziehungsweise in anderen Beständen auch gemessen, bedeutet das, dass die Ergebnisse für die gesamte Buchenpopulation der nordwestdeutschen Tiefland-Buchenwälder auf Jungmoränenstandorten Gültigkeit besitzen (West et al. 2007¹⁶, Zuur et al. 2007). Die Übertragbarkeit stößt aber auch an ihre Grenzen, da der Zufall berücksichtigt werden muss beziehungsweise in dieser, wie in den meisten ökologischen Untersuchungen, nicht berücksichtigt werden konnte. Eventuell wurden einflussreiche Variablen nicht gemessen und/oder nicht das korrekte Set an Regressoren berücksichtigt. Inwieweit die Modelle als "zufällig" einzustufen sind, kann anhand eines wesentlich größeren Datensatz, der Inventurdaten unterschiedlicher norddeutscher Forstbetriebe umfasst, geprüft werden. Damit würde sich die Plausibilität der Übertragbarkeit entscheidend verbessern.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass im Kontext der wissenschaftlichen Diskussion die Analyse der Daten als methodisch korrekt einzustufen ist. Des Weiteren konnte anhand der Literaturdiskussion belegt werden, dass Ergebnisse aus Naturwäldern mit gewissen Einschränkungen, auf Wirtschaftswälder übertragbar sind. Angesichts des untersuchten Wuchszeitraumes von 12 Jahren, was auf ein Bestandes- beziehungsweise Baumleben bezogen wie ein Flügelschlag erscheint, sollen die vorliegenden Ergebnisse eines dynamischen Systems prozessorientiert betrachtet und verstanden werden.

¹⁶ A random factor is a classification variable with levels that can be thought of as being randomly sampled from a population of levels being studied. All possible levels of a random factor are not present in the data set, but it is the researcher's intention to make **inferences about the entire population of levels**. (...) Random factors are considered in an analysis so that variation in the dependent variable across levels of the random factors can be assessed, and the results of the data can be **generalized** to a greater population of levels of the random factor (West et al. 2007, p. 12).

4.1.4.2 Einfluss der Bewirtschaftungsintensität auf die Entwicklung von Buchenbeständen

Ungleichaltrige Bestände mit einem naturgemäßen Anteil an Mischbaumarten ist eines der Leitbilder des naturnahen Waldbaus. Die Anwendung von Ertragstafelmodellen stößt hier an ihre Grenzen (Pretzsch 1992). Aus diesem Grund werden heutzutage in der Waldwachstumsforschung Prognosen zur Bestandesentwicklung vermehrt auf Einzelbaumbasis getroffen. Dabei lassen sich mit Hilfe von Waldwachstumssimulatoren unterschiedliche Entwicklungsszenarien in Abhängigkeit der Managementstrategie prognostizieren (u.a. BWINPro: Nagel 1999, Nagel et al. 2006, SILVA: Pretzsch & Kahn 1998). Dieser sich abzeichnende Trend, waldbauliche Maßnahmen nicht anhand der klassischen Ertragstafelmodelle abzuleiten, sondern einzelbaumbasierte Prognosemodelle als Unterstützung für Managementstrategien zu verwenden, unterstreicht die Bedeutung der Einzelbaummodelle als praktikable Werkzeuge zur Umsetzung einer multifunktionalen Waldbewirtschaftung (Pretzsch et al. 2002a, Hasenauer 2006a). Neben den Wuchsreihen der forstlichen Versuchsanstalten sind vor allem baumindividuelle Messungen aus betrieblichen Inventuren als Eingangsdaten von großer Bedeutung. Die auf Einzelbaummessungen basierende Kontrollstichprobe ist damit ein wichtiges Werkzeug der modernen Forstwirtschaft (Kruttsch & Loetsch 1938, Akça 1993).

Im Bereich der Waldwachstumsmodellierung wird der Bestand als Aggregation des Einzelbaumwachstums verstanden (Munro 1974, Pretzsch et al. 2002). Die größere Flexibilität der einzelbaumbasierten Prognosemodelle beruht in ihrer hohen Auflösung. Dadurch lassen sich Bewirtschaftungskonzepte, unabhängig vom Bestandesalter, Bestandesaufbau oder der Mischung leicht an sich wandelnde ökologische und/oder ökonomische Anforderungen anpassen. Einzelbaumanalysen sind aus betrieblicher Sicht aber nur dann zielführend, wenn sie im Zusammenhang mit der Massenleistung pro Fläche betrachtet werden. Vor diesem Hintergrund ist die hier vorgestellte Analyse der Kontrollstichprobeninventuren für den Forstbetrieb von großer Relevanz, da die Datengrundlage auf flächenrepräsentativen Einzelbaummessungen des Gesamtbetriebes basiert.

4.1.4.2.1 Zuwachsleistung der Rot-Buche(*Fagus sylvatica* L.)

Die Rot-Buche verfügt über eine weite Standortsamplitude (Leuschner et al. 1993, Heinken 1995, Härdtle et al. 1996, Leuschner et al. 2006) und ist innerhalb ihres Potenzbereichs die

konkurrenzstärkste heimische Baumart (Leuschner, 1998, Härdtle et al. 2004). Zu ihren charakteristischen Eigenschaften zählen die hohe Konkurrenzfähigkeit (Schattentoleranz), das lang anhaltende Höhenwachstum beziehungsweise das große Höhenwachstumspotential (bis zu 54 m), die bis ins fortgeschrittene Alter hohe Reaktionsfähigkeit sowie ihre Lückendynamik.

Eine der zentralen Zielsetzungen auf der Einzelbaumebene bestand in der Analyse der Auswirkungen einer unterschiedlich langen Nicht-Bewirtschaftung auf den Zuwachs der Buche. Deutliche Effekte sind für den Durchmesser- und Höhenzuwachs festzustellen. Die Wechselwirkung zwischen dem BHD und der Bestandesdichte sowie deren zeitliche Veränderung (Kurz- und Langzeiteffekt) ist der prägende Faktor für den Einzelbaumzuwachs der Buche. Dabei ist die Wirkung des Konkurrenzeffekts nicht eindeutig, sondern variiert in Abhängigkeit der Baumreife. Betrachtet man den Zusammenhang zwischen dem Dicken- und Höhenwachstum, so zeigt sich, dass geringere Durchmesserzuwächse durch ein besseres Höhenwachstum kompensiert werden können. Dies resultiert in annähernd gleichen Volumenzuwächsen bei unterschiedlichen Bewirtschaftungsintensitäten (Grundflächenhaltungen).

Innerhalb ihres autökologischen Optimums bewirkt eine zusätzliche Steigerung des Nährstoffangebots keine Steigerung der Zuwachsleistung. Unterschiede auf Mergel- oder Lehmstandorten konnten nicht festgestellt werden. Dieser Befund ist als exemplarisch einzustufen, da Parameter der Nährstoffverfügbarkeit, wie zum Beispiel die Kationenaustauschkapazität, nicht gemessen wurden.

Durchmesserzuwachs

Der Durchmesserzuwachs wird durch die Konkurrenzdynamik beeinflusst und lässt sich über die Grundflächenhaltung und den Mischungsanteil maßgeblich steuern. Die Ergebnisse zeigen Effekte der Baumvitalität, der Bestandesdichte und der Konkurrenzform (intraspezifisch vs interspezifisch).

Der Großteil der maximalen Durchmesserzuwächse bewegt sich zwischen 6 und 9 mm Jahr⁻¹ (Maximum: 15 mm Jahr⁻¹). Diese Spitzenwerte werden in der Regel auch noch von Buchen mit einem BHD von 60 cm erzielt, was die lang anhaltende Zuwachsleistung und Plastizität dieser Baumart unterstreicht. Dies ist in Übereinstimmung mit den Befunden anderer Autoren (Utschig 2000, Klädtke 2001, Guerike 2002). Zahlreichen Studien konnten im letzten Jahrzehnt steigende sowie rückläufige Trends im Wachstum europäischer Wälder beobachten (Spiecker et al. 1996, Lopatin 2007). Als Hauptfaktoren werden die Erhöhung

der CO₂-Konzentration, der Temperaturanstieg, die Verlängerung der Vegetationszeit, die Zunahme der Niederschläge und die atmosphärische Stickstoffdepositionen genannt. Für die Buche wurden in diesem Zusammenhang erhöhte Zuwächse festgestellt (Franz et al. 1993, Spiecker 1999, Kenk 2002, Dittmar et al. 2003, Kändler & Riemer 2005). Kennzeichnend hierfür ist ein Trend zu einer beschleunigten Durchmesserentwicklung (Guerike 2002), der sich in den beobachteten Einzelbaumzuwächsen zwischen 9 und 15 mm Jahr⁻¹ im Durchmesserbereich von 10 bis 40 cm widerspiegelt.

Die Möglichkeit der Beeinflussung des Durchmesserwachstums über die Grundflächenhaltung variiert in Abhängigkeit des BHD. Eine Förderung des Durchmesserwachstums durch ein erhöhtes Standraumangebot ist nur in den Durchmesserklassen 20-40 cm zu erreichen. Kurzzeitige positive Reaktionen lassen sich aber nur für das schwache Baumholz beobachten. Daraus folgt, dass die Wirkung einer Grundflächenabsenkung auf das Durchmesserwachstum umso geringer ist, je stärker der Baum wird. Zu ähnlichen Schlussfolgerungen gelangen Nagel und Spellmann (2008) für Buchen-Reinbestände in Nordwestdeutschland.

Die Zuwachsleistung von Einzelbäumen in Mischbeständen ist um 10 % höher als die in Reinbeständen. Dies kann damit erklärt werden, dass die schattentolerante Buche in der Regel mit Lichtbaumarten gemischt ist. Die damit verbundenen Vorteile einer Konkurrenzreduktion im Kronenraum zeigt sich in einer verzahnten Entwicklung der Buchenkrone mit den Lichtbaumkronen, was unter intraspezifischen Konkurrenzbedingungen nicht möglich ist. Diese gute und effiziente Kronenausbildung führt zu der angesprochenen Steigerung des Durchmesserwachstums (Mayer 1958, Assmann 1965, Assmann 1970, Mitscherlich 1970, Kennel 1972, Kramer 1982, Bryndum 1987, Pretzsch & Schütze 2005).

Die Bedeutung der Baumvitalität in Bezug auf den Durchmesserzuwachs ist in Abbildung 18 dargestellt. Der Stammdurchmesser gibt Auskunft über die Konkurrenzgeschichte eines Baumes innerhalb seines Bestandeslebens (Prévosto & Curt 2004, Fox et al. 2007). Somit wurde die stärkste Buche als vitalstes Individuum innerhalb eines Probekreises identifiziert. Betrachtet man die Untersuchungsvarianten, so sind die Folgen einer langfristigen Pflege- und Nutzungsaufgabe eine Durchmesserzuwachseinbuße von durchschnittlich 35 %. Das Verhalten der wuchskräftigsten Buchen zeigt zwar einen ähnlichen Trend, der Zuwachsrückgang wird aber knapp um die Hälfte reduziert (22 %). In langjährig ungenutzten Beständen können Buchen auf demselben Niveau von Buchen in bewirtschafteten und kurzzeitig nicht bewirtschafteten Beständen wachsen (6 bis 7 mm Jahr⁻¹). Diese Entwicklungstendenz zeigt, dass die konkurrenzstärksten Bäume als letztes auf hohe Bestandesdichte mit einer Wachstumsdepression reagieren. Daraus lässt sich folgern, dass

starke Konkurrenz nicht zu einer Wachstumsdepression führen muss. Zu ähnlichen Ergebnissen gelangen Utschig & Küster (2003), die die höhere Effizienz herrschender Bäume für den Ausgleich eines Standraumvorteils aufführen.

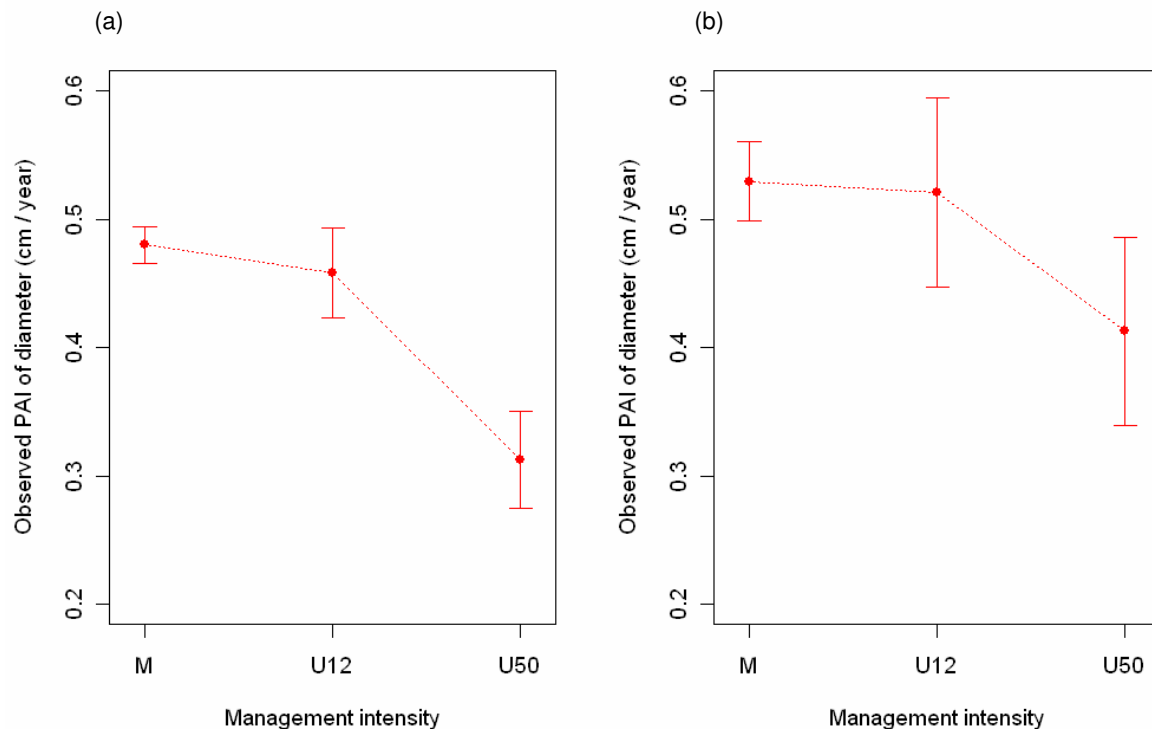


Abbildung 18: Beobachteter Durchmesserzuwachs (Mittelw. mit 95%-Konf.Intervall) in Abhängigkeit der Bewirtschaftungsintensität und Baumvitalität. GLS-ANOVAs (a) Alle Buchen innerhalb eines Probekreises, (b) vitalste Buche (= max. BHD) pro Probekreis. M = bewirtschaftete Bestände; U12 = unbewirtschaftete Bestände > 12 Jahre; U50 = unbewirtschaftete Bestände > 50 Jahre.

Fazit:

- (i) Bezüglich des mittleren, beobachteten Durchmesserzuwachses ist ein positiver Durchforstungseffekt festzustellen, wobei 12 Jahre Nicht-Bewirtschaftung keine Auswirkung auf das Dickenwachstum der Buchen besitzt. Nach mehr als 50 Jahren Nicht-Bewirtschaftung sind signifikante Rückgänge zu erkennen. Bei den vitalsten, das heißt den konkurrenzstärksten Bäumen innerhalb eines Kollektivs, werden diese Unterschiede zunehmend unbedeutend (Klädtko 2001).

- (ii) Der Einfluss forstlicher Pflegeeingriffe auf den Durchmesserzuwachs muss in Abhängigkeit der Stammstärke beurteilt werden. Im schwachen und mittleren Baumholz ist ein positiver Zuwachseffekt mit steigender Grundflächenabsenkung zu beobachten. Der Zuwachseffekt ist umso größer, je schwächer der Baum ist.
- (iii) Mit Hilfe der geschätzten Zuwachsgänge sowie den deckungsgleichen Resultaten der Mittelwertvergleiche (beobachteter Zuwachs), kann nachgewiesen werden, dass einer forstlichen Nutzungsaufgabe von 12 Jahren¹⁷ keine signifikanten Auswirkungen auf das Durchmesserwachstum der Buche besitzt.

Höhenzuwachs

Konkurrenz ist neben dem Standortspotential der entscheidende Faktor für den Höhenzuwachs der Buche. Allgemein nimmt mit zunehmendem BHD der Höhenzuwachs ab, wobei Niveau und Wachstumsrate stark von der Standortsproduktivität bestimmt sind (u.a. Beck 1971, Carmean 1972). Die Rolle des Standorts wird in der Betrachtung der Varianz-Kovarianz-Struktur diskutiert.

Die Kiefer reagiert zum Beispiel in bewirtschafteten Beständen auf eine Reduktion der Konkurrenz mit zunehmenden Höhenzuwachs (*Pinus ponderosa*: Uzoh & Oliver 2006, *Pinus halepensis*: Condés & Sterba 2008). Im Vergleich zur Lichtbaumart Kiefer reagiert die Schattenbaumart Buche entgegengesetzt. Zunehmende Konkurrenz führt zu einem durchschnittlich besseren Höhenzuwachs. Ein weiterer Unterschied in der Konkurrenz-Höhenzuwachs-Beziehung besteht im Einfluss der Stammstärke. Während Cochran & Barrett (1999) sowie Uzoh & Oliver (2006) für die Kiefer einen gleichgerichteten Effekt vermuten, zeigt sich bei der Buche eine eindeutige Abhängigkeit vom BHD (Abbildung 19).

¹⁷ Im Vergleich zu bewirtschafteten Beständen entspricht hier eine forstliche Nutzungsaufgabe von 12 Jahren einer 33 % höheren Grundflächenzunahme, bei annähernd gleicher Ausgangsgrundfläche (OFN-12: +3 %).

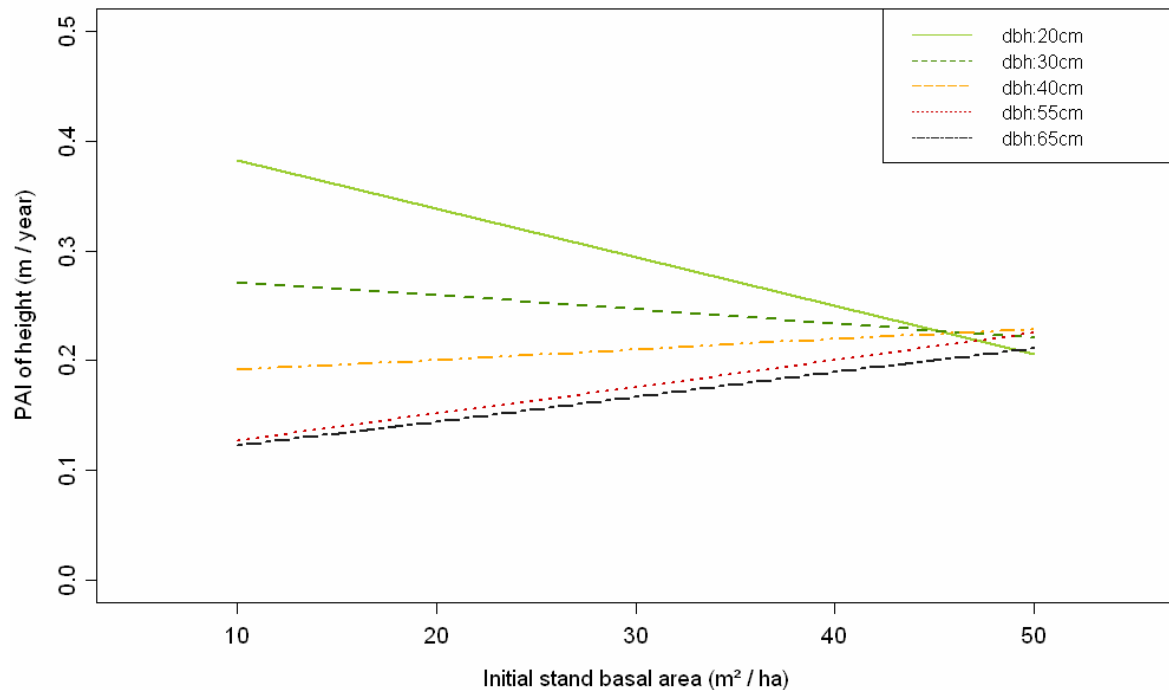


Abbildung 19: Höhenzuwachs der Buche über der Grundflächenhaltung für unterschiedliche Stammstärken auf grund- und stauwasserfreien Standorten. Die Schätzung beruht auf den in Tabelle 8 aufgeführten Koeffizienten. Für ΔBA wurde das Populationsmittel ($4.4 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) eingesetzt.

Mit zunehmender Grundflächenhaltung werden die Unterschiede zwischen den Wachstumsreaktionen auf steigende Konkurrenz geringer. Von einem großen Standraumangebot profitieren vor allem schwache Bäume. Steigender Konkurrenzdruck hat im starken Baumholz einen positiven Effekt auf das Höhenwachstum der Buche. Das heißt, unter Stress behaupten sich die starken, vitalen Individuen (Grime 2006). Aus diesem Zusammenhang lässt sich folgern, dass der Konkurrenzeffekt umso ausgeprägter ist, je dichter die Bestände sind. Dieser Sachverhalt spiegelt sich im mittleren Wuchsverhalten von langjährig ungenutzten, dicht bestockten Beständen wider ($BA \ 36.2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, $\Delta BA \ 9.1 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$). Charakteristisch sind hier konstante Zuwächse, unabhängig von der Stammstärke. In einem BHD-Bereich zwischen 20 und 35 cm scheint der Schnittpunkt der Wachstumskurven zu liegen (Abbildung 12 (a)). Dies ist in der Regel die Stammstärke, bei der Hochdurchforstung in der Buche beginnt. Das bedeutet, dass mit einsetzender Reduktion der Grundflächenhaltung und der damit einhergehenden Entspannung des Konkurrenzdrucks,

das Höhenwachstum gedämpft wird. Der typische umgekehrt sigmodiale Zuwachsverlauf über dem BHD ist daher nutzungsbedingt.

Neben dem Ausgangsdurchmesser und der Bestandesdichte kann ein signifikanter Effekt des Bodenwasserhaushaltes nachgewiesen werden. Die Grund- und Stauwassertoleranz der Buche ist niedrig (Otto 1994). Als Folge davon nimmt ihre Vitalität beziehungsweise Konkurrenzkraft mit steigendem Bodenwassergehalt ab (Dieckmann et al. 1999, Härdtle et al. 2003b). Wahrscheinlich führt der durch zeitweiligen Wasserüberschuss hervorgerufene Sauerstoffmangel auf den untersuchten grund- und stauwasserbeeinflussten Standorten für die Buche zu Stress. In Bezug auf den Wasserhaushalt scheint sie für ein optimales Wachstum auf gut durchlüftete Böden mit nachhaltiger Wasserversorgung angewiesen zu sein. Dennoch bleibt zu berücksichtigen, dass auch hier keine funktionalen Bodenparameter (z. B. die Wasser- und Luftleitfähigkeit) gemessen wurden. Somit lässt sich der durchschnittliche Zuwachsrückgang von 9 % anhand ihres autökologischen Verhaltens erklären.

Der Einfluss des Bodenwasserregimes variiert auch hier mit dem Stammdurchmesser. Im Dichtstand können sich unter Wasserstress vor allem die vitalsten Bäume behaupten, wobei die Wachstumsintensität mit zunehmender Vitalität ansteigt. Der durch Konkurrenz und Wasserüberschuss induzierte "doppelte" Stress führt dazu, dass ab einem BHD > 50 cm der negative Effekt eines zeitweiligen Wasserüberschusses ausgeglichen ist. Unter Ausschluss des Konkurrenzdrucks wirkt Wasserstress bei schwachen Individuen (BHD 20 - 45 cm) zuwachsmindernd.

Fazit:

- (i) Die Höhenzuwachsleistung der Buche kann durch zunehmende Grundflächenhaltungen gefördert werden. Steigende Grundflächenhaltungen führen zu einer Homogenisierung der Dimensionsunterschiede.
- (ii) Bewirtschaftung reduziert das natürliche Höhenzuwachspotential der Buche. Betrachtet man den geschätzten Höhenzuwachs reifer Buchen mit Zielstärke von 65 cm, so führt schon eine Grundflächenabsenkung von 30 % zu einem fast doppelt so hohen Zuwachsrückgang (40 %).

Volumenzuwachs

Die Zuwachsleistung wird ausschlaggebend vom BHD bestimmt (Abbildung 20). Im Vergleich zu anderen waldbaulich bedeutenden Baumarten, zum Beispiel der Eiche, besitzt die Buche ein hohes Reaktionsvermögen auf unterschiedliche Konkurrenzsituationen und damit ein elastisches Zuwachsverhalten (Röhrig et al 2006). Diese Plastizität ermöglicht es der Buche, ihre Wuchsstrategie schnell an unterschiedliche Konkurrenzsituationen anzupassen.

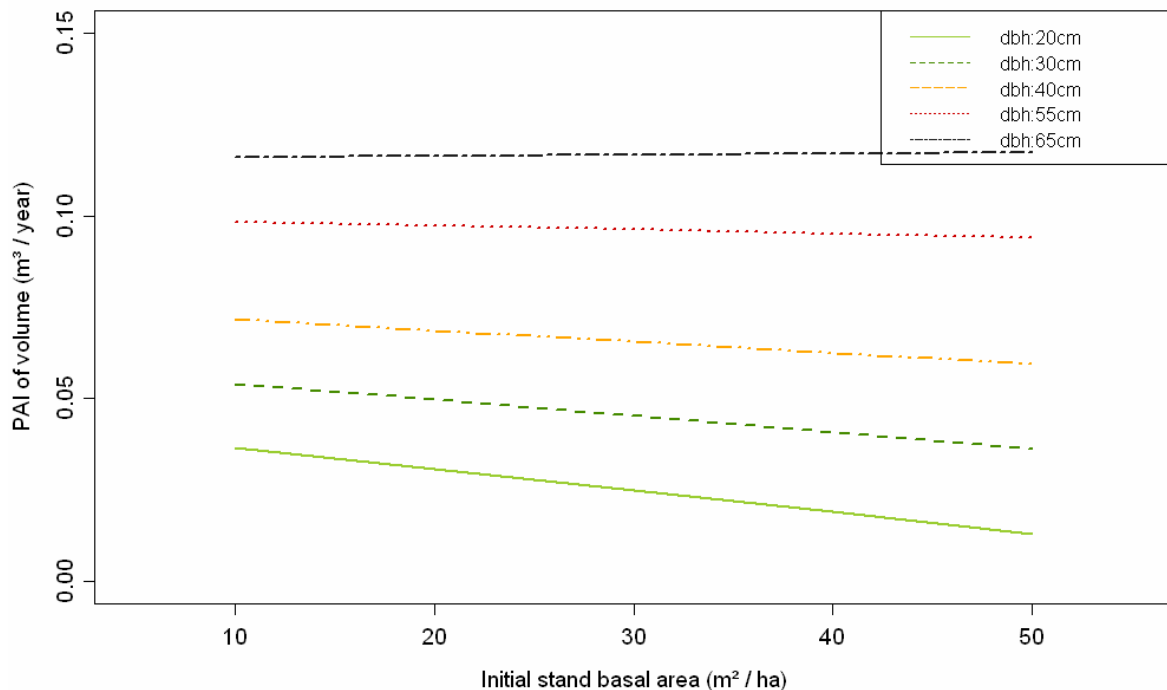


Abbildung 20: Volumenzuwachs der Buche über der Grundflächenhaltung für unterschiedliche Stammstärken in Mischbeständen. Die Schätzung beruht auf den in Tabelle 10 aufgeführten Koeffizienten. Für ΔBA wurde das Populationsmittel ($4.4 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) eingesetzt.

Lediglich im schwachen und mittleren Baumholz kann mit steigender Grundflächenhaltung ein Zuwachsrückgang festgestellt werden. Analog den Befunden zum Durchmesserzuwachs ist der Effekt auch hier umso stärker je schwächer der Baum ist. Eine Grundflächenabsenkung besitzt im starken Baumholz keinen Einfluss mehr auf den

Volumenzuwachs. Pretzsch (2005) kommt für die Buche auf vergleichbaren, das heißt gut nährstoffversorgten Standorten, zu ähnlichen Ergebnissen. Eine Reduktion der Bestandesdichte in jungen Beständen zeigt deutlich positive Effekte auf den Zuwachs, während sich dieser Einfluss mit zunehmender Bestandesentwicklung verringert. In alten Beständen werden die höchsten Zuwächse bei maximaler Dichte erreicht. Mischung steigert den Volumenzuwachs der Buche um bis zu 10 %.

Die Betrachtung der geschätzten Zuwachsverläufe für die drei Untersuchungsvarianten bestätigt, dass die Ertragsleistung der Buche tendenziell unabhängig von der Bewirtschaftungsintensität ist. Dieser Zusammenhang wurde für den Bestandeszuwachs von Buchen-Reinbeständen schon von Wiedemann (1932) und Schober (1972) beschrieben, die innerhalb einer Spanne von 20 bis 40 m² ha⁻¹ keine nennenswerte Effekte beobachten konnten.

Nagel und Spellmann (2008) betonen: *„als vorrangiges wirtschaftliches Ziel der Buchenwirtschaft muss die positive Beeinflussung der flächenbezogenen Wertleistung herausgestellt werden“*. Daher sind aus betrieblicher Sicht neben der Zuwachsleistung vor allem Aussagen zur Schaftlänge und Schaftqualität entscheidende Kriterien zur Beurteilung der betrieblichen Effizienz. Diese werden im Kontext der Bestandeszuwächse diskutiert.

Fazit:

Die Ertragsleistung des Einzelbaumes (*Fagus sylvatica*) lässt sich bis zu einem BHD von 40 cm über die Grundflächenhaltung (untersuchte Spanne: 10–50 m² ha⁻¹) steuern. Eine Grundflächenabsenkung um 5 m² ha⁻¹ führt zu einer durchschnittlichen Zuwachssteigerung von 14 % (BHD 20 cm), 5 % (BHD 30 cm) und 2 % (BHD 40 cm). Ab einem BHD > 40 cm reagiert die Buche mit einem deutlichen Kompensationseffekt, der sich mit zunehmender Baumreife ausgeprägt. In diesen Dimensionen besitzen Eingriffe keinen Einfluss mehr. Verantwortlich hierfür ist ein baumspezifisches Allokationsverhalten, bei dem sich die Assimilatverteilung in Abhängigkeit des Dichtstandes verschiebt (Dicken- versus Höhenwachstum).

Varianz-Kovarianz-Struktur der Zuwachsmodelle

Das Wachstum eines Baumes wird wesentlich durch das Standortspotential geprägt. Durch die Reduzierung der Standortvariabilität im Zuge der Vorauswahl der Untersuchungsbestände wurde eine grundsätzliche Vergleichbarkeit gewährleistet. Dennoch können Standortunterschiede die Zuwachsleistung grundsätzlich beeinflussen. Für das Bestandeszuwachsmmodell konnte kein signifikanter Effekt für die Waldstandorte

nachgewiesen werden. Bei den Analysen auf Einzelbaumebene zeigt die Betrachtung der unterschiedlichen Varianzkomponenten eindeutig, dass die relative Variation zwischen den Waldstandorten in allen Modellen gering ist (4 - 13 %). Dennoch ist deren Berücksichtigung in den Regressionsrechnungen im Falle einer Signifikanz notwendig. Im Durchmesserzuwachs- und Volumenzuwachsmmodell wurde die Varianz als Potenzfunktion des Ausgangsdurchmessers geschätzt. Aus Gründen der Vergleichbarkeit wurde daher die "mittlere" Varianz für eine BHD-Spanne von 17 bis 70 cm berechnet (Tabelle 17).

Tabelle 17: Prozentuale Aufteilung der Reststreuung auf die Varianzkomponenten der Einzelbaumzuwachsmmodelle.

	<u>Site</u>	<u>Plot</u>	<u>Tree</u>
<i>Diameter increment</i>			
proportion of "mean" variance (%)	13	36	51
<i>Height increment</i>			
proportion of variance (%)	7	50	43
<i>Volume increment</i>			
proportion of "mean" variance (%)	4	16	80

Unterschiede bestehen vor allem erwartungsgemäß zwischen einzelnen Individuen, aber auch zwischen Kollektiven. Eine Ausnahme bildet das Höhenzuwachsmmodell. Die Intraclass-Korrelation¹⁸ (ICC) deutet auf ein probekreispezifisches Wuchsverhalten der Buche. Im Vergleich zur Korrelation zwischen den Probekreisen eines Waldstandortes ($ICC_{\text{site}} = 0.07$) ist die Korrelation zwischen den Bäumen innerhalb eines Probekreises hoch ($ICC_{\text{plot}} = 0.57$). Das heißt, das baumspezifische Verhalten in Kollektiven beziehungsweise Probekreisen ist sehr ähnlich. Gleiches wird von Condés & Sterba (2008) berichtet, die in ihrem Höhenwachstumsmodell für die Aleppo Kiefer (*Pinus halepensis*) ebenfalls eine hohe between-plot Variation feststellen konnten.

¹⁸ The intraclass correlation coefficient (ICC) is a measure describing the similarity (or homogeneity) of the response on the dependent variable within a cluster (in a clustered data set) or a unit of analysis (in a repeated-measures or longitudinal data set (West et al. 2007, p. 45).

Fazit:

- (i) Durch die Auswahl eines möglichst homogenen Flächenkollektivs (Befundeinheit Jungmoräne) besitzen die Unterschiede zwischen den Waldstandorten einen verhältnismäßig geringen Einfluss auf das Zuwachsverhalten der Buche.
- (ii) In Bezug auf den Höhenzuwachs bewirkt die Anwesenheit einer hohen Buche einen Ping-Pong-Effekt auf benachbarte Individuen.

4.1.4.2.2 Bestandesstruktur

Das strukturelle Leitbild einer naturgemäßen Waldwirtschaft sollte sich an *natürlichen* Strukturen orientieren. Nach Auffassung von Meyer & Pogoda (2001), Spellmann (2004) und Westphal et al. (2006) sind die natürlichen "Strukturzustände" von Buchenwäldern nicht normierbar, sondern vielmehr ein Kaleidoskop an Möglichkeiten. Mit einer ähnlichen Dynamik ist der Begriff Struktur belegt (Sturm & Westphal 1993, Spellmann 1995). Daher gilt es zunächst zu klären, was unter Struktur verstanden wird. Die Ergebnisse dieser Studie beschränken sich vornehmlich auf Aussagen zur vertikalen Differenzierung, die wiederum einen bedeutenden Einfluss auf die Flächenproduktivität besitzt. Aus ökologischer Sicht spielen viele andere Strukturelemente wie zum Beispiel die Waldtextur, Alt- und Biotopbäume oder die Totholzausstattung eine maßgebliche Rolle. Hierzu können im Rahmen dieser Studie keine Aussagen getroffen werden.

Deutliche Unterschiede in der Vertikalstruktur von Buchen-Altholzbeständen sind erst nach mehr als 50-jähriger Nutzungsaufgabe zu erkennen (Abbildung 21 (a)). In mittelalten Buchenbeständen sind schon nach 12-jähriger Schlagruhe Differenzen zwischen Wirtschafts- und Naturwäldern zu beobachten (Abbildung 21 (b)).

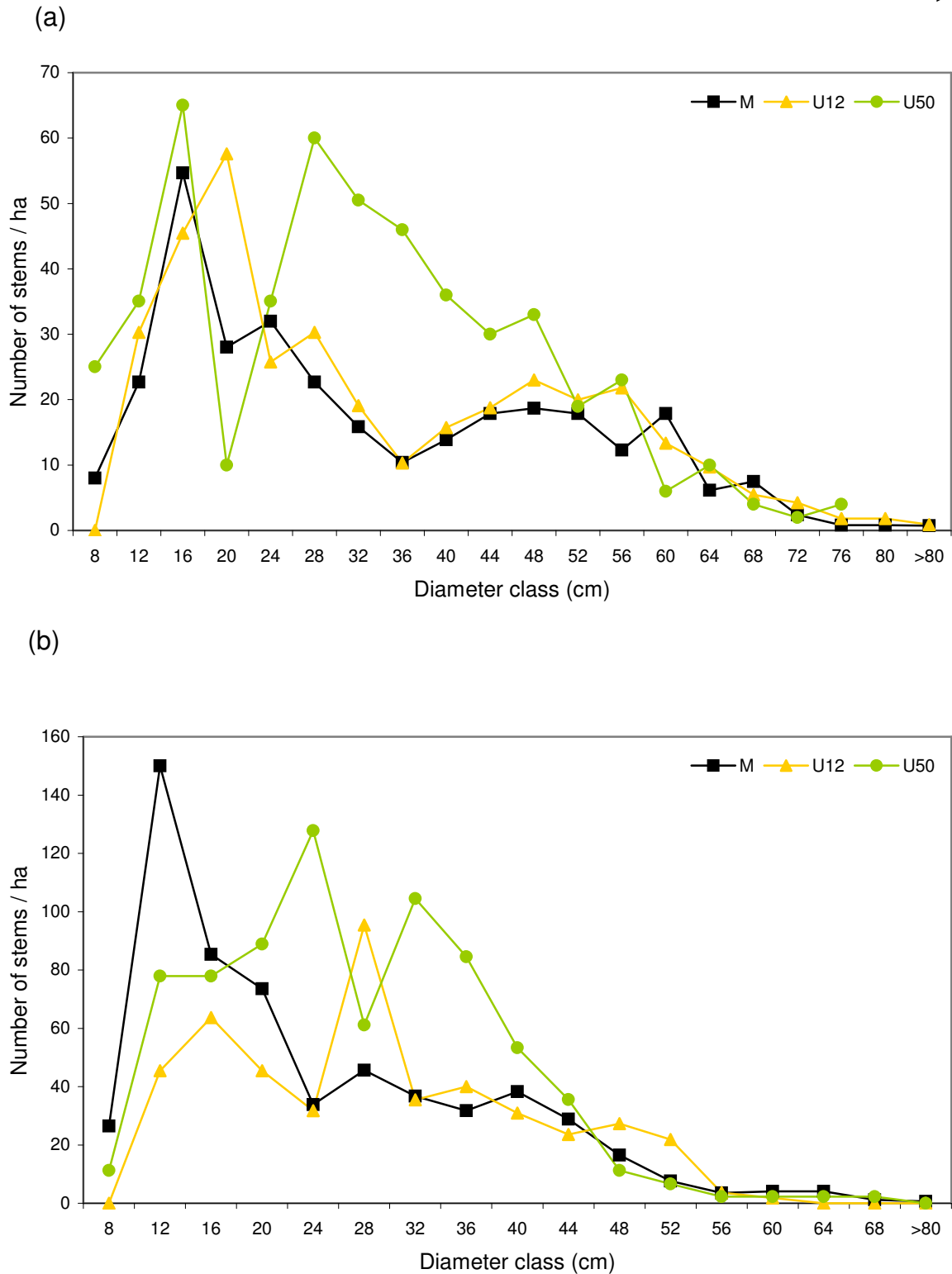


Abbildung 21: Durchmesserverteilung (Frequenz in 4cm-Durchmesserklassen) in der Reifephase (a) und der Auslesephase (b) der Folgeinventur 2004. Alle Bäume mit einem BHD > 7cm sind in der Auswertung berücksichtigt. M = bewirtschaftete Bestände; U12 = unbewirtschaftete Bestände > 12 Jahre; U50 = unbewirtschaftete Bestände > 50 Jahre.

Die Durchmesser­verteilung in Buchen-Urwäldern folgt häufig einer plenterwaldartigen Kurve¹⁹ (Dengler 1931, Korpel 1995, Tabaku 2000). Dies kann für die untersuchten Naturwälder nicht bestätigt werden. Vielmehr sind die Ergebnisse in Einklang mit den Befunden von Westphal et al. (2006), die für Buchen-Urwälder ebenfalls Abweichungen von diesem Stammverteilungstyp feststellen konnten. Die Gegenüberstellung einer gelenkten und einer natürlichen Entwicklung zeigt, dass Durchforstung im starken Maße das Kollektiv der schwachen und mittleren Durchmesserbereiche in der herrschenden Schicht reduziert. Dies ist aus waldbaulicher Sicht insofern von Interesse, da die flächenbezogene Wertleistung unter anderem von der Stammzahl in den einzelnen Durchmesser­klassen beeinflusst wird. Diese Beobachtungen führen zu der Vermutung, dass der Selektionsdruck auf Bäume in bewirtschafteten und unbewirtschafteten Wäldern unterschiedlich ist. Als Folge davon ist das Erscheinungsbild des Zwischen- und Unterstandes in langjährig ungenutzten Wäldern (hier: Naturwald Schattiner Zuschlag) ein völlig anderes verglichen mit Wirtschaftswäldern. Dieses Phänomen ist auf die unterschiedliche Baumarchitektur zurückzuführen, was im Zusammenhang mit den Zielvorräten näher erläutert wird. Der vermittelte Eindruck eines „Halleneffekts“ des Naturwaldes Schattiner Zuschlag, das heißt ein Nicht-Vorhandensein des Zwischen- und Unterstandes, täuscht.

Durch die konsequente Kronenpflege in der herrschenden Schicht wird das Strahlungsangebot im Stammbereich erhöht. Der vermehrte Lichtgenuss führt bei den Zwischen- und Unterständlern zu einer gesteigerten Ast- und Phytomassebildung. Somit wird die Kronenaus­bildung in diesen Straten durch Bewirtschaftung gefördert. Im Gegensatz dazu kommt es in den Naturwäldern, als Folge des starken Konkurrenzdrucks im Oberstand zur Ausbildung kleiner, schmaler Kronen im Zwischen- und Unterstand, die sich direkt unter die Kronen der Herrschenden schieben. Dieses Phänomen ist auch die Ursache für die verstärkte Mortalitätsrate in diesen Schichten. Die beobachteten Entwicklungstendenzen



Zeichnung: W. Kreuser

deuten darauf hin, dass die oftmals vermutete Strukturarmut (Hallenwald-Struktur) in der Optimalphase von Buchenbeständen auf gut wasser- und nährstoffversorgten Standorten in Frage gestellt werden muss (vgl. u.a. Ellenberg 1996). Betrachtet man die natürliche Walddynamik, so sind Buchen-Urwälder und -Naturwälder durch ein kleinflächig

¹⁹ Dabei handelt es sich um einen i-förmigen Verteilungstyp, reverse J-shaped (engl.).

ausgebildetes Mosaik unterschiedlicher Strukturen gekennzeichnet, das eng mit den verschiedenen Waldentwicklungsphasen in Beziehung steht. Strukturbildende Kräfte sind das Störungsregime und die durch Konkurrenz induzierte Selbst-Differenzierung (vgl. Gratzner et al. 2004). Großflächige Störungen spielen eine untergeordnete Rolle (Peterken 1996). Die Strukturentwicklung wird vielmehr durch Einzelbaumlücken, mit einer Lückengröße von meist unter 400 m², geprägt (Korpel' 1995, Tabaku & Meyer 1999, Kaber 2007, Meyer & Ackermann 2004). Die Strukturarmut in Wirtschaftswäldern ist oftmals auf großflächige Störungen zurückzuführen. Hiebsarten wie das Schirmschlagverfahren führen zu einer flächenweisen Gehölzverjüngung, die wiederum eine großräumige Homogenisierung der Waldbestände zur Folge hat. Da heutzutage im naturnahen Waldbau überwiegend eine einzelstamm- bis truppweise Nutzung stattfindet, sind auch im Wirtschaftswald die Bestände in der Optimalphase in der Regel durch einen mehrschichtigen Bestandesaufbau gekennzeichnet (vgl. Abbildung 6 & 21 (a)). Eine Pauschalisierung (Hallenwald-Struktur) ist demzufolge, selbst für die hier untersuchten Wirtschaftswälder, nicht nachvollziehbar.

Die Ergebnisse zeigen, dass die eigendynamische Waldentwicklung zu konkurrenzspezifischen Baumarchitekturen beziehungsweise Bestandesstrukturen führt, die in Abhängigkeit des Anteils an Mischbaumarten mannigfaltige Ausprägungen annehmen können. Nach 12 Jahren Nutzungsaufgabe sind die Strukturen von Altholzbeständen noch weitgehend von forstlicher Bewirtschaftung bestimmt, da der Selektionsdruck noch zu gering ist. Der vermeintliche "Halleneffekt" in den mehr als 50 Jahren forstlich ungenutzten Buchen-Altholzbeständen beruht demnach auf einer Kombination aus forstgeschichtlichem Störungsregime und konkurrenzbedingter Baumarchitektur.

Die Aussageschärfe des Mitteldurchmessers als Strukturindex ist schwach. Vergleicht man die Streuung der Mitteldurchmesser ($\bar{d}$) der Buchen-Altholzbestände der Folgeinventur, so zeigt sich, dass nach mehr als 50 Jahren Nutzungsaufgabe der Wirtschaftswaldcharakter erhalten bleibt (VC²⁰: MFN = 19 %, OFN-12 = 17 %, OFN-50 = 19 %). Eine starke Durchmesserdivergenz, wie sie in Buchen-Urwäldern beobachtet wird (Průša 1985, Mayer 1987, Korpel' 1995, Meyer et al. 2003), tritt innerhalb dieser Zeitspanne noch nicht ein. Unter den heimischen Laubbaumarten, neigt die Buche zur stärksten Selbst-Differenzierung. Berechnet man die Variation der Bestandes-Mitteldurchmesser unter Ausschluss der Mischbaumarten, deutet sich ein leichter Trend in Richtung Urwaldcharakter an (VC: MFN = 24 %, OFN-12 = 20 %, OFN-50 = 27 %). Ähnliches lässt sich für die Auslesephase beobachten.

²⁰ Variationskoeffizient

Ein weiteres charakteristisches Merkmal im Bestandesprofil von Natur- und Wirtschaftswäldern sind die Baumhöhen und die Höhen-Durchmesser-Beziehung. In den mehr als 50 Jahren ungenutzten Beständen können Buchen ihr volles Wachstumspotential ausschöpfen. Hier erreichen sie Maximalhöhen von fast 50 Metern. Eine deutliche Diskrepanz ergibt sich in der flächenhaften Verteilung von Individuen mit Höhen über 40 m. So kommen 2004 im Naturwald Schattiner Zuschlag durchschnittlich 316 Bäume pro 10 Hektar vor, im Naturwald Hevenbruch sind es 16 Bäume und in den Wirtschaftswäldern 2 Bäume. 91 % vom Kollektiv der Buchen mit Höhen über 40 m wächst in Beständen mit einer Grundfläche von $> 35 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, was den Einfluss der Konkurrenz auf das Höhenwachstum verdeutlicht.

Der durch Bewirtschaftung reduzierte Konkurrenzdruck innerhalb der Bestände führt zu einer straffen Korrelation zwischen der Baumhöhe und dem Stammumfang, wobei sich mit zunehmender Länge der Nutzungsaufgabe das Verhältnis lockert (MFN: $r=0.85$, $P<0.001$; OFN-12: $r=0.79$, $P<0.001$; OFN-50: $r=0.48$, $P<0.001$). Charakteristisches Strukturmerkmal des Naturwaldes Schattiner Zuschlag ist die breite Streuung der Baumhöhen bei gleichem BHD (Abbildung 22). Dabei kann die Differenz der erreichten Höhen bei gleicher Baumstärke 20 m betragen. Diese natürliche Diversifizierung wurde auch in albanischen Buchen-Urwäldern (Tabaku 2000) und in Buchen-Naturwaldreservaten (Winter 2005) beobachtet. Auch mit zunehmender Bestandesreife bleibt diese Strukturmerkmal erhalten. Vergleicht man die Stammformvariabilität oberständiger Buchen in der Reifephase, so ist die große Streuung der Höhe-Durchmesser-Relationen bei gleichem Stammdurchmesser in langfristig unbewirtschafteter Bestände auffallend (VC^{21} : MFN = 19 %, OFN-12 = 18 %, OFN-50 = 27 %).

²¹ Variationskoeffizienten der Schlankheitsgrade.

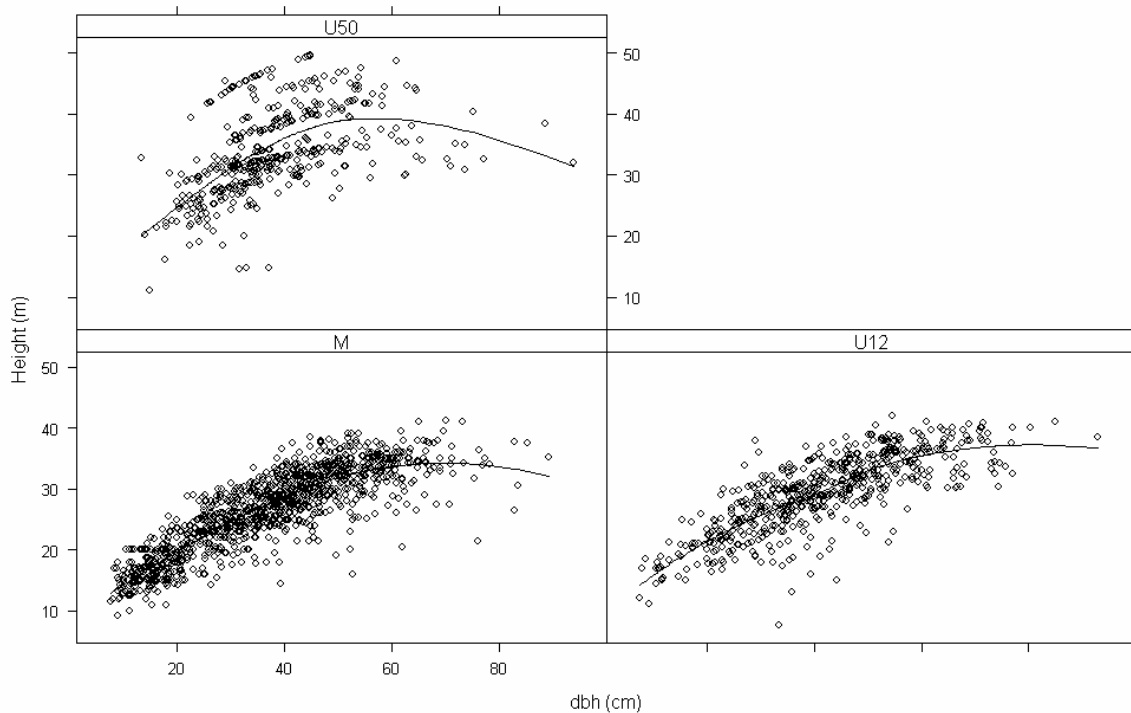


Abbildung 22: Scatterplots und LOESS Smoother (span=0.75) für die beobachteten Baumhöhen und Stammdurchmesser (2004) in Abhängigkeit der Bewirtschaftungsintensität. M = bewirtschaftete Bestände; U12 = unbewirtschaftete Bestände > 12 Jahre; U50 = unbewirtschaftete Bestände > 50 Jahre.

Die Höhen-Durchmesser-Beziehung wird maßgeblich durch die Konkurrenz bestimmt (Calama & Montero 2004, Sharma & Parton 2007). Aus diesem Grund ist es nicht überraschend, dass in den dicht bestockten Beständen der Naturwälder die Buchen tendenziell höher sind. Der Effekt der Konkurrenzdynamik auf die Höhen-Durchmesser-Beziehung, lässt sich für den Beobachtungszeitraum folgendermaßen zusammenfassen:

- Die Höhen-Durchmesser-Beziehung von Buchen in bewirtschafteten Beständen bleibt konstant. Geringfügige Verschiebungen bezüglich des Kulminationszeitpunktes sind auf die leicht angestiegenen Bestandesdichten zurückzuführen.
- Die Höhen-Durchmesser-Beziehung von Buchen in unbewirtschafteten Beständen verändert sich. Zunehmender Konkurrenzdruck führt im schwachen bis mittleren Baumholz dazu, dass die Buchen bei gleichem BHD verglichen mit Buchen in

bewirtschafteten Bestände im Mittel um 0.5 m (U12) und 1.5 m (U50) höher sind. Der Konkurrenzeffekt ist im mittleren Baumholz am größten ($\Delta TH_{U12} = 0.5$ m, $\Delta TH_{U50} = 1.8$ m).

- Differenzen im Höhen-Durchmesser-Verhalten zeichnen sich für das starke Baumholz nicht ab. Deutliche Unterschiede äußern sich allerdings in den absoluten Baumhöhen. 12-jährige Schlagruhe zeigt keinen Effekt für reife Buchen, wohl aber für Buchen in mehr als 50 Jahren unbewirtschafteten Beständen ($\Delta TH = 0.9$ m).
- Intraspezifische Konkurrenz besitzt einen positiven Effekt auf das Höhenwachstum der Buche. In Reinbeständen sind Buchen durchschnittlich 2 m höher als Buchen, die in Mischung wachsen.

Das Höhenwachstum eines Baumes gilt als Indikator für das Standortpotential. Vergleicht man allerdings die Höhenentwicklung unterschiedlich bewirtschafteter Bestände, so können Standorts- und Konkurrenzeffekte vermengt sein. Aus diesem Grund gibt die Höhen-Durchmesser-Beziehung vornehmlich Auskunft über die Stammform (Vanclay 1992). Dieser Sachverhalt steht in guter Übereinstimmung mit den vorliegenden Ergebnissen. Für das Höhen-Durchmesser-Modell der Erstinventur besteht ein vergleichsweise vernachlässigbarer Standorteffekt ($SD_{site}^{21} = 0.33$, Tabelle 12), während für die Folgeinventur eine deutliche Zunahme der Variation zwischen den Standorten zu beobachten ist ($SD_{site} = 1.20$, Tabelle 13). Dieser Anstieg geht einher mit der Zunahme an Naturwald-Probekreisen, die für die Parametrisierung des Folgeinventurdatensatzes zu Verfügung standen. Im Gegensatz zu Höhen-Alters-Kurven repräsentiert die Höhen-Durchmesser-Beziehung nicht den Höhenzuwachs. Aus diesem Zusammenhang lässt sich erklären, dass Standorteffekte für den Höhenzuwachs eine untergeordnete Rolle, für die Höhen-Durchmesser-Beziehung aber eine bedeutendere Rolle spielen. Dennoch kann davon ausgegangen werden, dass durch die verwendete Modellspezifikation die Unterschiede in den geschätzten Höhen-Durchmesser-Beziehungen auf Konkurrenz- und Dimensionseffekten beruhen.

Fazit:

- (i) Der Konkurrenzeffekt spielt eine zentrale Rolle in der Wachstumsdynamik der Rot-Buche.

²¹ Standard Abweichung auf der Ebene der Waldstandorte.

- (ii) Durchforstung reduziert im starken Maße Massenleistungsträger im schwachen und mittleren Baumholz.
- (iii) Das Höhenwachstumspotential der Buche wird durch Reduzierung des Konkurrenzdrucks nicht voll ausgeschöpft. Buchen in Beständen mit hohen Grundflächenhaltungen ($> 35 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) sind deutlich höher. Hierbei können Maximalhöhen von fast 50 Metern erreicht werden.

4.1.4.2.3 Vorratshaltung und Bestandeszuwachs von Buchen-Altholzbeständen

Lebender Derbholzvorrat

Die Vorratshaltung lässt sich in der Reifephase entscheidend beeinflussen. Dieser Sachverhalt findet Ausdruck in den deutlichen Differenzen zwischen den Wirtschaftswäldern und Naturwäldern, die sich allerdings bei einer kurzfristigen Nutzungsaufgabe in der Auslesephase nicht einstellen.

Die Bestandesvorräte der Untersuchungsvarianten sind im Vergleich zu anderen norddeutschen Tiefland-Buchenwäldern (Naturwaldreservate & naturnah bewirtschaftete Wälder) deutlich höher (Tabelle 18). Unbeeinflusst von langjähriger forstlichen Pflege und Nutzung erreichen die untersuchten Buchen-Altholzbestände des Naturwaldes Schattiner Zuschlag einen Durchschnittswert von 785 m^3 Holzvorrat je Hektar. Die Spanne des lebenden Derbholzvolumens schwankt zwischen $320 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ und $1463 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Damit weisen sie eine mittlere Vorratshaltung vergleichbar mit Buchen-Urwäldern im südöstlichen Mitteleuropa auf, für die Korpel (1995) eine Wertespanne von 550 bis $800 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ für bessere Bonitäten in der vierten Vegetationsstufe angibt. Ein Vergleich mit den Buchen-Urwäldern ist aufgrund der unterschiedlichen Wachstumsfaktoren (Höhenlage und Klima) allerdings nur bedingt möglich. Die Entwicklung der bewirtschafteten Bestände ist nicht durch einen hohen Vorratsaufbau, sondern durch eine nachhaltige Holznutzung gekennzeichnet. Dabei liegen die mittleren Holzvorräte ($485 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) verglichen mit anderen naturnahen Waldbaukonzepten²² auf obersten Niveau. Kennzeichnend sind auch hier deutliche Differenzen zwischen den Beständen (Spanne 159 - $878 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Mit einem Durchschnittswert von $609 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (Spanne 228 - $962 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) liegt der Naturwald Hevenbruch bereits nach 12-jähriger Nutzungsaufgabe über den ermittelten Werten von

²² Dauerwald mit Dominanz in der Zielstärkennutzung.

“alten“ Naturwaldreservaten, wie zum Beispiel die Heiligen Hallen oder der Faule Ort²³. Charakteristisch für die hohen Holzvorräte der Naturwälder ist die große Heterogenität im Wachstum der einzelnen Bestände. Im Vergleich zu den Wirtschaftswäldern ist die Variabilität nach 12-jähriger Nutzungsaufgabe fast doppelt so hoch und nach mehr als 50-jähriger Nutzungsaufgabe fast 5-fach höher (VC_{2004} : MFN = 4 %, OFN-12 = 7 %, OFN-50 = 19 %).

²³ Überwiegende Teile dieser ostdeutschen Naturwälder sind seit ungefähr 200 Jahren forstlich nicht genutzt.

Tabelle 18: Vergleich der mittleren Derbholzvorräte von Buchen-Urwäldern mit norddeutschen Buchen-Naturwaldreservaten und bewirtschafteten Dauerwald-Buchenwäldern. Die Angaben beziehen sich auf den lebenden Derbholzvorrat von buchendominierten Altholzbestände auf guten Bonitäten (Nährstoffversorgung: mesotroph bis eutroph, Wasserversorgung: frisch bis wechselfeucht).

	Growing stock (m ³ ha ⁻¹)	Location	Reference
<i>Virgin forests</i>			
Rajca	807	Albania	Tabaku (2000)
Puka	781	Albania	Tabaku (2000)
Uholka	770	Transcarpathia	Commarmot et al. (2005)
Rožok	740	Western Carpathians	Korpeľ (1995)
Bujanov	727	Western Carpathians	Korpeľ (1995)
Stozec	670	Bohemian/Moravian	Průša (1985)
Mirdita	559	Albania	Tabaku (2000)
Polon	538	Bohemian/Moravian	Průša (1985)
<i>Forests nature reserves</i>			
Schattiner Zuschlag	785	Mecklenburg-Vorpommern	Present study
Hevenbruch	609	Schleswig-Holstein	Present study
Franzhorn	529	Niedersachsen	Meyer et al. (2006)
Heilige Hallen	514	Mecklenburg-Vorpommern	Sturm (2002)
Limker Strang	508	Mecklenburg-Vorpommern	Sturm (2002)
Fauler Ort	481	Brandenburg	Sturm (2002)
Serrahn	458	Mecklenburg-Vorpommern	Sturm (2002)
Lohn	453	Niedersachsen	Meyer et al. (2006)
Schwarzes Loch	365	Brandenburg	Sturm (2002)
<i>Nature-orientated managed forests</i>			
Feldberg	548	Mecklenburg-Vorpommern	Sturm (2002)
Stadtwald Lübeck	485	Schleswig-Holstein	Present study
Kreisforsten Lauenburg	385	Schleswig-Holstein	Kreisforsten Farchau (2000)
Stauffenburg	380	Niedersachsen	Tabaku (2000)
Dassel	371	Niedersachsen	Tabaku (2000)

Die Baumart, der Mischungsanteil, das Bestandesalter, die Bestandesdichte und die Standortsgüte sind die wesentlichen Einflussfaktoren für den Holzvorrat (Kramer 1988). Aufgrund der standörtlichen Vorauswahl, der Altersstufenstratifizierung und der vergleichsweise geringen Unterschiede im Mischungsanteil²⁴, ergeben sich die Differenzen zwischen den Bewirtschaftungsintensitäten vornehmlich aufgrund der unterschiedlichen Ausgangssituation und Entwicklung der Bestandesdichte. Somit wird die Holzproduktion neben der Einzelbaumzuwachsleistung durch die Stammzahl in den einzelnen Durchmesserklassen gesteuert. Die Auswirkungen von Durchforstungsmaßnahmen spiegeln sich vor allem im schwachen bis mittleren Baumholz wider (Abbildung 21 (a)). Diese Baumdimensionen sind maßgeblich am Vorratsaufbau und am Zuwachs langfristig ungenutzter Bestände beteiligt.

Bestandeszuwachs

Der Holzvorrat ist das Ergebnis der Volumenleistung von Beständen. Somit ist die Durchmesserverteilung auch hier eine entscheidende Größe zur Beurteilung der Bestandeszuwachses. In Wirtschaftswäldern lässt sich die Durchmesserverteilung maßgeblich über die Durchforstung steuern, wohingegen in Naturwäldern Konkurrenz und Störungsregime die Schlüsselfaktoren der Strukturentwicklung sind (Goff & West 1975, White & Pickett 1985, Gratzer et al. 2004, Splechna et al. 2005, Coomes & Allan 2007a). Aufgrund der fehlenden Konkurrenzsteuerung in unbewirtschafteten Wäldern kommt es zu einer dichteabhängigen Rivalität und Mortalität (Selbst-Differenzierung). Allgemein ist mit zunehmendem Bestandesalter eine Abnahme des Volumenzuwachses bei gleichzeitiger Zunahme der Mortalität zu beobachten (Ryan et al. 1997). Bei der Beurteilung der flächenhaften Massenleistung stellt sich somit die Frage inwieweit die natürliche Wuchsdynamik in Durchforstungsstrategien integriert und somit genutzt werden kann.

Aufgrund der generell höheren Stammzahlen und damit höheren Massenleistung pro Fläche unbewirtschafteter Wälder lassen sich klare Vorteile der Selbst-Differenzierung in jungen bis mittelalten Buchenbeständen (40 bis 80 Jahre) beobachten, die sich aber mit zunehmendem Bestandesalter verringern (Utschig & Küsters 2003). Somit führt im Verlauf der Bestandesentwicklung die Selbst-Differenzierung zu einem Zuwachsrückgang, die Durchforstung zu einer Zuwachssteigerung. Ergebnis dieses sigmodialen (Naturwald) beziehungsweise umgekehrt sigmodialen Verlaufs (Wirtschaftswald) ist eine nahezu dichte unabhängige Volumenzuwachsleistung in der Reifephase. Dieses Phänomen steht im Einklang mit den vorliegenden Befunden. Es zeigt sich, dass der Massenzuwachs der

²⁴ Mittlerer Anteil an Mischbaumarten, 1992:

MFN = 19 %, OFN-12 = 15 %, OFN-50 = 25 %.

Naturwälder tendenziell höher ist als jener der Wirtschaftswälder (inkl. Entnahme und Zuwachs der Entnahme). Die oben beschriebene entgegengesetzte Entwicklung führt dazu, dass die Differenzen statistisch nicht abgesichert werden konnten. Des Weiteren scheint die Zuwachsleistung kurzzeitig aus der Bewirtschaftung genommener Bestände höher zu sein, als die der langfristig unbewirtschafteten Bestände, da sich die mehr als 50 Jahre unbewirtschafteten Bestände tendenziell in einem Zuwachsrückgangsphase und die mehr als 12 Jahre unbewirtschafteten Bestände tendenziell in einer Zuwachssteigerungsphase befinden. Dieser Wende- beziehungsweise Kulminationspunkt liegt für die Untersuchungsbestände bei einer Grundflächenhaltung von 40 - 45 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ (Abbildung 23).

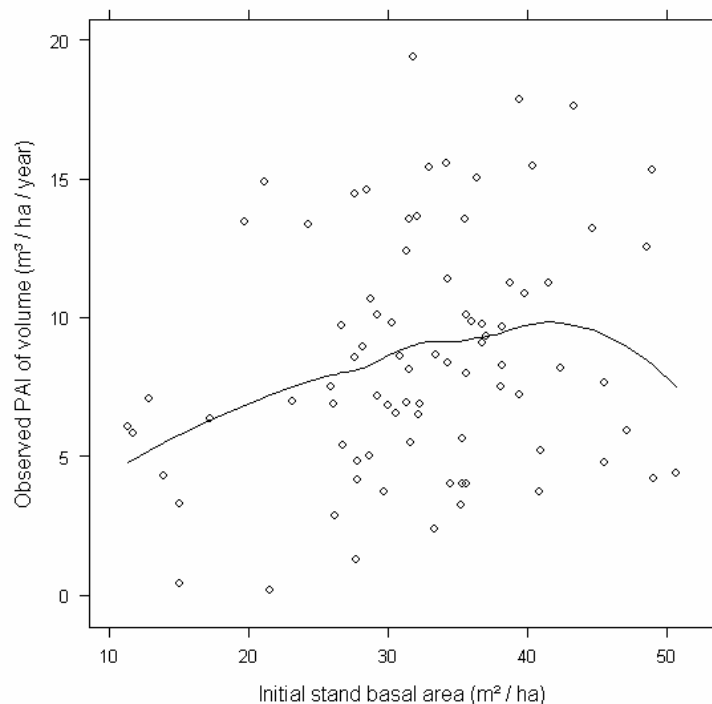


Abbildung 23: Scatterplot und LOESS Smoother (span=0.75) für den beobachteten Bestandeszuwachs über der Ausgangsbestandesgrundfläche.

Aus ertragskundlicher Sicht gilt als erwiesen, dass das Zuwachsoptimum in Buchenbeständen „über lange Beobachtungszeiträume am ehesten einer mittleren Grundflächenhaltung einer mäßigen Durchforstung entspricht“ (Nagel & Spellmann 2008).

Übertragen auf die Untersuchungsbestände wäre dies eine Grundflächenhaltung von ca. 32 m² ha⁻¹. Für die Untersuchungsbestände scheint die optimale Grundflächenhaltung allerdings deutlich höher zu liegen als dies im Allgemeinen vermutet wird. Eine Zuwachssteigerung pro Flächeneinheit kann demnach bis zu einer Grundflächenhaltung von 40 - 45 m² ha⁻¹ erreicht werden.

Auf der Einzelbaumebene konnte ein positiver Effekt der interspezifischen Konkurrenz auf den Durchmesser- und Volumenzuwachs der Buche nachgewiesen werden. Ein signifikanter Einfluss für den Bestandeszuwachs wurde allerdings nicht festgestellt. Diese Abweichung wird auch von Pretzsch (2006) beobachtet.

Zielvorrat

„Der Zielvorrat ist derjenige Vorrat, der sich aufgrund des erstrebten Alterklassenverhältnisses, der angestrebten Baumartenverteilung und des angestrebten Erziehungszustandes ergibt“ (Kramer 1980). Dieser Begriff entspringt der schlagweisen Hochwaldbewirtschaftung, bei der alle Alterklassen mit gesetzter Umtriebszeit und einer gleichmäßigen Flächenausstattung vorhanden sind. Im Kontext des naturnahen Waldbaus ist dieser Begriff irreführend, da in diesen Bewirtschaftungsformen eine dauerhafte Bestockung mit stark dimensionierten Bäumen angestrebt wird (Möller 1922, Průša 1985, Mayer 1987, Korpel 1992, Leibundgut 1993). Somit wird der Begriff Zielvorrat hier auf folgende Weise modifiziert: Der Zielvorrat ist derjenige Vorrat, der sich aufgrund einer dauerwaldartigen Bestockung, bei der auf jeder Fläche möglichst alle Altersstufen in kleinflächigen Mischungsformen vorhanden sind, ergibt.

Buchen-Urwaldvorräte anzustreben, ist hier nicht zielführend. Die Holzvorräte in ausreichend großen Urwäldern (> 10 - 20 ha) bewegen sich auf einem nahezu konstanten Niveau, da sich Zuwachs und Abbaurate im Gleichgewicht befinden. Für den Betrieb stellt sich vielmehr die Frage nach einer zuwachsoptimalen Vorratshaltung. Das heißt, die Zielvorratsbestimmung muss sich an der Vorratshaltung orientieren, bei der bewirtschaftete Bestände eine möglichst hohe Zuwachs- und Wertleistung erzielen.

In Abbildung 24 ist der beobachtete Bestandeszuwachs über dem Ausgangsvorrat dargestellt. Es wurde eine Stratifizierung nach Vorratshaltungen vorgenommen und die Entwicklung des flächenbezogenen Volumenzuwachses auf der Basis der ermittelten Zuwachsfunktion (Kapitel 4.1.3.1.4) geschätzt.

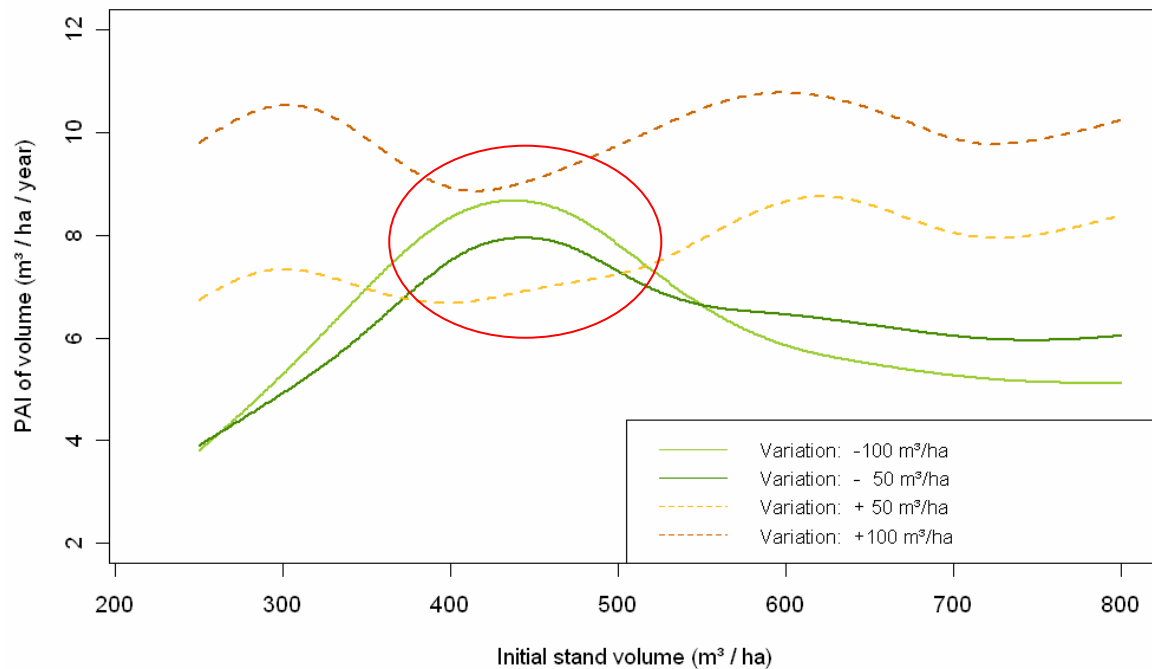


Abbildung 24: Geschätzter Bestandeszuwachs über dem Holzvorrat in Abhängigkeit der Eingriffsintensität. Die Schätzung beruht auf den in Tabelle 6 aufgeführten Koeffizienten.

Bei der Modellierung des Volumenzuwachses mit der Grundflächenhaltung als Prediktor waren Muster in den Residuen zu erkennen, so dass zur Gewährleistung der allgemeinen Modellannahmen der Vorratshaltung als Regressor der Vorzug gegeben wurde. Der straffe Zusammenhang zwischen beiden Variablen ($r = 0.85$), erlaubt jedoch Rückschlüsse. Unter dem Gesichtspunkt der Waldnutzung (Abbildung 24, grüne Smoother), deutet sich eine zuwachsoptimalen Vorratshaltung für eine Spanne von 380 bis 520 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ an. In diesem Bereich führen Eingriffe zu einem positiven Effekt, während in vorratsreichen und vorratsarmen Beständen ein negativer Effekt zu erkennen ist. Dabei ist zu bedenken, dass es sich bei dieser Spanne um eine Optimierung aus ertragskundlicher Sicht handelt, die andere Waldfunktionen, wie zum Beispiel die Schutzfunktion, außer Acht lässt. Aus Sicht des Naturschutzes spielt vor allem die Quantität und Qualität der Biotop- und Totholzausstattung eine entscheidende Rolle für die ökologische Wertigkeit von Buchenwäldern (u.a. Lüderitz 2004, Christensen et al. 2005, Müller 2005, Winter et al. 2005, Bußler et al. 2007). Im Gegensatz zur Nutzungssimulation zeigen Bestände, in denen kein Eingriff stattfindet, eine

andere Tendenz. Hier ist ein gleichbleibender Zuwachs beziehungsweise ein geringfügiger Anstieg mit zunehmender Vorratshaltung zu erkennen.

Vergleicht man die Ergebnisse zur Bestandeszuwachs-Grundflächenhaltung-Beziehung mit denen zur Bestandeszuwachs-Vorratshaltung-Beziehung so deutet sich ein Widerspruch an. Einerseits konnte eine optimale Grundflächenhaltung von ca. $40 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ermittelt werden, was einem Holzvorrat von ca. $750 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ entspricht. Andererseits entsprechen 380 bis $520 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ Bestandesvolumen einer Bestandesdichte von ca. $32 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. Diese Diskrepanz von $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ist damit zu erklären, dass der Verlauf des LOESS Smoothers (Abbildung 23) das Zuwachsverhalten aller Bestände unabhängig von der Bewirtschaftungsintensität, beschreibt, wohingegen die mit Hilfe der GAM-Smoother (Abbildung 24) simulierten Zuwachsverläufe eine zuwachsoptimale Vorratshaltung ermitteln, bei der die Unterschiede zwischen einer Vorratsentnahme und einem Vorratsaufbau minimiert werden. Der Bezug für das Wachstumsverhalten sind hier also Wirtschaftswälder im Gegensatz zum Kollektiv Wirtschafts- und Naturwälder. Dieses Phänomen deutet darauf hin, dass sich der Wachstumsrhythmus von Buchen-Naturwäldern und Buchen-Wirtschaftswäldern unterscheidet.

Potentielle Ursachen sind auf Differenzen im Höhenwachstum und der Kronenentwicklung zurückzuführen. Auf die Höhenentwicklung in Abhängigkeit der Bestandesdichte wurde bereits eingegangen. Am Beispiel einer deskriptiven Analyse der Baumarchitektur²⁵ von Buchen der Reifephase soll dies verdeutlicht werden.

Die individuelle Baumarchitektur ist Ausdruck der Bestandesgeschichte und damit des Konkurrenzdrucks (Oliver & Larson 1996, Barnes et al. 1998). Es wird angenommen, dass mit steigender Bestandesdichte die Kronenlänge ab- und die Kronenansatzhöhe zunimmt (Short & Burkhart 1992). Dies kann bestätigt werden. Die Kronenlänge nimmt mit zunehmender Dauer der Nicht-Bewirtschaftung ab, wohingegen die Kronenansatzhöhe steigt. Im Vergleich der Kronenmantelflächen können erst nach mehr als 50-jähriger Schlagruhe durchschnittlich deutlich kleinere Kronen für oberständige Buchen der Reifephase festgestellt werden (Abbildung 25).

²⁵ Im Jahr 2007 wurden in den Wirtschafts- und Naturwäldern an Buchen der Auslese- und Reifephase Messungen zur Baumarchitektur inkl. Kronenablotungen durchgeführt.

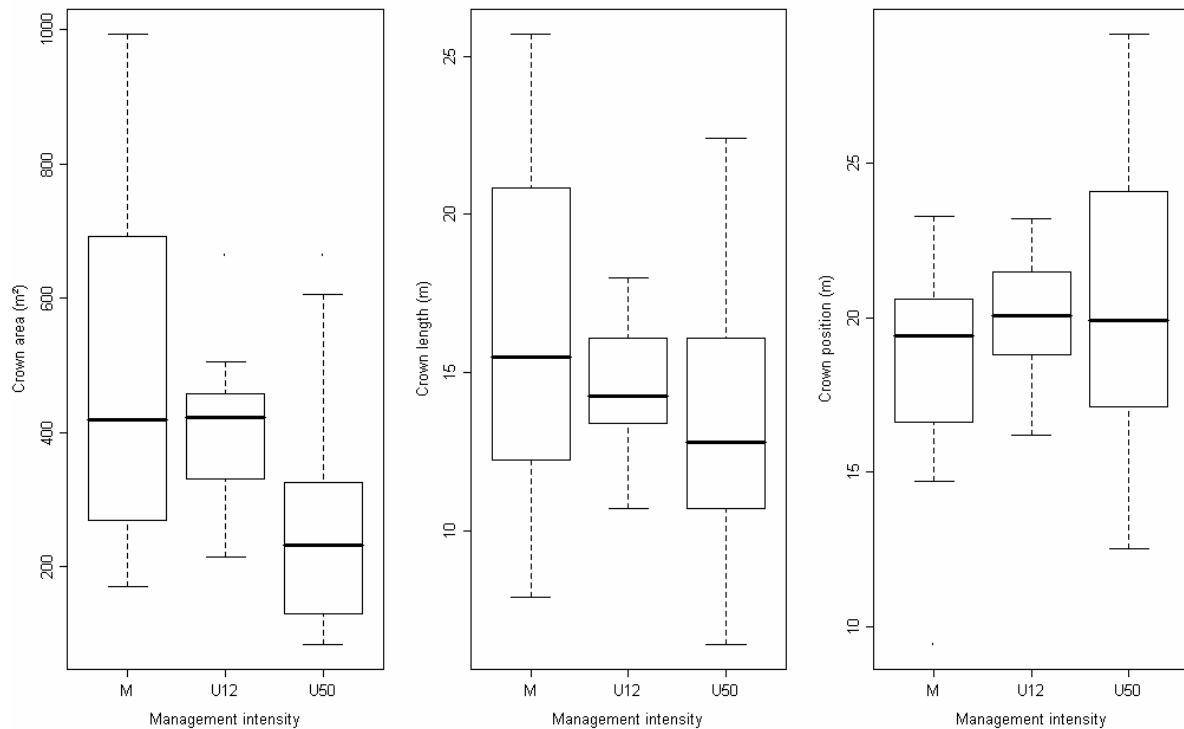


Abbildung 25: Nutzungsspezifische Unterschiede in der Baumarchitektur für oberständige Buchen in der Reifephase. Boxplots für unterschiedliche Baumparameter. Kronenmantelfläche (links), Kronenlänge (Mitte), Kronenansatz (rechts). M = bewirtschaftete Bestände; U12 = unbewirtschaftete Bestände > 12 Jahre; U50 = unbewirtschaftete Bestände > 50 Jahre.

Der Einfluss der Kronenfläche auf den Durchmesserzuwachs von Buchen in Altholz-Beständen ist in Abbildung 26 dargestellt.

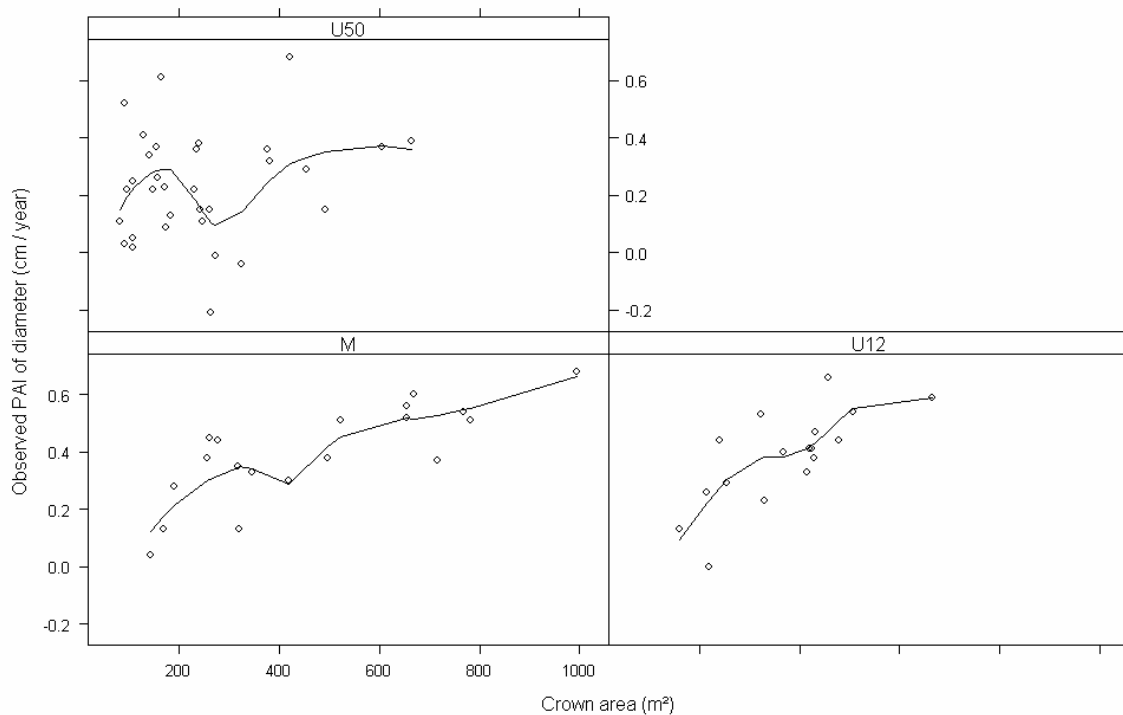


Abbildung 26: Scatterplots und LOESS Smoother (span=0.75) für den beobachteten Durchmesserzuwachs (1992-2007) und die Kronenmantelfläche für Buchen in der Reifephase in Abhängigkeit der Bewirtschaftungsintensität.

M = bewirtschaftete Bestände; U12 = unbewirtschaftete Bestände > 12 Jahre; U50 = unbewirtschaftete Bestände > 50 Jahre.

In der Regel wird in der klassischen Forstwirtschaft von einem linearen Zusammenhang zwischen dem Stammdurchmesser und der Kronenfläche ausgegangen. Eine enge Korrelation kann aber nur für Buchen in bewirtschafteten beziehungsweise kurzfristig unbewirtschafteten Beständen beobachtet werden (MFN: $r=0.79$, $P<0.001$, OFN-12: $r=0.73$, $P<0.001$). Für Buchen in langfristig ungenutzten Beständen trifft dies für großkronige Bäume ebenfalls zu, wohingegen mittel- und kleinkronige Buchen ein baumspezifisches Wuchsverhalten zeigen. In diesen Kronendimensionen erreichen die Bäume sowohl hohe als auch niedrige Zuwachswerte. Von einer eindeutigen Beziehung kann nicht ausgegangen werden ($r=0.20$, $P=0.28$). Das bedeutet, mit zunehmender Dauer der Nutzungsaufgabe lockert sich die enge Beziehung zwischen dem Stammdurchmesser und der Kronenfläche. Diese Ergebnisse weisen darauf hin, dass der straffe Zusammenhang zwischen der Kronenmantelfläche und dem Durchmesserzuwachs nutzungsbedingt ist. Zwar ist der

positive Effekt eines besseren Standraumangebotes auf den Durchmesserzuwachs im Mittel nachweisbar (MFN vs OFN-50, OFN-12 vs OFN-50, Tukey's Test, $P < 0.05$), dennoch scheint der Einfluss der Kronengröße auf den Durchmesserzuwachs für Buchen in mehr als 50 Jahre unbewirtschafteten Beständen geringer zu sein als für Buchen in bewirtschafteten und kurzfristig unbewirtschafteten Beständen.

Die Ergebnisse zeigen: Im Wirtschaftswald erzielen großkronige Buchen in der Regel hohe Durchmesserzuwächse. Eine Kronenförderung erfolgt über eine oft starke Freistellung des Z-Baumes und der damit verbundenen Reduzierung der Grundflächenhaltung (Teuffel 2003). In dem "alten" Naturwald (Stilllegung > 50 Jahre) sind auch an klein- und mittelkronigen Buchen hohe Durchmesserzuwächse zu beobachten. Hier findet keine anthropogene Kronenförderung statt, das heißt die Bestandesdichten sind hoch. Daraus lässt sich ableiten, dass der Wendepunkt des Zuwachsoptimums im Wirtschaftswald bei geringeren Grundflächenhaltungen (ca. $32 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$), der von Naturwäldern bei höheren Grundflächenhaltungen (ca. $40 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) zu finden ist.

Die Höhe der Zielvorräte kann nicht pauschalisiert, sondern muss an die jeweilige Managementstrategie angepasst werden. Aus waldbaulicher Sicht ist eine zuwachsoptimale Grundflächenhaltung von ca. $40 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ beziehungsweise ein Zielvorrat von ca. $750 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ nur durch eine Kombination klein-, mittel- und großkroniger Buchen zu realisieren. Werden klein- und mittelkronige Bäume im Zuge der Durchforstung entfernt, muss der Zielvorrat auf $450 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ beziehungsweise die Grundflächenhaltung auf ca. $32 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ abgesenkt werden, um einen Zuwachsverlust zu vermeiden. Auf Waldbaukonzepte mit einer starken Kronenpflege, sind somit Zielvorräte von 380 bis $520 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ übertragbar. Für eine eingriffsminimierte Waldwirtschaft (z.B. Prozessschutz-Konzept nach Sturm 1993), bei der ebenfalls eine Z-Baum Förderung stattfindet, die aber eine zunehmende Annäherung an eine natürliche Walddynamik anstrebt, trifft dies nicht zu. Zielvorräte von ca. $600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ werden im Rahmen dieser Untersuchungen zur Diskussion gestellt.

Einschränkend muss festgehalten werden, dass die Aussagen zum Bestandeszuwachs und den Zielvorräten ($n=84$) sowie zur Baumarchitektur ($n=68$) auf einem vergleichsweise geringen Datensatz basieren und somit nicht automatisch standortssensitiv sind. Vielmehr liefern sie interessante Hinweise für weitere Analysen und stellen das Wachstumsverhalten von Buchen-Altholzbeständen auf gut wasser- und nährstoffversorgten Standorten zur Diskussion.

Fazit:

- (i) Das natürliche Wachstumspotential der Buche zeigt, dass Buchenbestände auch bei hohen Derbholzvorräten hohe Zuwachsleistungen mit guter Qualität erzielen können.
- (ii) Der Wachstumsrhythmus von Buchen-Naturwäldern und Buchen-Wirtschaftswäldern ist unterschiedlich. Sowohl die Abnahme des Höhenzuwachses mit steigendem BHD als auch die hohe Korrelation zwischen der Kronenmantelfläche und dem Durchmesserzuwachs sind nutzungsbedingt.
- (iii) Im Kontext einer eingriffsminimierten Buchenwirtschaft werden Zielvorräte von ca. $600 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ zur Diskussion gestellt.

Die auf diesen Erkenntnissen basierenden Schlussfolgerungen für eine naturnahe Buchenwaldwirtschaft werden im Teilprojekt Waldbau diskutiert.

4.1.4.3 Qualitätsentwicklung

Die Pflege und Entwicklung der Schaftqualität ist für die forstliche Bewirtschaftung von zentraler Bedeutung. Insbesondere die Menge an Holz mit sehr guter Qualität, das heißt, Holz, das gemäß der HKS besser als Güteklasse B eingestuft werden kann, spielt für den wirtschaftlichen Erfolg von Forstbetrieben eine besondere Rolle. Die forstliche Pflege zielt deshalb auf den Erhalt und die Förderung dieser Holzsortimente. Die meisten waldbaulichen Handlungsanweisungen zur Pflege beziehungsweise Durchforstung von Buchenbeständen definieren als Mindeststandard die Güteklassen B oder "besser B" (gemäß HKS) für förderungswürdige Bäume (Z-Bäume). Diese Einstufung ist zwar kurz- und mittelfristig auch Marktschwankungen unterworfen, ist aber durch die HKS klar definiert und als langfristiger Vergleichsparameter geeignet.

Im Rahmen der Pflege und Durchforstung werden schlechtere benachbarte Bäume als Bedränger entnommen. Diese Entnahme der sogenannten Bedränger soll den qualitativ besseren Bäumen helfen und zu schnellerem Baumwachstum anregen. Wie bereits gezeigt werden konnte, ist dies in dichtbestockten Buchenbeständen des untersuchten Standortbereiches für eine Durchmesserspanne von 20 bis 40 cm möglich. In diesem Durchmesserbereich ist ebenfalls eine hinreichend genaue Ansprache der Baumqualität möglich, da das besonders wertvolle untere Stammholzstück seine qualitative Entwicklung

bereist weitgehend abgeschlossen hat. Für Stammstärken von mehr als 40 cm konnte dieser „Wuchsbeschleunigungseffekt“ allerdings nicht mehr nachgewiesen werden.

Die Pflege im Wirtschaftswald sollte sich durch die ständige Förderung der guten Bäume positiv auf die Qualität auswirken. Anhand der beobachteten Qualitätsentwicklung von Buchenstammholz lässt sich kein positiver Effekt von Pflegeeingriffen auf die Schaftqualität nachweisen. Eine potentielle Ursache besteht darin, dass durch Bewirtschaftung (z.B. durch Rückeschäden und Fällungsschäden) eine Qualitätsminderung hervorgerufen wird. Dieser Zusammenhang müsste sich aber auch in den Umsetzungsprozessen (Abbildung 15) widerspiegeln. Im Vergleich zu unbewirtschafteten Beständen ist im Wirtschaftswald eine geringfügig höhere Umsetzung von A nach B zu erkennen, die allerdings für sich genommen diesen Umstand nicht erklären kann. Eine weitere Ursache ist darin zu suchen, dass die beschädigten Bäume im Rahmen der Pflege und Ernte entfernt werden. Abbildung 27 zeigt die Qualitätsansprache der im Zeitraum 1992 bis 2004 eingeschlagenen Bäumen. Konzeptkonform dürften bis zum Erreichen des Zieldurchmessers kaum Bäume aus den Güteklassen B und „besser B“ auftreten.

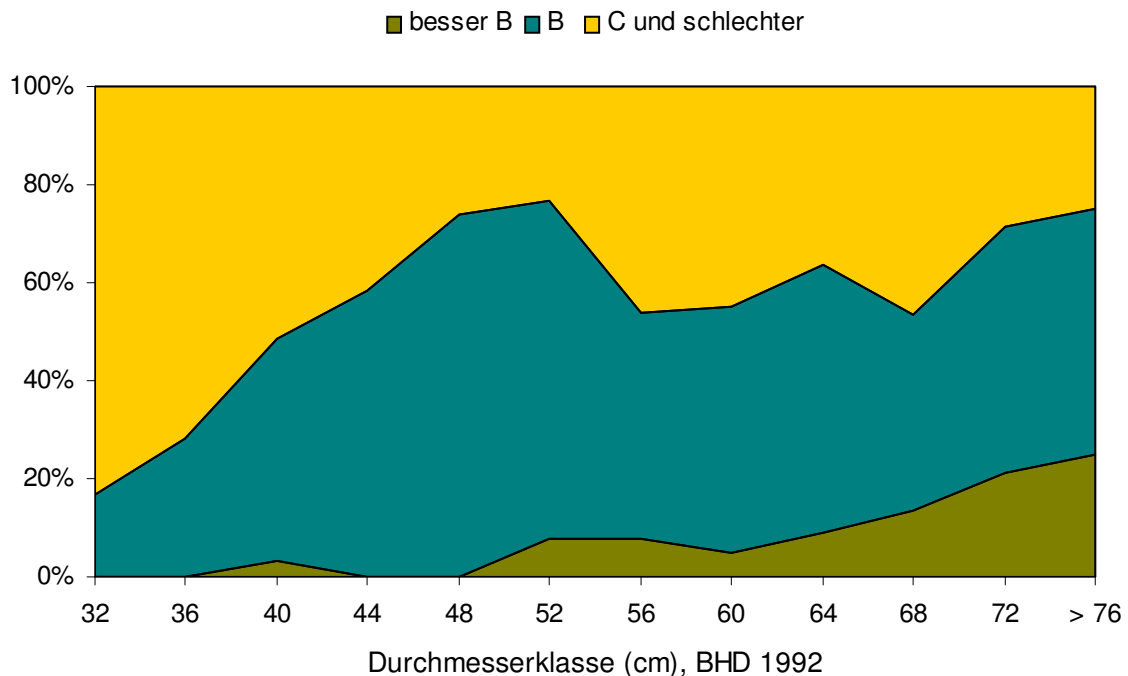


Abbildung 27: Wertansprache der gefällten Buchen (1992 bis 2004) in Abhängigkeit der Stammstärke.

Vergleicht man die Anteile der Güteklassen in Abhängigkeit der Stammstärke so wird deutlich, dass in den schwachen Dimensionen meist nur Holz der Güteklassen C und "schlechter C" eingeschlagen wird. Mit steigendem Durchmesser nimmt der B Holz-Anteil mehr oder weniger kontinuierlich zu. Stammholz der Güteklasse "besser B" wird erst verstärkt nach Erreichen der Zielstärke von 65 cm geerntet. Allerdings ist zu erkennen, dass ab einem BHD von ca. 44 cm die Qualität des ausscheidenden Vorrates weitgehend den Verhältnissen des verbleibenden Bestandes entspricht. Somit kann es in dieser Phase der Waldentwicklung (Vorratspflegephase) nicht zu einer Wertsteigerung durch die forstliche Pflege kommen. Dies kann auf zwei Ursachen zurückgeführt werden:

1. Beschädigte Bäume werden im Rahmen der Pflege entnommen, um somit ihren Wertverlust zu verhindern.
2. Aus wirtschaftlichen Gründen wird die konsequente Einhaltung der Zieldurchmessernutzung nicht eingehalten.

Um dies zu klären wurde das Biotopholzaufkommen ausgewertet. Würden beschädigte Bäume, die meist Biotopholzstrukturen entwickeln, im Bestand verbleiben, so dürften sich kaum Unterschiede in der Biotopholzausstattung ergeben. Diese Annahme lässt sich nicht bestätigen (Tabelle 19). Vielmehr zeigt sich das Gegenteil. Im Wirtschaftswald ist die Biotopholzausstattung absolut und relativ (im Verhältnis zum Vorrat) am geringsten. Beschädigte Bäume werden also weiterhin entnommen. Dies legt die Vermutung nahe, dass die durch Pflegeeingriffe beschädigten Bäume der Güteklassen B und "besser B" im Rahmen der forstlichen Pflege sofort entfernt werden. Das führt dazu, dass der angestrebte Qualitätsaufbau in der Vorratspflegephase, aufgrund der pflegeinduzierten Fällungs- und Rückeschäden, nicht stattfinden kann. Ein vermehrtes Auftreten von Fällungs- und Rückeschäden muss aber nicht zwangsläufig durch die Kontrollstichprobe nachweisbar sein (vgl. Abbildung 15), da diese Bäume ohne eine entsprechende Ansprache ausscheiden.

Tabelle 19: Biotopholzaufkommen in Abhängigkeit der Bewirtschaftungsintensität.

	MFN	OFN-12	OFN-50
Biotopholz (Vfm m.R. ha ⁻¹)	14	23	51

Neben der Schaftqualität spielt die Baumarchitektur eine wesentliche Rolle für die Vitalitätsprognose und qualitative Entwicklung der Einzelbäume. Die Ergebnisse zeigen deutliche Unterschiede in Baumarchitektur von Buchen in Wirtschafts- und Naturwäldern. Die Ausbildung der Krone und des Schaftes wird in erheblichem Maße von der Bewirtschaftung beeinflusst.

Fazit:

Forstliche Pflege führt in der Vorratspflegephase zu "Qualitätsverlusten" (Schaftqualität & Länge der qualitativ hochwertigen Schaftsegmente). Eingriffe in dieser Phase sind unbedingt zu vermeiden. Erst die Zielstärkennutzung rechtfertigt eine Ernte der Bäume.

4.1.5 Prognose der Bestandesentwicklung mit dem Waldwachstumssimulator BWINPro

4.1.5.1 Hintergrund und Zielsetzung

Eine moderne, nachhaltige Bewirtschaftung des Waldes stellt immer höhere Ansprüche an die Planung und Durchführung von forstlichen Maßnahmen. Mit dem WaldPlaner stellt die Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt ein Softwaresystem zur Verfügung, welches wesentlich zur Optimierung von waldbaulichen Maßnahmen beitragen kann. Es wurde als System zur Entscheidungsunterstützung in einer nachhaltigen Forstwirtschaft konzipiert und ist als open source Software erhältlich. Die in den Waldplaner integrierten Module basieren auf dem ebenfalls von der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt entwickelten und bewährten Waldwachstumssimulator BWINPro (Nagel 2005, Nagel et al. 2006). Darüber hinaus ist ein Modul zur automatisierten Generierung von Behandlungsvarianten (Duda 2006) zentraler Bestandteil dieses Softwaresystems. Mit der gleichen Zielsetzung wurden bereits im Jahr 1999 von Sturm & Kaiser (1999) Simulationsversuche mit den Forsteinrichtungsdaten des Stadtwaldes Lübeck von 1992 durchgeführt. Das damals selbst entwickelte Programm war jedoch bei der Simulation weitgehend auf Ertragstafelwerte angewiesen, die in den meist vorliegenden Mischbeständen in Lübeck, nur sehr ungenaue Daten liefern. Im Gegensatz dazu basiert die hier durchgeführte Simulation auf Einzelbaummessungen der Kontrollstichprobe und liefert damit fehlerfreiere Daten.

Der Nutzer wird durch den WaldPlaner in der Lage versetzt das Programm als Entscheidungshilfe für die Auswirkungen unterschiedliche Waldbehandlungen einzusetzen und im Optimalfall reale waldbauliche Maßnahmen unter den Gesichtspunkten seiner gesetzlichen, sozialen und ökologischen Vorgaben zu optimieren. Der WaldPlaner ermöglicht die Simulation des Waldwachstums forstlicher Erfassungseinheiten nach verschiedenen vordefinierten Szenarien. Darüber hinaus ist es im eingeschränkten Umfang möglich selbst definierte Managementstrategie zu simulieren. Die Resultate dieser Simulation können anschließend hinsichtlich zahlreicher Parameter ausgewertet und verglichen werden. Das Programm bereitet die Daten automatisiert auf und stellt sie in zahlreichen Ausgabeformaten zur Verfügung. Es stehen Informationen zur Produktion (Zuwachs, Nutzung, Sortenstruktur), zur biologischen Diversität (Laubholzanteil, Habitatbäume, Totholzanteile, Artprofil) und zur Sozioökonomie (Erntekosten, Abtriebswert) sowie zu forstlichen Ressourcen (Vorrat, Sortimentsstruktur, Durchmesservertelung, Bestandestypen) zur Verfügung. Vertiefende Analysen sind auf der Grundlage der vorhandenen WaldPlaner-Projekte jederzeit möglich.

Für die freundliche Unterstützung sei an dieser Stelle Herr Hansen und Herr Prof. Dr. Nagel von der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt gedankt.

Die Simulation verfolgt drei Ziele:

1. Abschätzung der Vorratsentwicklung und die Bestandesstruktur verschiedener Bewirtschaftungs- bzw. Stilllegungsvarianten.
2. Bereitstellung von Grundlagendaten für betriebswirtschaftliche Auswertungen und Interpretation entsprechender Indikatordaten.
3. Plausibilitätskontrolle der verwendeten Simulationstools.

4.1.5.2 Methodik

Die Simulation basiert auf der in Kapitel 4.1.2.2 beschriebenen Datengrundlage. Die entsprechenden Daten wurden aus der KSP Software der Firma Forstware in verschiedene Exceltabellen exportiert, die anschließend in das Simulationsprogramm eingelesen worden sind. Als Simulationsprogramm wurde der WaldPlaner Version 1.4 verwendet.

Um die Auswirkungen verschiedener forstlicher Managementstrategien und Nutzungsaufgaben auf die Bestandesentwicklung abzubilden, wurden unterschiedliche Varianten und vordefinierte Szenarien ausgewählt. Die Auswahl richtet sich nach den ausgeschiedenen Bewirtschaftungsintensitäten und Waldentwicklungstypen. Für die Simulation der bewirtschafteten Bestände (MFN) wurden die im Programm implementierten Varianten Ertragsorientiert und Prozessschutz ausgewählt (vgl. Duda 2006):

Bewirtschaftung (unterschiedliche Managementstrategien)

- MFN - Prozessschutz (Auslese & Reifephase)
- MFN - Ertragsorientiert (Auslese & Reifephase)

Nutzungsaufgabe (unterschiedliche Ausgangsbedingungen)

- MFN ohne Bewirtschaftung (Auslese & Reifephase)
- OFN-12 (Auslese & Reifephase)
- OFN-50 (Auslese & Reifephase)

Der Simulationszeitraum beträgt 30 Jahre. Dabei werden die Ergebnisse in Intervallen von 10 Jahren dargestellt. Auf eine längerfristige Prognose wurde verzichtet, da die Entwicklung einen stark spekulativen Charakter erhält. Die Prognose der vordefinierten Szenarien basiert auf folgende Annahmen:

	Ertragsorientierte Variante	Prozessschutz Variante
Naturverjüngung	ja	ja
Pflanzung	nein	nein
Totholzanteil	5 %	10 %

Darüber hinaus wurden in der *Prozessschutz* Variante die in Lübeck üblichen Zieldurchmessern (Sturm 2005) verwendet.

Nach der Simulation wurde eine Plausibilitätskontrolle durchgeführt. Aufgrund fehlerhafter Datenübernahme aus der Kontrollstichprobensoftware, unplausibler Höhenentwicklungen, fehlerhaft berechnete Abtriebswerte und fehlerhafte Hiebssätze wurden 12 Probekreise aus dem Datensatz entfernt. Anschließend wurden die im WaldPlaner implementierten Auswertungen durchgeführt. Als wesentliche Indikatoren wurden der Holzvorrat, die Bestandesstruktur, die Wuchsleistung, der Abtriebswert und die entsprechenden Hiebssätze ausgewählt. Alle sonstigen Auswertungen liegen in einer Accessdatenbank vor und werden nur in Bezug zu den Vorgenannten behandelt.

4.1.5.3 Simulationsergebnisse

4.1.5.3.1 Vorratsentwicklung

Die Vorratsentwicklung der verschiedenen Varianten ist in Abbildung 28 dargestellt. In allen Bestände *ohne forstliche Bewirtschaftung* kann eine deutliche Vorratszunahme beobachtet werden. Unabhängig von den unterschiedlichen Ausgangsangaben weisen die Bestände einen Vorrat zwischen 700 und 900 Vfm m.R. pro ha auf. Die *ertragsorientierte Waldbewirtschaftung* führt in beiden Waldentwicklungstypen zu einer starken Vorratsreduktion (ca. 80 und 85 %), für die vor allem die konsequente Endnutzung der Zielstärken verantwortlich ist. Die verbleibenden knapp 100 Vfm m.R. pro ha bestehen in der Regel nicht mehr aus alten Bäumen, sondern nachgewachsener Naturverjüngung. Bei den nach dem *Prozessschutz* simulierten Beständen der Reifephase führt die Zielstärkennutzung

ebenfalls zu einem Vorratsabbau. Hier werden die derzeitigen hohen Vorräte um mehr als ein Drittel reduziert. Der Vorrat der Bestände der Auslesephase bleibt nahezu konstant. Erstaunlich ist der nach 30 Jahren prognostizierte Vorratsrückgang in den OFN-50 Varianten der Auslese- und Reifephase sowie der OFN-12 Variante in der Auslesephase. Hier wird aufgrund der hohen Stammzahlen von starken Mortalitätsraten ausgegangen. Ob diese wirklich innerhalb von 10 Jahren in diesem Ausmaß eintreten, werden die weiteren Beobachtungen dieser Referenzflächen zeigen.

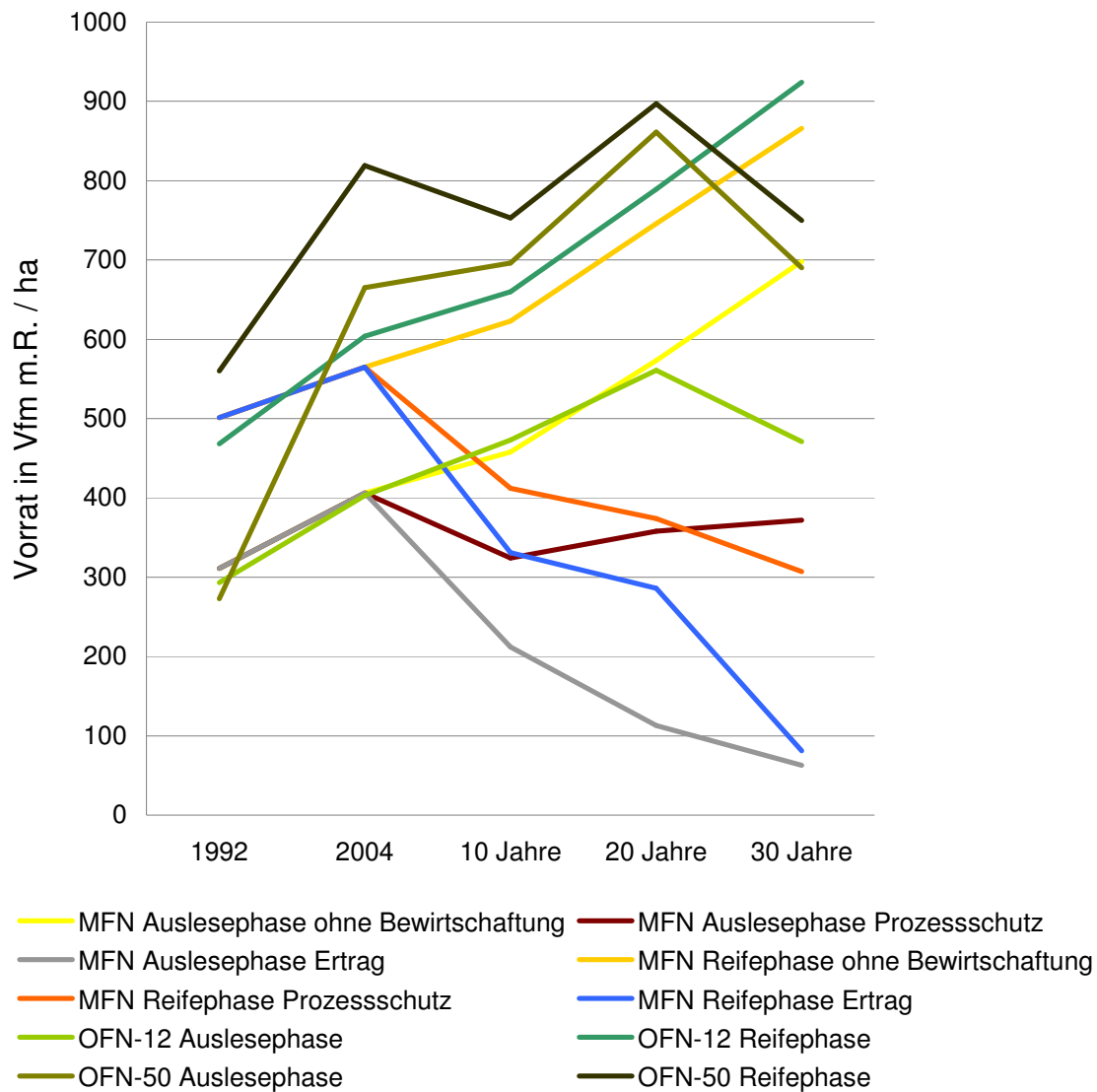


Abbildung 28: Tatsächliche und simulierte Holzvorratsentwicklung unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensitäten, Alterstufen und waldbaulicher Szenarien.

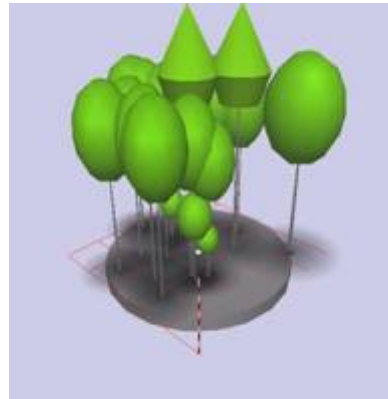
4.1.5.3.2 Bestandesstruktur

Die Vorratsentwicklung und damit die Dichte des Bestandes hat naturgemäß Auswirkungen auf die Bestandesstruktur. Zu besseren Veranschaulichung der Bestandesstruktur stellt der WaldPlaner ein 3D Modell zur Verfügung. Dieses Tool visualisiert die unterschiedlichen Höhenentwicklungen der Einzelbäume in den Kontrollstichprobenpunkten. Die entsprechende Lückendynamik oder das Abräumen der Altbäume wird hierdurch ebenso verdeutlicht wie die einsetzende Naturverjüngung unter Schirm. Auswirkungen verschiedener Managementstrategien auf die Bestandesstruktur und deren Dynamik (Zeitraum 30 Jahre) sind am Beispiel eines mittelalten (Auslesephase) und alten (Reifephase) bewirtschafteten Bestandes (MFN) dargestellt (Abbildung 29 und 30).

Die simulierten dreidimensionalen Modellbestände verdeutlichen die in Bezug auf die Vorratsentwicklung getroffenen Aussagen. Mit hoher Kontinuität entwickeln sich die Bestände *ohne forstliche Pflege*, wohingegen in bewirtschafteten Beständen mit zunehmenden Eingriffen beziehungsweise steigenden Nutzungssätzen bestandesstrukturellen Veränderungen umso schneller und stärker eintreten.

Im *ertragsorientierten Waldbau* wird konsequente Zielstärkennutzung bei relativ niedrigen Zielstärken vollzogen. Das Ergebnis sind hohe Nutzungsraten, schnell sinkenden Vorräte und relativ einheitlichen Bestandesstrukturen. Auch die neu aufwachsende Generation endet wieder im Altersklassenwald. Die höheren Zielstärken und damit verbunden geringeren und zeitlich gestreckten Hiebssätze bewirken im *Prozessschutz-Waldbau* langsamere Veränderungen sowie eine Entwicklung von mehrstufigen Beständen mit kleinflächiger Lückenstruktur. *Ohne Bewirtschaftung* scheint die Entwicklung ähnlich wie im *Prozessschutz* zu verlaufen, doch mit klarem Zeitverzug. Aus diesem Zusammenhang wird deutlich, dass nach dem Prozessschutz-Konzept bewirtschaftete Wälder eine vergleichbare Entwicklung zeigen wie unbewirtschaftete Wälder. Aufgrund der Zielstärkennutzung ist allerdings eine geringere Kontinuität vorhanden, welche die einzelnen Entwicklungsphasen offensichtlich verkürzt. Die folgende Waldgeneration wird deutliche Altersunterschiede entwickeln.

Kontrollstichprobenpunkt 114 (Auslesephase) Ausgangslage 2004

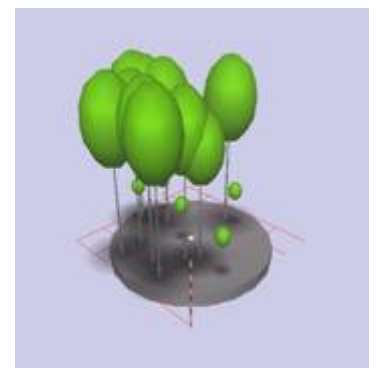
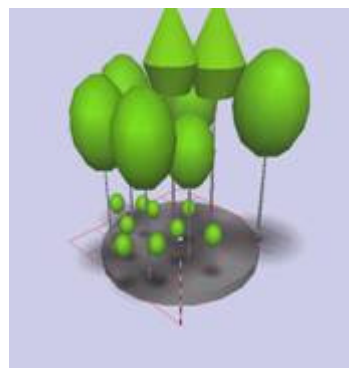
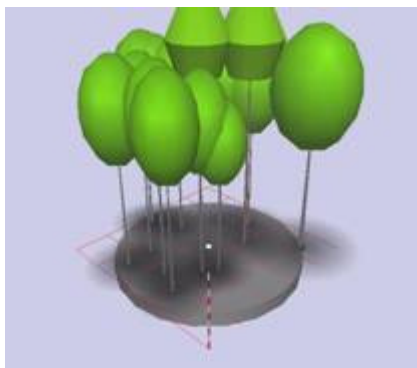


Ohne

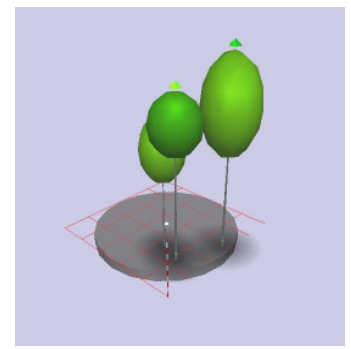
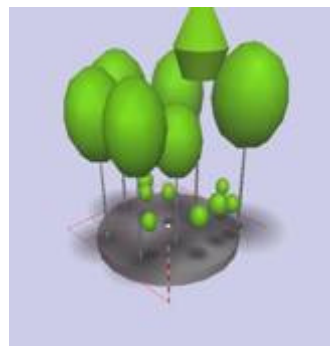
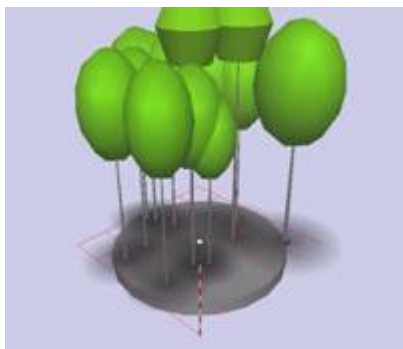
Prozessschutz

Ertragsorientierte Variante

10 Jahre



20 Jahre



30 Jahre

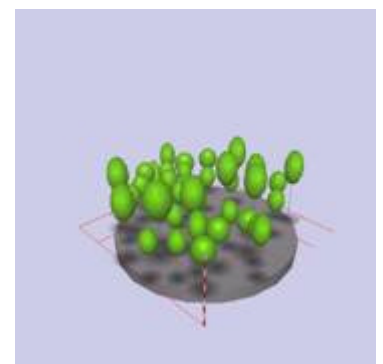
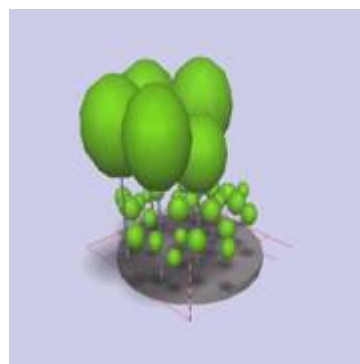
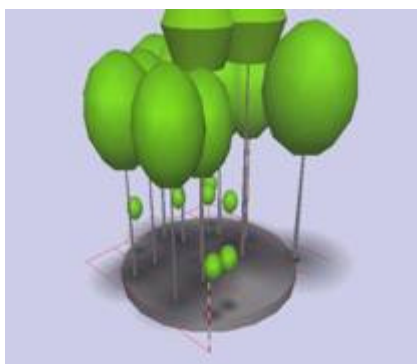


Abbildung 29: Ergebnis einer 30-jährigen Szenariosimulation auf der Basis eines bewirtschafteten Bestandes der Auslesephase.

**Kontrollstichprobenpunkt 172 (Reifephase)
Ausgangslage 2004**

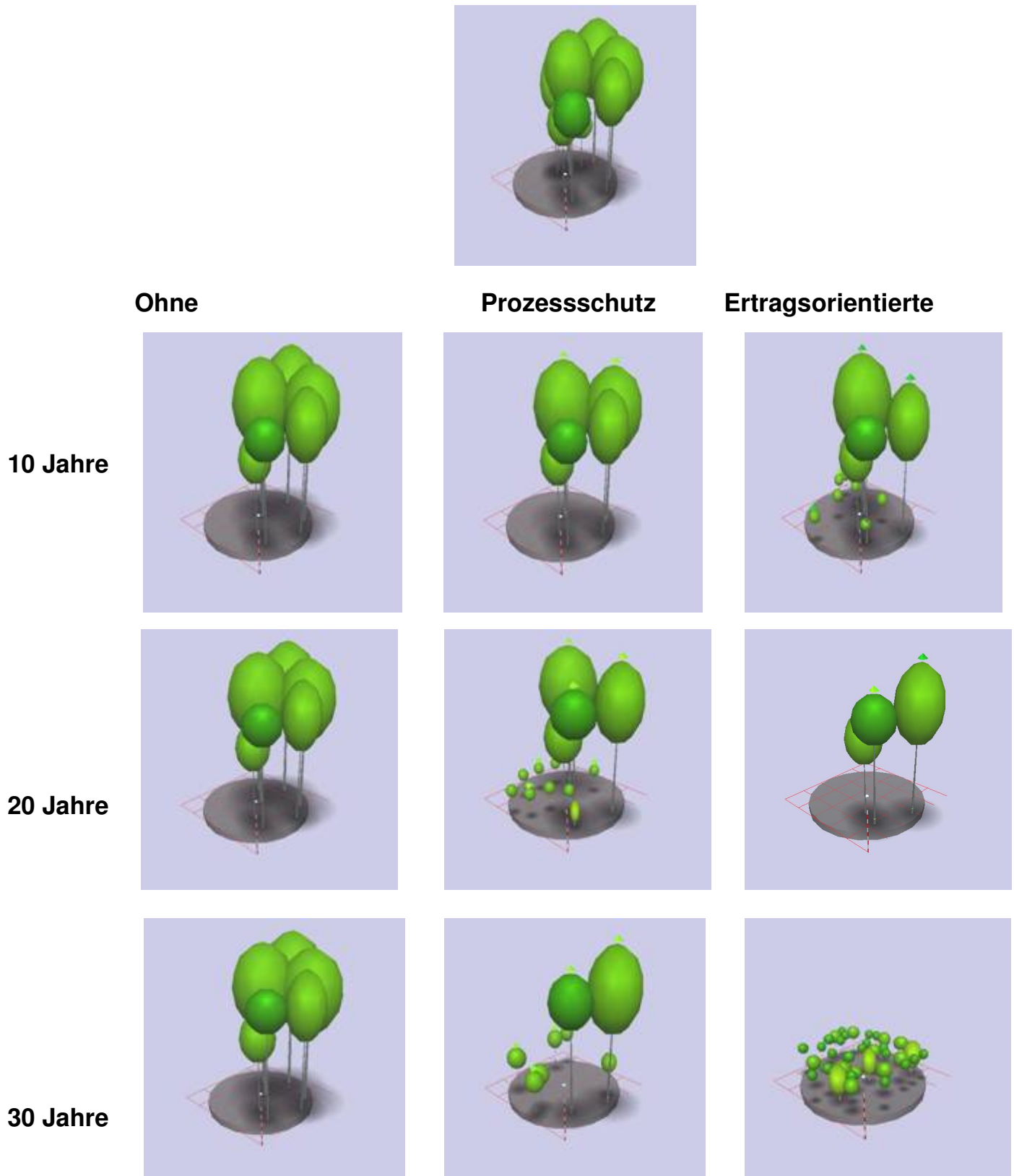


Abbildung 30: Ergebnis einer 30-jährigen Szenariosimulation auf der Basis eines bewirtschafteten Bestandes der Reifephase.

4.1.5.3.3 Nutzungssätze

Abbildung 31 zeigt die simulierten Nutzungssätze der waldbaulichen Szenarien *Prozessschutz* und *Ertragsorientiert*.

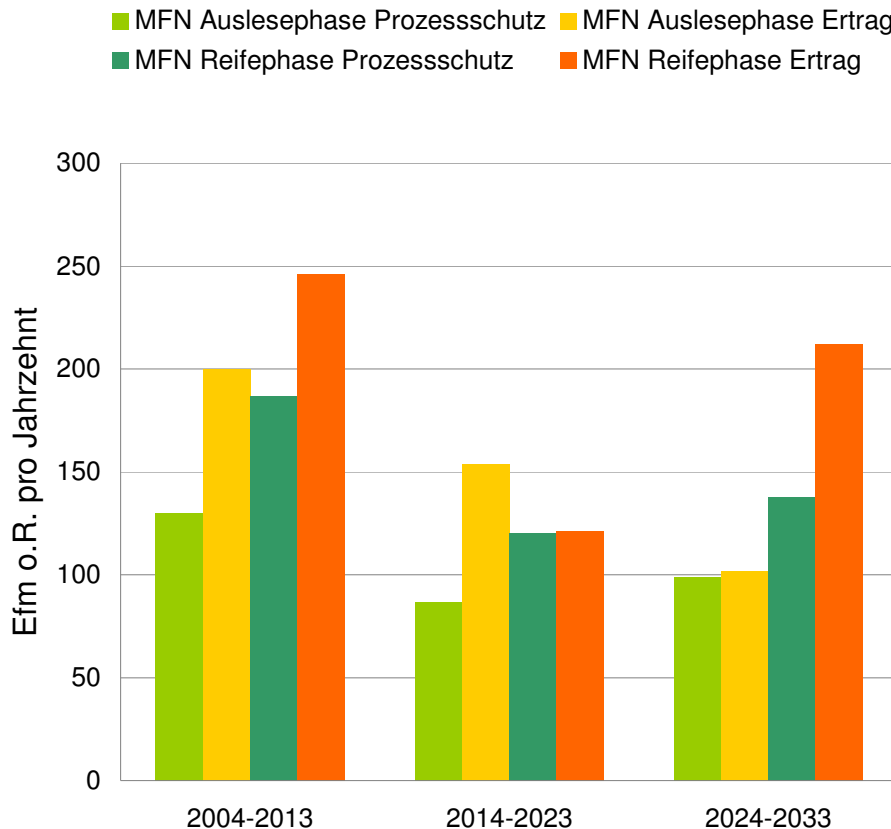


Abbildung 31: Simulierter Hiebssatz in Intervallen von 10 Jahren in Abhängigkeit der Managementstrategie und des Waldentwicklungstyps.

Im Vergleich zur *Prozessschutz-Variante* ist der *ertragsorientierte Waldbau* durch deutlich höhere Hiebssätze charakterisiert. Gemäß den aufgezeigten Entwicklungen der Bestandesvorräte und Bestandesstruktur liegen diese Hiebssätze weit über den Zuwächsen der Bestände. Dies kann nachhaltig nur durch den hohen Zuwachs der jüngeren Bestände kompensiert werden, die allerdings in dieser Analyse nicht berücksichtigt wurden. Ein weiterer Unterschied sind die ausgeglicheneren Hiebssätzen einer Prozessschutz-Bewirtschaftung.

4.1.5.3.4 Wuchsleistung

Die in Kapitel 4.1.4.2.3 aufgezeigte Tendenz, dass mit steigender Grundflächenhaltung beziehungsweise bei hohen Vorräten die Wuchsleistung der untersuchten Bestände bis zu einem Schwellenwert von ca. $45 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ kontinuierlich ansteigt, soll in einem weiteren Schritt mit Hilfe des Simulationsprogramms überprüft werden. Folgerichtig müssten der Bestandeszuwachs in der Reihenfolge *'ohne Bewirtschaftung'*, *'Prozessschutz-Konzept'* und *'ertragsorientierten Waldbau'* abnehmen.

Die Ergebnisse (Abbildung 32) belegen diese Vermutung. Bestätigt wurde diese Annahme auch durch die Untersuchungen von Duda (2006).

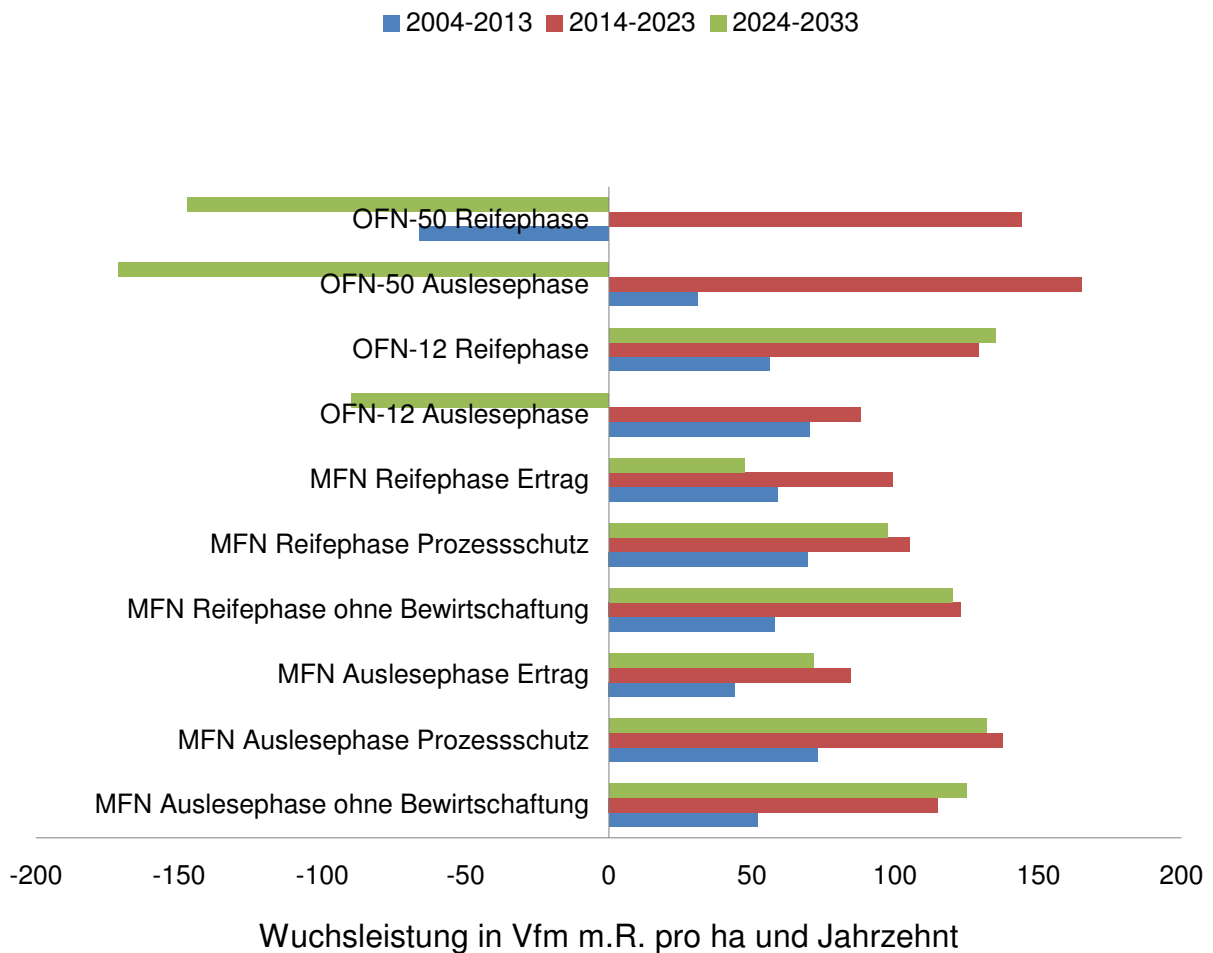


Abbildung 32 Simulierte Wuchsleistung unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensitäten, Alterstufen und waldbaulicher Szenarien.

Bezüglich der bewirtschafteten Bestände der Auslesephase sind für die Varianten *ohne Bewirtschaftung* und *Prozessschutz* kaum Unterschiede zu erkennen. Der *ertragsorientierte Waldbau* fällt in der Wuchsleistung deutlich ab. Für die Altholz-Bestände der

Wirtschaftswälder (Reifephase) wird die Annahme bestätigt. Insgesamt sind die Wuchsleistungen der mittelalten Bestände (Auslesephase) der Variante *Prozessschutz* und *ohne Bewirtschaftung* etwas höher als in den Wirtschaftswäldern der Reifephase. Eine entgegengesetzte Tendenz ist im *ertragsorientierten Waldbau* zu beobachten.

Die Simulation auf der Basis der bereits aus der Nutzung entlassenen Bestände (OFN-12 & OFN-50) zeigt sich ein diffuses Bild. Für die mehr als 50 Jahre unbewirtschafteten Beständen simuliert das Programm das Ende des Vorratsaufbaus. Insbesondere in den Altholz-Beständen wird sogar ein Vorratsabbau prognostiziert, der durch starke Mortalität in dieser Altersphase hervorgerufen werden soll. Ähnliches, wenn auch in abgeschwächerter Form, wird für mittelalte Bestände vorhergesagt. Erstaunlicherweise simuliert das Programm für die mehr als 12 Jahre nicht bewirtschafteten Altholz-Beständen kontinuierliche, relativ hohe Zuwächse. In mittelalten Beständen soll es nach 20 Jahren, aufgrund hoher Mortalität, zu deutlichen Vorratsverlusten kommen, die aber, entgegen der OFN-50-Prognose, zu keiner Vorratsreduktionen führt.

4.1.5.3.5 Abtriebswert

Neben den Vorräten und den Hiebssätzen ist der Abtriebswert der Bestände eine wesentliche Kenngröße zur Abschätzung des betriebswirtschaftlichen Erfolges unterschiedlicher Waldbauszenarien. Er repräsentiert sozusagen das “vorhandene Warenlager” des Betriebes.

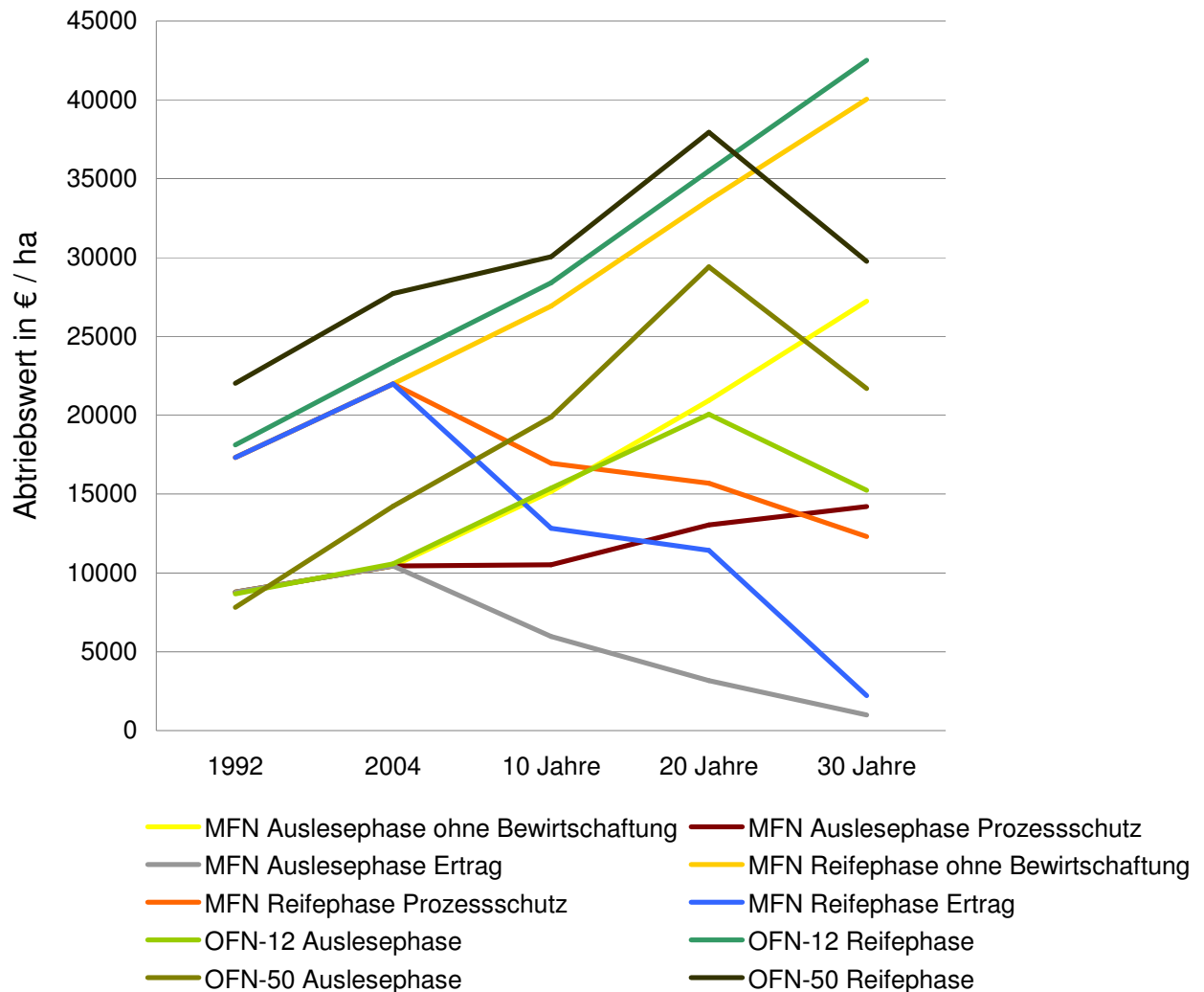


Abbildung 33: Tatsächlicher und simulierter Abtriebswert unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensitäten, Alterstufen und waldbaulicher Szenarien.

Abbildung 33 bestätigt die hohe Übereinstimmung zwischen Vorrats- und Abtriebswertentwicklung. Eine Nutzungsaufgabe führt demnach nicht zu einer Reduktion des Betriebsvermögens, sondern vielmehr zu einer Steigerung. Verglichen mit bewirtschafteten Beständen kann in Relation zu den Zuwachseleistungen sogar von einem besseren Vermögensaufbau durch Aussetzen der forstlichen Bewirtschaftung gesprochen werden.

4.1.5.4 Diskussion

4.1.5.4.1 Vorratsentwicklung, Wuchsleistung und Bestandesstruktur

Die simulierten Vorräte in den nicht bewirtschafteten Varianten erreichen durchschnittliche Vorräte von ca. 700 bis knapp über 900 Vfm m.R. Diese vergleichsweise hohen Werte, werden aber heute schon deutlich von einigen Beständen in der OFN-50 Variante im Untersuchungsgebiet übertroffen. Ab einem Wert von ca. 900 Vfm m.R. scheint das Programm von starken Mortalitätsraten auszugehen, die in diesem Ausmaß nicht in den Beständen beobachtet werden konnten. Demzufolge liegt die Vermutung nahe, dass die Berechnung der Mortalitätsraten nicht realitätskonform ist, was wiederum Auswirkungen auf die simulierte Wuchsleistung besitzt. In den unbewirtschafteten Varianten ist demnach nur noch mit geringen Zuwächsen zu rechnen, was anhand der vorliegenden Untersuchungen, selbst in dichtbestockten Beständen der OFN-50 Variante, nicht bestätigt werden kann. Des weiteren sind großflächige Vorratseinbrüche in diesem Ausmaß aus Naturwäldern nicht bekannt. Eine weitgehende Übereinstimmung der simulierten und beobachteten Vorratsentwicklungen ist für bewirtschaftete Bestände festzustellen. Je stärker die Hiebssätze angehoben werden, umso geringer wird die Zuwachsleistung, was auf lange Sicht wieder die Ausbildung von Altersklassenwäldern bewirkt. Jede Extensivierung der Nutzung führt zu einer Zuwachssteigerung und langfristig auch zu struktureicheren Beständen (u.a. Koop 1989). Sowohl die beobachteten als auch simulierten Ergebnisse bestätigen die deutlichen Unterschiede in der Wachstumsdynamik von Wirtschafts- und Naturwäldern. Ertragskundliche Annahmen, die für den Wirtschaftswald gelten müssen für Naturwälder nicht zutreffen. Eine Annäherung durch Extensivierung der Waldpflege muss diesen Gesichtspunkt Rechnung tragen.

4.1.5.4.2 Hiebssatz und Abtriebswert

Die in der Simulation berechneten Hiebssätze scheinen sehr hoch gegriffen und orientieren sich an Zielvorstellungen von Bestockungsdichten, die deutlich unter den derzeitigen Bestockungsdichten liegen. Dies trifft auch für den in den WaldPlaner implementierten *Prozessschutz* zu. Ziel der vorliegenden Simulation ist nicht die Plausibilitätskontrolle der Modellannahmen, sondern die grundsätzliche Diskussion der Ergebnisse, die, wie bereits dargelegt (Kapitel 4.1.4.2), überraschend ausfallen. Auch hier wird deutlich, dass eine Intensivierung des Einschlages die Zuwächse reduziert. Entlässt man einen Wald aus der

Bewirtschaftung, so akkumuliert er offensichtlich bei gleichzeitig steigenden Zuwächsen mindestens über 30 Jahre deutlich mehr Vorrat als bewirtschaftete Bestände.

Betrachtet man die Ergebnisse der Qualitätsanalyse in Relation zu den Ergebnissen der tatsächlichen und simulierten Zuwachs- und Vorratsentwicklungen, so wird für den untersuchten Standortsbereich eine forstliche Pflege von Buchenbeständen vollkommen in Frage gestellt. Eine Holzernte kann hier nur zum Entfernen wirklicher Bedränger²⁶ und zum decken der Liquidität des Forstbetriebes gerechtfertigt werden. Vollkosten berechnete, defizitäre Pflegeeingriffe sind auf diesen Standortsbereich und den hier vorliegenden Bestandestypen in keinem Betrieb zu begründen. Diese Schlussfolgerungen werden von den vorliegenden Abtriebswertberechnungen gestützt, insbesondere, da qualitative Unterschiede zwischen den Varianten in der Simulation nicht berücksichtigt wurden. Betrachtet man die Ergebnisse der Qualitätsanalyse, sind hier berechnete Zweifel angebracht. Die konsequente Umsetzung dieser Ergebnisse würde eine Extensivierung noch deutlicher begünstigen.

4.1.5.4.3 Ökologische Auswirkungen

In Bezug auf die Bestandesdynamik lässt sich als charakteristisches Merkmal unbewirtschafteter Bestände eine hohe Kontinuität der Bestandesstruktur beobachten. Diese kann so nicht 1 zu 1 auf den Wirtschaftswald übertragen werden, da Pflege und Ernteeingriffe immer auch die Struktur beeinflussen. Neuere Untersuchungen gehen davon aus, dass die Kontinuität der Strukturentwicklung einer der Hauptfaktoren für die bessere Ausstattung der Naturwälder (Urwaldrelikte) mit lebensraumtypischen Arten ist.

4.1.5.4.4 Betriebliche Entscheidung

Die vorliegenden Ergebnisse verdeutlichen, dass sich für eine langfristig orientierte, betriebswirtschaftlich optimierte Buchenwaldwirtschaft auf Jungmoränenstandorten eine Extensivierung kaum vermeiden lässt. Wie schnell der Forstbetrieb dies umsetzen kann hängt in erster Linie von den Liquiditätsansprüchen an den Wald ab. Werden hohe Personalstände und andere hohe Fixkosten vorgehalten, wird die Umsetzung nur sehr langsam erfolgen können, um ein defizitäres Betriebsergebnis zu vermeiden. Kann der Forstbetrieb finanzielle Einbußen tolerieren oder die Beschäftigung des Personalstandes umstrukturieren, ist eine Extensivierung unumgänglich. Diese Entscheidung ist allerdings immer vor dem Hintergrund der aktuellen Marktsituationen zu beurteilen. Unterstützend

²⁶ Bäume mit schlechter Qualität, die vitaler als benachbarte Z-Bäume sind.

kommt hinzu, dass eine Extensivierung auch aus ökologischer Sicht deutliche Vorteile aufweist, was in den anderen Teilprojekten gezeigt werden konnte.

4.1.5.4.5 Anwendbarkeit des Simulationsprogramms

Im Folgenden werden die Erfahrungen mit der Anwendung des WaldPlaners skizziert:

1. Der Waldplaner scheint sehr gut geeignet waldbauliche Unterschiede in seinen waldwachstumskundlichen Auswirkungen darzustellen. Damit kann er betriebliche Entscheidung beeinflussen und als „Ratgeber“ in waldbaulichen Fragen herangezogen werden.
2. Das implementierte Prozessschutzmodule entspricht nicht in allen Punkten der Realität in der Anwendung im Wald. So sind die Hiebsätze zur Förderung der Z-Bäume eindeutig zu hoch.
3. Bei der Simulation von vorratsreichen nicht mehr bewirtschafteten Buchenwäldern, stößt das Programm offensichtlich an seine Grenzen. Ob diese durch andere zu hinterlegende Wachstumsalgorithmen ausgeglichen werden können, entzieht sich der Kenntnis des Autors. Es erscheint zumindest fraglich, da das Wachstum der Einzelbäume an die Kronenausformung gekoppelt ist und diese in unbewirtschafteten Buchenwäldern der hier untersuchten Standorte keine Auswirkung auf den Zuwachs hat.
4. Der WaldPlaner muss in seiner Benutzerfreundlichkeit noch verbessert werden, soll er in der forstlichen Praxis eine breite Anwendung finden.

4.1.6 Literatur

- Akça, A. (1993): Zur Methodik und Bedeutung der kontinuierlichen Forstinventuren. Allg. Forst- u. J. Ztg. 164, 193-198.
- Assman, E. (1950): Grundflächen- und Volumenzuwachs der Rotbuche bei verschiedenen Durchforstungsgraden. Forstwiss. Cbl. 69, 256-286.
- Assmann, E. (1961): Waldertragskunde. BLV, München.
- Assmann, E. (1965): Buchenlichtwuchsbetrieb. Forstwiss. Cbl. 84, 329-346.
- Assmann, E. (1970): The principles of forest yield study: Studies in the organic production, structure, increment and yield of forest stands. Pergamon, Oxford.
- Barnes, B.V., Zak, D.R., Denton, S.R. & Spurr, S.H. (1998): Forest ecology. John Wiley & Sons, New York.
- Basualdo, M., Bedasccarrasbure, E.L. & de Jong, D (2000): Africanized Honey Bees (Hymenoptera: Apidae) have a greater fidelity to sunflowers than European bees. J. Econ. Entomol. 93, 304-307.
- Beck, D.H. (1971): Height-growth pattern and site index of white pine in Southern Appalachians. For.Sci. 17, 252-260.
- Begon, M.E., Harper, J.L. & Townsend, C.R. (1998): Ökologie. Spektrum, Heidelberg & Berlin.
- BfN Bundesamt für Naturschutz (2008): Bonner Thesen zum „Naturerbe Buchenwälder“. URL <http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/landwirtschaft/buchenwaldthesen.pdf>
- BMVEL Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (2004): Die zweite Bundeswaldinventur–BWI. Das Wichtigste in Kürze. Gekko GmbH, Sankt Augustin. URL <http://www.verbraucherministerium.de>

- Bobiec, A., Burgt, H.v.d., Meijer, K., Zuyderduyn, C., Haga, J. & Vlaanderen B. (2000): Rich deciduous forests in Bialowieża as a dynamic mosaic of developmental phases: premises for nature conservation and restoration management. *For. Ecol. Manage.* 130, 159-175.
- Bryndum, H. (1987): Buchen-Durchforstungsversuche in Dänemark. *Allg. Forst- u. J. Ztg.* 158, 115-122.
- Bücking, W. (2007): Naturwaldreservate in Europa. *Forstarchiv* 78, 180-187.
- Buhrnham, K.P. & Anderson, D.R. (2003): *Model Selection and Multimodel Inference*. Springer, New York.
- Calegario, N., Daniels, F.D., Maestri, R. & Neiva, R. (2005): Modeling dominant height growth based on nonlinear mixed-effects model: a clonal *Eucalyptus* plantation case study. *For. Ecol. Manage.* 204, 11-20.
- Calama, R. & Montero, G. (2004): Interregional nonlinear height-diameter model with random coefficients for stone pine in Spain. *Can. J. For. Res.* 34, 150-163.
- Carmean, W.H. (1972): Site index curves for upland oaks in central states. *For. Sci.* 18, 109-120.
- Castagneri, D., Vacchino, G., Lingua, E. & Motta, R. (2008): Analysis of intraspecific competition in two subalpine Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stands in Paneveggio (Trento, Italy). *For. Ecol. Manage.* 255, 651-659.
- Chapmann, D.G. (1961): Statistical problems in dynamics of exploited fisheries populations. In: Neyman, J. (ed.): *Proceedings of 4th Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability*, vol. 4. Berkeley, CA, 153-168.
- Christensen, M., Hahn, K., Mountford, E.P., Ódor, P., Standovár, T., Rozenberger, D., Diaci, J., Wijdeven, S., Meyer, P., Winter, S. & Vrska, T. (2005): Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *For. Ecol. Manage.* 210, 267-282.

- Chumak, V., Duelli, P., Rizun, V., Obrist, M.K. & Wirz, P (2005): Arthropod biodiversity in virgin and managed forests in Central Europe. In: Commarmot, B. (ed.): Natural Forests in the Temperate Zone of Europe: biological, social and economic aspects. For. Snow Landsc. Res. 79 (1/2), 101-109.
- Cleveland, W.S. (1993). Visualizing Data. Hobart press, Summit, New York.
- Cochran, P.H. & Barett, J.W. (1999): Growth of ponderosa pine thinned to different stocking levels in central Oregon: 30-year results. US Forest Service Research Paper PNW 508. US Department of Agriculture, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR.
- Commarmot, B., Bachofen, H., Bundziak, Y., Bürgi, A., Ramp, B., Shparyk, Y., Sukhariuk, D., Viter, R. & Zingg, A. (2005): Structures of virgin and managed beech forests in Uholka (Ukraine) and Sihlwald (Switzerland): a comparative study. In: Commarmot, B. (ed.): Natural Forests in the Temperate Zone of Europe: biological, social and economic aspects. For. Snow Landsc. Res. 79 (1/2), 45-56.
- Commarmot, B., Chumak, V., Duelli, P., Küffer, N., Lovas, L. & Shparyk, Y. (2007): Buchenurwälder als Referenz für Naturschutz: Forschungsergebnisse aus den ukrainischen Karpaten. Natur und Landschaft 82 (9/10), 398-400.
- Condés, S. & Sterba, H. (2008): Comparing an individual tree growth model for *Pinus halepensis* Mill. in Spanish region of Murica with yield tables gained from the same area. Eur. J. Forest Res. 127, 253-261.
- Coomes, D.A. & Allen, R.B. (2007a): Mortality and tree-size distributions in natural mixed-age forests. J. of Ecology 95, 27-40.
- Coomes, D.A. & Allen, R.B. (2007b): Effects of size, competition and altitude on tree growth. J. of Ecology 95, 1084-1097.
- Dengler, A. (1931): Aus den sudeuropäischen Urwäldern. II. Die Ergebnisse einer Probeflächenaufnahme im Buchenurwald. Zeitschr. f. Forst- und Jagdwesen 63, 20-32..

- Detsch, R. (1999): Der Beitrag von Wirtschaftswäldern zur Struktur- und Artenvielfalt. Wissenschaft und Technik Verlag, Berlin.
- Dieckmann, M., Eilertsen, O., Fremstad, E., Lawesson, J.E. & Aude, E. (1999): Beech forest communities in the Nordic countries – a multivariate analysis. *Plant Ecology* 140, 203-220.
- Dittmar, C., Zech, W. & Elling, W. (2003): Growth variations of Common beech (*Fagus sylvatica* L.) under different climatic and environmental conditions in Europe – a dendroecological study. *For. Ecol. Manage.* 173, 63-78.
- Draper, N. & Smith, H. (1998): *Applied Regression Analysis*. John Wiley & Sons, New York.
- Duda, H. (2006): Vergleich forstlicher Managementstrategien. Umsetzung verschiedener Waldbaukonzepte in einem Waldwachstumssimulator. Verlag von Dissertation Universität Göttingen. URL <http://resolver.sub.uni-goettingen.de/purl/?webdoc-1300>
- Ellenberg, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. Ulmer, Stuttgart.
- FAO (2007): *State of World's Forests 2007*. FAO, Rom.
- FAO (2008): *Forests and energy*. FAO Forestry Paper.
- Fahrmeir, L., Kneib, T. & Lang, S. (2007): *Regression*. Berlin, Heidelberg, New York.
- Faraway, J.J. (2005): *Linear Models with R*. Chapman & Hall, London, New York.
- Faraway, J.J. (2006): *Extending the Linear Model with R*. Chapman & Hall, London, New York.
- Fichtner, A. (2008): Einfluss der Bewirtschaftungsintensität auf die Wachstumsdynamik von Waldmeister-Buchenwäldern (*Galio odorati-Fagetum*). Eingereichte Dissertation, CAU Kiel.

- Fischer, A. (1992): Das Leistungspotential der Natur als wesentliches Kriterium bei der Formulierung grundlegender Zielvorstellungen des Naturschutzes. Laufener Seminarbeiträge 2, 35-44.
- Fitzmaurice, G.M., Laird, N.M. & Ware, J.H. (2004): Applied Longitudinal Analysis. John Wiley & Sons, New York.
- Franz, F., Röhle, H. & Meyer, F. (1993): Wachstumsgang und Ertragsleistung der Buche (120 jährige Beobachtung des Durchforstungsversuches Fabrikschleichnach 15). Allgemeine Forst Zeitschrift 6, 262-267.
- Flade, M., Möller, G., Winter, S. & Schumacher, H. (2003): Naturschutzstandards für die Bewirtschaftung von Buchenwäldern im norddeutschen Tiefland. Sachbericht des F+E-Vorhabens des BfN „Biologische Vielfalt und Forstwirtschaft“ (FKZ 898 84 031), Landesanstalt für Großschutzgebiete, Brandenburg, 445 S.
- Fortin, M., Daigle, G., Ung, C-H., Begin, J. & Archambault, L. (2007): A variance-covariance structure to take into account repeated measurements and heteroscedasticity in growth modelling. Eur. J. Forest Res. 126: 573-585.
- Fox, J.C., Bi, H. & Andes, P.K. (2007): Spatial dependence and individual-tree growth model. I. Characterising spatial dependence. For. Ecol. Manage. 245, 10-19.
- Frech, A. (2006): Walddynamik in Mischwäldern des Nationalparks Hainach – Untersuchung der Mechanismen und Prognose der Waldentwicklung. FZW, Reihe A, Bd. 196.
- Friedel, A. Oheimb, G.v., Dengler, J. & Härdtle, W. (2006): Species diversity and species composition of epiphytic bryophytes and lichens – a comparison of managed and unmanaged beech forest: Feddes Repertorium 177, 172-185.
- Goff, F.G. & West, D.C. (1975): Canopy-understory interaction effect on forest population structure. Forest Science 21, 98-108.
- Goff, N.I., & Ottorini, J.-M. (1993): Thinning and climate effects on growth of beech (*Fagus sylvatica* L.) in experimental stands. For. Ecol. Manage. 62, 1-14.

- Gratzer, G., Canham, C., Dieckmann, U., Fischer, A., Iwasa, Y., Law, R., Lexer, M.J., Sandmann, H., Spies, T.A., Splechtna, E. & Szwagrzyk, J. (2004): Spatio-temporal development of forests – current trends in field methods and models. *Oikos* 107, 3-15.
- Grime, J.P. (2006): *Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties*. John Wiley & Sons, New York.
- Guerike, M. (2002): Untersuchungen zur Wuchsdynamik der Buche. *Forst u. Holz* 57, 331-337.
- Hall, D.B. & Clutter M. (2004): Multivariate Multilevel Nonlinear Mixed Effects Models for Timber Yield Predictions. *Biometrics* 60, 16-24.
- Härdtle, W., Menzel, U. & Schrautzer, J. (1996): Ökologische Potenz und standörtlicher Zeigerwert der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) auf Podsol-Böden des Nordwest-deutschen Tieflandes. *Verh. Ges. Ökologie*, Bd. 26, 161-172.
- Härdtle, W., A., Westphal, C., Oheimb, G. v., Friedel, A. & Tempel, H. (2003a): Sukzessionsforschung und Ableitung waldbaulich nutzbarer Informationen in naturnahen Buchenwäldern mit langjährig ungestörter Walddynamik im Nordostdeutschen Tiefland. Schlussbericht BMBF-Projekt "Zukunftsorientierte Waldwirtschaft" (FKZ 0339756).
- Härdtle, W., Oheimb, G.v. & Westphal, C. (2003b): The effects of light and soil conditions on species richness of the ground vegetation of deciduous forests in northern Germany (Schleswig-Holstein). *For. Ecol. Manage.* 182, 327-338.
- Härdtle, W., Ewald, J. & Hölzel, N. (2004): *Wälder des Tieflandes und der Mittelgebirge*. Ulmer, Stuttgart.
- Hanstein, U. & Sturm, K. (1982): Waldbiotopkartierung im Forstamt Sellhorn – Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. *Aus dem Walde* 40, Mitt. der Niedersächsischen Landesforstverwaltung.
- Hasenauer, H. (2006a): *Sustainable Forest Management. Growth Models for Europe*. Springer, Berlin, Heidelberg-New York.

- Hasenauer, H. (2006b): Concepts within tree growth modelling. In: Hasenauer, H. (ed.): Sustainable Forest Management. Growth Models for Europe. Springer, Berlin, Heidelberg-New York. 3-17.
- Hasenauer, H., & Monserud, R.A. (1997): Biased prediction for tree height increment models developed from smoothed 'data'. Ecol. Model 98, 13-22.
- Heinken, T (1995): Naturnahe Laub- und Nadelwälder grundwasserferner Standorte im niedersächsischen Tiefland: Gliederung, Standortsbedingungen, Dynamik. Diss. Bot. 239.
- Heuer, B. (1992): Kontrollstichprobe und konventionelle Forsteinrichtung – Vergleich beider Verfahren im naturgemäß bewirtschafteten Stadtforstamt Göttingen. Forst u. Holz 24, 701-707.
- Jedicke, E. (1995): Ressourcenschutz und Prozessschutz. Naturschutz u. Landschaftsplanung 27, 125-133.
- Kaber, T. (2007): Lückendynamik und Buchennaturverjüngung im Naturwald Limker Strang. Forst u. Holz 62, 8-12.
- Kändler, G. & Riemer, U. (2005): Der Zusammenhang zwischen Wuchsleistung und Standort bei Fichte, Tanne und Buche auf den wichtigsten Standortseinheiten des Südschwarzwaldes. In: Teuffel, K.v., Baumgarten, M., Hanewinkel, M., Konold, W., Sauter, U.H., Spiecker, H. & Wilpert K.v. (Hrsg.): Waldumbau für eine zukunftsorientierte Waldwirtschaft. Springer, Berlin, Heidelberg-New York. 59-84.
- Kenk, G. (2002): Variation der periodischen Zuwächse von Fichten und Buchen in Baden-Württemberg. AFZ / Der Wald 57, 300-302.
- Kennel, R., (1972): Die Buchendurchforstungsversuche in Bayern von 1870 bis 1970. Forstliche Forschungsberichte München 7.
- Klädtker, J. (2001): Konzept zur Buchen-Lichtwuchsdurchforstung. AFZ / Der Wald 56, 1049-1050.

- Kluttig, H. (2007): Über die Bedeutung der Naturwälder für den Naturschutz in Deutschland und ihre Geschichte. Forstarchiv 78, 202-204.
- Knapp, H. (2008): Schutz von Buchenwäldern. Grundsatzreferat der Tagung: Buchen-Symposium, Schutz und Nutzung von Buchenwäldern 09/10/08 Göttingen.
URL http://www.nw-fva.de/fileadmin/user_upload/Aktuelles/Zusammenfassungen_BuSym.pdf
- Koop, H. (1989): Forest Dynamics SILVI-STAR: A Comprehensive Monitoring System. Springer, Berlin, Heidelberg-New York.
- Korpel', Š. (1992): Ergebnisse der Urwaldforschung für die Waldwirtschaft im Buchen-Ökosystem. AFZ / Der Wald 47, 1148-1152.
- Korpel', Š. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. Fischer, Jena.
- Kramer, H. (1980): Begriffe der Forsteinrichtung. Schriften der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, Bd. 48. J.D Sauerländer's, Frankfurt a.M.
- Kramer, H. (1982): Kurzfristige Zuwachsreaktionen bei Buche in Abhängigkeit von Witterung und verschiedenen Baummerkmalen. AFZ / Der Wald 153, 57-67.
- Kramer, H. (1988): Waldwachstumslehre. Parey, Hamburg.
- Kreisforsten Farchau (2000): Forsteinrichtung der Kreisforsten Lauenburg.
- Krutzsch, H. & Loetsch, F. (1938): Holzvorratsinventur und Leistungsprüfung der naturgemäßen Waldwirtschaft. Neudamm.
- LANA Länderarbeitsgemeinschaft Für Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung (1993): Lübecker Grundsätze des Naturschutzes. Natur u. Landschaft 3, 99-101.
- Lappi, J. (1991): Calibration of height and volume equations with random parameters. For. Sci. 37, 781-801.

- Lappi, J. & Bailey, R.L. (1988): A height prediction model with random stands and tree parameters. An alternative to traditional site index methods. *For. Sci.* 34, 555-569.
- Leibundgut, H. (1959): Über Zweck und Methodik der Struktur- und Zuwachsanalysen von Urwäldern. *Schweiz. Z. f. Forstwesen* 100, 111-124.
- Leibundgut, H. (1993): Europäische Urwälder. Wegweiser zur naturnahen Waldwirtschaft. Haupt, Bern.
- Leuschner, C., Rode, M.W. & Heinken, T. (1993): Gibt es eine Nährstoffmangel-Grenze der Buche im nordwestdeutschen Flachland? *Flora* 188, 239-249.
- Leuschner, C. (1998): Mechanismen der Konkurrenzüberlegenheit der Rotbuche. *Ber. D. Reinh. Tüxen-Ges.* 10, 405-438.
- Leuschner, C., Meier, I.C. & Hertel, D. (2006): On the niche breadth of *Fagus sylvatica*: soil nutrient status in 50 Central European beech stands on a broad range of bedrock types. *Am. For. Sci.* 63, 355-368.
- Lopatin, E. (2007): Long-term trends in height growth of *Picea obovata* and *Pinus sylvestris* during the past 100 years in Komi Republic (north-west Russia). *Scandinavian J. of Forest Res.* 22, 310-323.
- Lüderitz, M. (2004): Übersichtsmonitoring der Großpilze auf den Stiftungsflächen Stodthagen und Hasenmoor bei Felde. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag von der Stiftung Naturschutz, Molfsee.
- Manthey, M., Leuschner, C. & Härdtle, W. (2007): Buchenwälder und Klimawandel. *Natur und Landschaft* 82 (9/10), 441-445.
- Mayer, H. (1987): Urwaldreste, Naturwaldreservate und schützenswerte Naturwälder in Österreich. Selbstverlag Universität Wien.
- Mayer, R. (1958): Kronengröße und Zuwachsleistung der Traubeneiche auf süddeutschen Standorten. Teil II. *AFZ / Der Wald*, 151-163.

- Meyer, P. (1995): Untersuchung waldkundlicher Entwicklungstendenzen und methodischer Fragestellungen in Buchen- und Buchenmischbeständen niedersächsischer Naturwaldreservate (NWR). Cuvillier, Göttingen.
- Meyer, P. (1997): Zur Populationsdynamik in nordwestdeutschen Naturwäldern. Forst u. Holz 52, 532-538.
- Meyer, P. & Spellmann, H. (1997): Das Prozessschutz-Konzept aus der Sicht der Naturwaldforschung. AFZ / Der Wald 52, 1344-1346.
- Meyer, P. Pogoda, P. (2001): Entwicklung der räumlichen Strukturdiversität in nordwestdeutschen Naturwäldern. Allg. Forst- u. J. Ztg. 172, 213-220.
- Meyer, P., Ackermann, J., Balcar, P., Boddenberg, J., Detsch, R., Förster, B., Fuchs, H., Hoffmann, B., Keitel, W., Kölbel, M., Köthke, C., Koss, H., Unkrig, W., Weber, J. & Willig, J. (2001): Untersuchung der Waldstruktur und ihrer Dynamik in Naturwaldreservaten. IHW-Verlag, Eching.
- Meyer, P., Tabaku, V. & Lüpke, B.v. (2003): Die Struktur albanischer Rotbuchen-Urwälder – Ableitungen für eine naturnahe Buchenwirtschaft. Forstw. Cbl. 122, 47-58.
- Meyer, P. & Ackermann, J. (2004): Lückendynamik in Buchen-Naturwäldern Nordwestdeutschlands. In: Bayrische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (Hrsg.): 25 Jahre Naturwaldreservate in Bayern. LWF-Wissen 46, 10-14.
- Meyer, P., Krüger, A.W.v., Steffens, R. & Unkrig, W. (2006): Naturwälder in Niedersachsen - Schutz und Forschung. Band 1. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt & Niedersächsische Landesforsten (Hrsg.). Leinebergland Druck, Alfeld.
- Meyer, P. & Schmidt, M. (2008): Aspekte der Biodiversität von Buchenwäldern – Konsequenzen für eine naturnahe Bewirtschaftung. In: NW-FVA (Hrsg.): Ergebnisse angewandter Forschung zur Buche. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt Bd. 3, 159-192.
- MLUR Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt u. Ländliche Räume Schleswig-Holstein (2005): Forstliche Standortsaufnahme. Polykopie, Kiel.

- Mitscherlich, G. (1954): Der Einfluss der Bestandesdichte auf den Zuwachs der Rotbuche in Nord- und Westdeutschland. Forstwiss. Cbl. 73, 193-211.
- Mitscherlich, G. (1970): Wald, Wachstum und Umwelt. Bd 1, Sauerländer's, Frankfurt a. M.
- Möller, A. (1922): Der Dauerwaldgedanke. Sein Sinn und seine Bedeutung. Springer, Berlin.
- Müller, J. (2005): Waldstrukturen als Steuergröße für Artengemeinschaften in kollinen bis submontanen Buchenwäldern. Dissertation. Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt, Technische Universität, München. URL: <http://mediatum.ub.tum.de>
- Müller, J., Hothorn, T. & Pretzsch H. (2007): Long-term effects of logging intensity on structures, birds, saproxylic beetles and wood-inhabiting fungi in stands of European beech *Fagus sylvatica* L.. For. Ecol. Manage. 242, 297-305.
- Mund, M., Kummetz, E., Hein, M., Bauer, G.A. & Schulze, E.-D. (2002): Growth and carbon stocks of a spruce forest chronosequence in central Europe. For. Ecol. Manage. 171, 275-296.
- Munro, D. (1974): Forest growth models – a prognosis. In: Fries, J. (ed.): Growth Models for Tree and Stand Simulation. Research Notes 30. Stockholm, Sweden, 7-21.
- Musio, M., Wilpert, K.v. & Augustin, N.H. (2005): Crown condition as a function of soil, site and tree characteristics. Eur. J. Forest Res. 126, 91-100.
- Nagel, J. (1999): Konzeptionelle Überlegungen zum schrittweisen Aufbau eines waldwachstumskundlichen Simulationssystems für Nordwestdeutschland. Schriften der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, Bd. 128. J.D Sauerländer's, Frankfurt a.M.
- Nagel, J. (2005): Integriertes Handbuch des Simulators: Modellfunktionen und Koeffizienten des Forest Simulators BWINPro Version 7.0. URL <http://treegross.sourceforge.net/>

- Nagel, J., Duda, H. & Hansen, J. (2006): Forest Simulator BWINPro7. *Forts u. Holz* 61, 427-429.
- Nagel, R. & Spellmann, H. (2008): Wachstum, Behandlung und Ertrag von Reinbeständen der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) in Nordwestdeutschland. In: NW-FVA (Hrsg.): *Ergebnisse angewandter Forschung zur Buche. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt* Bd. 3, 221-266.
- Niemelä, J. (1999): Management in relation to disturbance in the boreal forest. *For. Ecol. Manage.* 115, 127-134.
- Nothdurft, A., Kublin, E. & Lappi, J. (2006): A non-linear hierarchical mixed model to describe tree height growth. *Eur. J. Forest Res.* 125, 281-289.
- Oheimb, G.v. (2003a): Einfluss forstlicher Nutzung auf die Artenvielfalt und die Artenzusammensetzung der Gefäßpflanzen in norddeutschen Laubwäldern. *Naturwissenschaftliche Forschungsergebnisse* 70. Verlag Dr. Kovač.
- Oheimb, G.v (2003b): Sukzessionsforschung. In: Härdtle, W., A., Westphal, C., Oheimb, G. v., Friedel, A. & Tempel, H. (Hrsg.): *Sukzessionsforschung und Ableitung waldbaulich nutzbarer Informationen in naturnahen Buchenwäldern mit langjährig ungestörter Walddynamik im Nordostdeutschen Tiefland. Schlussbericht BMBF-Projekt "Zukunftsorientierte Waldwirtschaft" (FKZ 0339756).*
- Oheimb, G.v., Westphal, C., Tempel, H. & Härdtle, W. (2005a): Structural pattern of near-natural beech forest (*Fagus sylvatica*) (Serrahn, North-east Germany). *For. Ecol. Manage.* 212, 253-263.
- Oheimb, G.v., Friedel, A., Westphal, C., Tempel, H. & Härdtle, W. (2005b): Ergebnisse vergleichender Untersuchungen in Natur- und Wirtschaftswäldern und Folgerungen für eine naturnahe Buchenwirtschaft. In: *Ökologischer Waldumbau im nordostdeutschen Tiefland. BMBF-Forschungsverbund „Zukunftsorientierte Waldwirtschaft“*. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 13, 67-78.

- Oliver, C.D. & Larson, B.C. (1996): Forest stand dynamics. John Wiley & Sons, New York. 520 S.
- Otto, H.J. (1994): Waldökologie. Ulmer, Stuttgart.
- Otto, H.J. (1995): Zielorientierter Waldbau und Schutz sukzessionaler Prozesse. Forst u. Holz 50, 387-391.
- Parviainen, J., Bücking, W., Vandekerckhove, K., Schuck, & Päivinen, R. (2000): Strict forest reserves in Europe: efforts to enhance biodiversity and research on forests left for free development in Europe (EU-COST-ACTION E4). Forestry 73, 107-118.
- Peterken, G. (1993): Woodland Conservation and Management. Chapman & Hall, London.
- Peterken, G. (1996): Natural Woodland: Ecology and Conservation in Northern Temperate Regions. Cambridge University Press, Cambridge.
- Pickett, S.T., Parker, T. & Fiedler, P. (1992): The new paradigm in ecology: implications for conservation biology above species level. In Fiedler, P.L. & Jain, S.K. (eds.): Conservation Biology. Chapman & Hall, London, New York, 65-88.
- Pierce, G.J., Santos, M.B., Smeenk, C., Savaliev, A. & Zurr, A.F. (2007): Historical trends in the incidence of strandings of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) on North Sea coasts: An association with positive temperature anomalies. Fisheries Research 87, 219-228.
- Pinheiro, J.C., & Bates, D.M. (2004): Mixed-Effects Models in S and S-Plus. Springer, New York.
- Plachter, H. (1996): Bedeutung und Schutz ökologischer Prozesse. Verh. der Ges. f. Ökologie 26, 287-303.
- Pretzsch, H. (1992): Konzeption und Konstruktion von Wachstumsmodellen für Rein- und Mischbestände. Forstliche Forschungsberichte München Bd. 115. 332 S.

- Pretzsch, H. (2005): Stand density and growth of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.): evidence from long-term experimental plots. Eur. J. Forest Res. 124, 193-205.
- Pretzsch, H. (2006): Effekt der Mischung auf den Zuwachs von Fichte und Buche. Auswertung von Wuchsreihen. In: Nagel, J. (Hrsg.): DVFFA-Sektion Ertragskunde, Beiträge zur Jahrestagung 2006, Staufen, 21-29.
- Pretzsch, H. & Kahn, M (1995): Modelling Forests in a Complex Environment – Modelling Growth of Bavarian mixed stands in a changing environment. Congress Report. IUFRO World Congress/Tampere (Finland) (II), 234-248.
- Pretzsch, H. & Kahn, M (1998): Forschungsvorhaben „Konzeption und Konstruktion“ von Wuchs- und Prognosemodellen für Mischbestände in Bayern. Abschlussbericht Projekt W 28, Teil 2: Methodische Grundlagen.
- Pretzsch, H., Biber, P., Dürsky, J., Gadow, K.v., Hasenauer, H., Kändler, G., Kenk, G., Kublin, E., Nagel, J., Pukkala, T., Skovsgaard, J.P., Sadtke, R. & Sterba, H. (2002a): Recommendations for standardized documentation and further development of forest growth simulators. Forstwiss. Centralbl. 121 (Suppl. 1), 138-151.
- Pretzsch, H., Biber, P. & Dürsky, J. (2002b): The single tree-based stand simulator SILVA: construction, application and evaluation. For. Ecol. Manage. 162, 3-21.
- Pretzsch, H. & Schütze, G. (2005): Crown allometry and growing space efficiency of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) in pure and mixed stands. Plant Biol. 7, 628-639.
- Prévosto, B. & Curt, T. (2004): Dimensional relationships of naturally established European beech trees beneath Scots pine and Silver birch canopy. For. Ecol. Manage. 194, 335-348.
- Průša, E. (1985): Die böhmischen und mährischen Urwälder. Academica Praha, Prag.
- Quinn, G.P. & Keough, M.J. (2002): Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge University Press, Cambridge.

- R Development Core Team (2008): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Richards, F.J. (1959): A flexible growth function for empirical use. J. Exp. Biol. 10, 290-300.
- Roberts, M.R. (2007): A conceptual model to characterize disturbance severity in forest harvests. For. Ecol. Manage. 242, 58-64.
- Röhrig, E., Bartsch, N. & Lüpke, B.v. (2006): Waldbau auf ökologischer Grundlage. Ulmer, Stuttgart.
- Ryan, M.C., Binkley, D. & Fownes, J.H. (1997): Age-Related Decline in Forest Productivity: Pattern and Process. Advances in Ecological Research Vol. 27, 214-262.
- Sánchez-González, M., Calama, R., Cañellas, I & Montero, G. (2007): Variables influencing cork thickness in spanish cork oak forests: A modelling approach. Am. For. Sci. 64, 301-312.
- Scherzinger, W. (1990): Das Dynamik-Konzept im flächenhaften Naturschutz. Zieldiskussion am Beispiel der Nationalpark-Idee. Natur u. Landschaft 65 (6), 292-298.
- Scherzinger, W. (1996): Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Ulmer, Stuttgart.
- Scherzinger, W. (2007): Walddynamik und Prozess-Schutz. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Der "Gute ökologische Zustand" naturnaher terrestrischer Ökosysteme- ein Indikator für Biodiversität?. Tagungsband zum Workshop in Dessau, 19./20. 9. 2007, 72-84.
- Schmidt, M. & Hansen, J. (2007): Validierung der Durchmesserzuwachsprognose des Wachstumssimulators BWINPRO 7.0 für Fichte und Buche für den Bereich der alten Bundesländer. In: Nagel, J. (Hrsg.): DVFFA-Sektion Ertragskunde, Beiträge zur Jahrestagung 2007, Alsfeld-Eudorf, 164-170.

- Schober, R. (1972): Die Rotbuche 1971. Schriften der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, Bd. 43/44. J.D Sauerländer's, Frankfurt a.M.
- Schütz, J.P. (1986): Charakterisierung des naturnahen Waldbaus und Bedarf an wissenschaftlichen Grundlagen. Schweiz. Z. f. Forstwesen 137, 747-760.
- Sharma, M. & Parton, J. (2007): Height-diameter equations for boreal tree species in Ontario using a mixed-effects modelling approach. For. Ecol. Manage.. 249, 187-198.
- Short, E.A. & Burkhart, H.E. (1992): Predicting crown-height increment for thinned and unthinned loblolly pine plantations. For. Sci. 38, 594-610.
- Spellmann, H. (1991): Beiträge der Forsteinrichtung und Ertragskunde für ein forstliches Informationssystem. Forst u. Holz 3, 57-65.
- Spellmann, H. (1995): Vom strukturarmen zum strukturreichen Wald. Forst u. Holz 50, 35-44.
- Spellman, H. (2004): Strukturbildung durch gezielte Pflegestrategien im Vergleich zur natürlichen Strukturentwicklung in Naturwäldern. In: Indikatoren und Strategien für eine nachhaltige, multifunktionelle Waldnutzung – Fallstudie Solling. FZW, Reihe B, Bd. 71, 339-375.
- Spellman, H., Nagel, J., Duda, H. & Hentschel, S. (2006): Szenarien der Waldentwicklung. In: Meyerhoff, J., Hartje, V. & Zerbe, S. (Hrsg.): Biologische Vielfalt und deren Bewertung am Beispiel des ökologischen Waldumbaus in den Regionen Solling und Lüneburger Heide. FZW, Reihe B, Bd. 73, 61-100.
- Spellmann, H., Mantau, U. & Polley, H. (2008): Nachhaltige Rohholzversorgung aus deutschen Wäldern. Positionspapier der Plattform Forst & Holz von DFWR und DHWR vom 05.06.2008. URL: [http:// www. Dfwr.de/download/](http://www.Dfwr.de/download/)
- Sperber, G. & Hatzfeld, Graf H. (2007): Hat die Buche eine forstliche Perspektive in Deutschland?. Natur und Landschaft 82 (9/10), 436-438.

- Spieker, H., Mielikäinen, K., Köhl, M. & Skovsgaard, J. (1996): Growth Trends in European Forests. Berlin, Heidelberg, New York. 371 S.
- Spieker, H. (1999): Overview over recent growth trends in European Forests. Special Issue: Forest Growth Response to the Pollution Climate of the 21st Century, edited by L.J. Sheppard and J.N. Cape. Water, Air and Soil Pollution 116: 33-46.
- Splechtna, B.E., Gratzner, G. & Black, B.A. (2005): Disturbance history of a European old-growth mixed-species forest – A spatial dendro-ecological analysis. J. of Veg. Sci. 16, 511-522.
- Sturm, K. (1992): Arbeitsanweisung für die Erstaufnahme der permanenten Stichprobenpunkte (Kontrollstichprobe) im Stadtwald Lübeck. Polykopie, Silva Verde GmbH, Eckernförde.
- Sturm, K. (1993): Prozessschutz – ein Konzept für naturschutzgerechte Waldwirtschaft. Zeitschr. f. Ökol. u. Nat.sch. 2 (3), 181-192.
- Sturm, K. (1994): Naturnahe Waldnutzung in Mitteleuropa. Gutachten im Auftrag von Greenpeace Deutschland (Hrsg.). Hamburg.
- Sturm, K. (2002): Berechnungen von betriebswirtschaftlichen Konsequenzen von Naturschutzmaßnahmen in bewirtschafteten Buchenwäldern im nordostdeutschen Tiefland. Unveröffentlichte. Studie für die Landesanstalt für Großschutzgebiete Brandenburg (LAGS).
- Sturm, K. (2003): Arbeitsanweisung für die zweite Aufnahme der permanenten Stichprobenpunkte (Kontrollstichprobe) im Stadtwald Lübeck. Polykopie, Silva Verde GmbH, Eckernförde.
- Sturm, K. (2005): Allgemeiner Teil zur Forsteinrichtung im Stadtwald Lübeck. Polykopie, Silva Verde GmbH, Eckernförde.
- Sturm, K. & Westphal, C. (1993): Ganzflächige Waldbiotopkartierung im Saarland. Ministerium für Wirtschaft im Saarland (Hrsg.). Saarbrücken

- Sturm, K. & Kaiser, M. (1999): Dem Öko-Wald gehört die Zukunft. Wirtschaftlichkeitsvergleich unterschiedlicher Waldbaustrategien (in Mitteleuropa). Greenpeace, Selbstverlag.
- Sutmöller, J., Spellmann, H., Fiebiger, C. & Albert, M. (2008): Der Klimawandel und seine Auswirkungen auf die Buchenwälder in Deutschland. In: NW-FVA (Hrsg.): Ergebnisse angewandter Forschung zur Buche. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt Bd. 3, 135-158.
- Tabaku, V. (2000): Struktur von Buchen-Urwäldern in Albanien im Vergleich mit deutschen Buchen-Naturwaldreservaten und -Wirtschaftswäldern. Cuvillier, Göttingen.
- Tabaku, V & Meyer, P. (1999): Lückenmuster albanischer und mitteleuropäischer Buchenwälder unterschiedlicher Nutzungsintensität. Forstarchiv 70, 87-97.
- Temesgen, H. & Gadow, K.v. (2004): Generalized height-diameter models – an application for major tree species in complex stands of interior British Columbia. Eur. J. Forest Res. 123, 45-51.
- Teuffel, K.Fv. (2003): Großkronige Buchen – ein Konzept zur Wertholzerzeugung? Berichte Freiburger Forstlicher Forschung, Heft 44.
- Trincado, G., VanderSchaaf, C.L. & Burkhart, H.E. (2007): Regional mixed-effects height-diameter models for loblolly pine (*Pinus taeda* L.) plantations. Eur. J. Forest Res. 126, 253-262.
- Unthelm, H (2000): Höhen- und Volumenzuwachs hat bei Fichte und Buche zugenommen. AFZ / Der Wald, 22, 1188-1193.
- Utschig, H. (2000): Wachstum vorherrschender Buchen in Abhängigkeit von Standort und Behandlung. Forst u. Holz 55, 44-50.
- Utschig, H. & Küsters, E. (2003): Wachstumsreaktionen der Buche (*Fagus sylvatica* (L.)) auf Durchforstungen – 130-jährige Beobachtung des Durchforstungsversuches Elmstein 20. Forstw. Cb.I 122, 389-409.

- 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.
- Vanclay, J.K. (1992): Assessing site productivity in tropical moist forests. *For. Ecol. Manage.* 54, 257-287.
- Weckesser, M., Schmidt, J.E.U., Meyer, P., Unkrieg, W. & Krüger, A.W.v. (2006): Der Naturwald Bruchberg im Nationalpark Harz - Vegetation, Waldstruktur und Arthropodenfauna. *Schriften der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt*, Bd. 141. J.D Sauerländer's, Frankfurt a.M.
- Westpahl, C. (2001): Theoretische Gedanken und beispielhafte Untersuchungen zur Naturnähe von Wäldern im Staatlichen Forstamt Sellhorn (Naturschutzgebiet Lüneburger Heide). *FZW, Reihe A*, Bd. 174.
- Westpahl, C, Tremer, N., Oheimb, G.v., Hansen, J., Gadow, K.v. & Härdtle, W. (2006): Is the reverse J-shaped diameter distribution universally applicable in European virgin beech forests? *For. Ecol. Manage.* 223, 75-83.
- West, P.W. (1982): Comparison of stand density measures in even-aged regrowth Eucalypt forest of southern Tasmania. *Can. J. of For. Res.* 13, 22-31.
- West, B, Welch, K.B. & Galecki, A.T. (2007): *Linear Mixed Models: A Practical Guide Using Statistical Software*. Chapman & Hall, London, New York.
- White, P.S. & Pickett, S.T.A. (1985): Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. In (Pickett & White (eds.): *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*, Academic Press, Orlando FL, US., 3-13.
- Wiedemann, E. (1932): Die Rotbuche 1931. *Mitt. a. Forstw. u. Forstwiss.* 3, 96-201.
- Winkel, G. & Volz, K.-R. 2003: *Naturschutz und Forstwirtschaft. Kriterienkatalog zur guten fachlichen Praxis. Angewandte Landschaftsökologie* 52.

- Winter, S. (2005): Ermittlung von Struktur-Indikatoren zur Abschätzung des Einflusses forstlicher Bewirtschaftung auf die Biozönosen von Tiefland-Buchenwäldern. Dissertation Technische Universität Dresden.
- Winter, S., Flade, M., Schumacher, H., Kerstan, E., Möller, G. (2005): The importance of near-natural stand structures for the biocoenosis of lowland beech forests. In: Commarmot, B. (ed.): Natural Forests in the Temperate Zone of Europe: biological, social and economic aspects. For. Snow Landsc. Res. 79 (1/2), 127-144.
- Wood, S.N., 2006. Generalized Additive Models. An Introduction with R. Chapman & Hall/CRC Boca Raton, London, New York.
- Zuur A.F., Ieno E.N. & Smith G.M. (2007): Analysing Ecological Data. Springer, New York.
- Zuur A.F., Ieno E.N., Walker, N., Saveliev, P. & Smith G.M. (2009): Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. Springer, New York. (in press, the book will be published in March 2009). URL <http://www.highstat.com>

Teilprojekt 4.2 Waldverjüngung und Verbiss

von Hermann Ellenberg¹, Andreas Fichtner² und Jeanine Wagner³



Abb: Ritzerau November 1991 – 12 x 12 m Zäunungsfläche - Paarvergleich

Olaf Kühnast und Dr. Lutz Fähser im November 1991 vor einer seit Anfang Mai 1991 eingezäunten Naturverjüngung aus Buche und Esche im nordwestlichen Ritzerauer Forst. Eine Zaunstütze ist rechts der Bildmitte deutlich, davor im Vordergrund ein kleiner Eckpfosten zur Markierung der ungezäunten Vergleichsfläche. - Hinter dem Zaun konnte die beim Wild Verbiss-beliebte Esche, im Frühjahr genauso stark verbissen wie auf der ungezäunten Vergleichsfläche, vital weiterwachsen und trägt Anfang November noch grünes Laub. Auf der Vergleichsfläche im Vordergrund stehen Eschen (zwischen den Buchen) genauso dicht wie hinter dem Zaun, unterlagen aber über das Sommerhalbjahr intensivem Verbiss. Ihre übrig gebliebenen Blätter sind gelblich grün und zeigen damit Nährstoffmangel an. Dazwischen stehen - mit braunen Blättern - kaum verbissene Buchen, auch im Zaun! (Foto: H.Ellenberg)

¹PD Dr. Hermann Ellenberg, Ansverusweg 10, 23909 Ratzeburg,
mail: gundelberg@t-online.de

²Dipl.biol. Andreas Fichtner, Ökologiezentrum, Universität Kiel, Olshausenstr. 40, 24118 Kiel,
mail: afichtner@ecology.uni-kiel.de

³Jeanine Wagner, Ökologiezentrum, Universität Kiel, Olshausenstr. 40, 24118 Kiel,
mail: jwagner@ecology.uni-kiel.de

4.2 Waldverjüngung und Verbiss

4.2.1. Einführung

Alle großen Bäume gingen durch ein Stadium, in dem sie nur wenige Zentimeter bis Dezimeter hoch waren. In diesem Zustand unterliegen sie ganz anderen ökologischen Bedingungen als im erwachsenen Alter: Sie leiden z.B. unter der Beschattung durch größere Individuen, viele unterliegen in der Konkurrenz um Licht, die Energiequelle der grünen Pflanzen. Auch in der Konkurrenz um Wasser und Nährstoffe bestehen nur wenige der Tausende von Individuen, die aus den Samen aufkeimten. Hohe Luftfeuchte und reduzierte Luftbewegung in den bodennahen Schichten verbessern die Lebensbedingungen für Mikroorganismen und Pilze, die oft Keimlinge und Jungpflanzen befallen - wenn sie nicht schon die Samen ausgeschaltet haben. Weitere Gefährdungsfaktoren für junge Bäumchen sind u.a. Schneckenfraß und dann im Dezimeter-Bereich Verbiss durch wildlebende Tiere, namentlich Rehe, Hirsche und zum Teil auch durch Mäuse, Kaninchen und Hasen. Rinde kann als Nahrung abgenagt oder „geschält“ werden, was wiederum Mikroorganismen Infektionswege öffnet und z.B. zu Verpilzungen führen kann, die die Wasserversorgung des wachsenden Baumes unterbinden oder seine Standfestigkeit schwächen. Auch das „Fegen“ des Bastes von den ausgewachsenen Geweihen der Rehe und Hirsche, sowie das „Schagen“ der reifen Geweihe an jungen Bäumen führt zu ähnlichen Beeinträchtigungen. Vom Schälen und Schlagen abgesehen dominiert erst in Höhen von über ca. 2 m wieder Konkurrenz um Licht, Wasser und Nährstoffe die weitere Entwicklung der Bäume.

Dies sind alles natürliche Vorgänge. Sie gehören zum Wald. Auch Fegen, Schlagen und - selbstverständlich - Verbiss sind normales Verhalten des Wildes. Sie werden - auch von Forstleuten - toleriert. In welchem Ausmaß? Das ist die Frage. - Hier existieren unter Forstleuten noch keine ausreichend präzisen Vorstellungen, um im Anblick einer Verjüngung verlässlich sagen zu können, ob sie „reicht“, um definierte forstliche Ziele zu erreichen. „Erfahrung“ und „Dafürhalten“ leiten die Urteile. In extremen Fällen treffen sie zweifellos zu. Sind aber 350 junge Buchen pro Hektar in Höhen von 1,5 bis 3,0 m für eine erfolgreiche Naturverjüngung ausreichend? Oder müssen es 2.000/ha sein? Sind 250/ha stark verbissene Bergahorne ausreichend für eine gewollte Beimischung von Edellaubholz zu den Buchen? Elf Eschen, zwei Kirschen und eine Ulme pro Hektar in der benannten Höhenklasse scheinen mir eindeutig zu wenig für eine zukünftige, beerntbare Beimischung. - In diesem Kontext stehen „Aufgaben“ an für Forstleute, nicht nur im Hinblick auf ihre eigene

Zielbestimmung, sondern auch für eine sachgerechte Auseinandersetzung mit Jägern und der breiteren Öffentlichkeit.

Unsere Aufgabe im vorliegenden Beitrag besteht nur in der Beschreibung der vorhandenen Verjüngung in neun Forstorten des Stadtwaldes Lübeck, die im nördlichen Teil des Kreises Herzogtum Lauenburg liegen. Es handelt sich um 7 Wirtschaftswaldflächen (MFN mit forstlicher Nutzung) sowie das Naturschutzgebiet (NSG) Hevenbruch (seit mehr als 12 Jahren ohne forstliche Nutzung - OFN-12) und den Schattiner Zuschlag (er liegt im westlichsten Mecklenburg, wenige km nordöstlich des Ratzeburger Sees und ist seit mehr als 50 Jahren forstlich nicht mehr genutzt - OFN-50). Die Wirtschaftswälder werden seit 1994 nach Vorgaben des „Lübecker Modells“ behandelt. Behlendorfer Forst, Berkenstrücken, Hägesahl-Ohlenwegen, Riepenholz und Trammer Stubben sind jagdlich verpachtet. Für die Albsfelder Tannen und das Ritzerauer Hauptrevier hat der Stadtwald selbst die jagdliche Regie. Das gilt auch für das NSG Hevenbruch (OFN-12). Der Schattiner Zuschlag ist kleiner als die Mindestgröße einer Eigenjagd (75 ha) und muss deshalb jagdlich verpachtet werden.

Unsere Fragen lauten vor dem skizzierten Hintergrund: Welche Baumarten kommen an? Mit wie vielen Individuen? Welche Baumarten „kommen durch“, erreichen Höhen zwischen 160 und 320 cm (s.u.)? Mit wie vielen Individuen? Wie stark sind sie verbissen? Oder präziser: Wie groß ist der Verbiss in den definierten Höhenklassen (1 bis 5, s.u.)?

4.2.2 Problematik und Durchführung der Verbiss-Untersuchung

4.2.2.1 Heterogenität der Standorte und der Verjüngung

Die von uns hier untersuchten Wälder fußen auf Böden, die sich in der Jungmoräne seit gut 10.000 Jahren entwickelt haben. Solche Moränenböden können kleinräumig, im Bereich von wenigen bis einigen Dutzend Metern sehr heterogen zusammengesetzt sein, weil bei der Ablagerung des Gletscherschutts und der Umlagerung mit dem (Schmelz-)Wasser Ton, Schluff, Sand und Kies unsortiert bzw. nur teilweise sortiert deponiert wurden. Nasse und weniger feuchte bis hin zu Wasser-durchlässigen Standorten liegen oft nahe benachbart. Großräumig, im Maßstab von Kilometern wiederholen sich allerdings die Standortbedingungen. - Auch die Verteilung der jungen Bäumchen selbst ist erfahrungsgemäß oft sehr uneinheitlich. Ohne aufwändigere Untersuchungen lassen sich für Vorkommen oder Fehlen von Verjüngung die Ursachen nur selten leicht ansprechen, so dass wir hier von „Zufällen“ ausgehen. - Ein tendenziöser Bearbeiter könnte bei solchen Bedingungen durch einen oder

wenige Schritte „zur Seite“ „systematische Fehler“ in eine Erhebung der Verjüngungssituation und namentlich ihrer Verbissbelastung einbringen. Letztere nämlich scheint im Maßstab von Metern ihrerseits „zufälligen“ Ereignissen ausgesetzt zu sein.

4.2.2.2 Objektive Beschreibung der Verjüngung

Angesichts der skizzierten Situation muss bei der Geländearbeit eine Methodik eingesetzt werden, die eine willkürliche oder unwillkürliche „einseitige“ Beeinflussung der Ergebnisse so weit wie möglich ausschaltet - nicht nur um möglicher Kritik aus der Jägerschaft vorzubeugen. Unser Vorgehen sei deshalb hier etwas ausführlicher beschrieben (s.u.). Wir gliedern bei der Aufnahme der Verjüngung die Bäumchen nach Art und Höhenklasse, halten für jedes Individuum den Verbiss fest. Dabei wird differenziert nach Verbiss durch Mäuse, Hasen/Kaninchen und durch Rehe und Hirsche. „Frischer“ Verbiss erfolgte im Verlauf der letzten ca. zwei Monate. Er ist erkennbar an den meist noch weißen Abrissstellen, wo das Holz der Triebe freigelegt wurde. „Alter“ Verbiss wird bis zu zwei Jahren rückblickend berücksichtigt. Hier ist die Verbissstelle selbst bereits verwittert und setzt sich farblich kaum noch von der Rinde des verbissenen Triebes ab. Wir verwenden lange, schmale Probeflächen („Streifen“, „Transekte“), die wir nach einem Zufallssystem in vom zuständigen Förster am Schreibtisch als „verjüngungsrelevant“ definierte Flächen legen. Jahreszeitlich liegt die Geländearbeit zwischen dem Ende des Winters und dem Ergrünen des Laubes, etwa von Mitte März bis in die ersten Tage des Mai.

4.2.2.2.1 Höhenklassen

Die Erfahrung zeigt, dass Verbiss an der Verjüngung in Bezug auf die Höhe über dem Erdboden unterschiedlich verteilt ist. Am stärksten verbissen sind junge Bäumchen in „bequemer“ Höhe, also dort, wo normalerweise das Reh sein Haupt trägt. Niedrig am Boden, besonders dann, wenn sie eingesprengt sind zwischen z.B. Knöchel-hohen Blaubeeren, werden junge Bäumchen deutlich seltener abgeäst als in Knie-Höhe. Auch oberhalb von etwa 80 cm geht der Anteil verbissener Individuen wieder erkennbar zurück. Wir definieren darum die Höhenklassen wie folgt:

Höhenklasse 1	=	unter 20 cm
Höhenklasse 2	=	20 - 40 cm
Höhenklasse 3	=	40 - 80 cm
Höhenklasse 4	=	80 - 160 cm

Höhenklasse 5 = 160 - 320 cm.

Dabei lassen wir die Höhenklassen bewusst in einer „geometrischen“ Folge zunehmen.

- Rehe erreichen bei der Nahrungsaufnahme selten mehr als etwa 130 cm Höhe, Damwild und Rotwild kaum über 160 bis 170 cm. „Dem Verbiss entwachsen“ ist deshalb die „Höhenklasse 5“. Sie wird oben entsprechend der geometrischen Folge auf 320 cm begrenzt, um hier keine „Überbetonung“ zu verursachen. Höchster Verbissdruck liegt auf der Höhenklasse 3 (H3), geringster auf H1. Das führt dazu, dass dem „Ankommen“ der Verjüngung der verschiedenen Baumarten relativ wenig entgegensteht.

4.2.2.2 Verbiss-Definition

„Verbiss“ ist das Ergebnis des Abbeißen von Zweigspitzen bzw. Triebachsen von Bäumchen durch Tiere. Auch die Tätigkeit selbst wird als „Verbiss“ bezeichnet, falls nicht das Wort „Verbeißen“ gewählt wird. Verbeißende Wildtiere in der Fauna Mitteleuropas sind Wühlmäuse und Hasenartige sowie Hirschartige und Hornträger - letztere kommen wild (vom Muffelwild abgesehen) nur im Gebirge vor. Verbiss durch Wühlmäuse kann in einer vergrasteten Verjüngung z.B. auf Kahlschlägen durchaus von Bedeutung sein. Solche Verhältnisse fehlen jedoch im Stadtwald Lübeck. Kaninchen kommen ebenfalls nur ausnahmsweise vor. Somit reduzieren sich die Verbiss verursachenden Arten auf Hasen, Rehe, Dam- und Rotwild.

Hasen-Verbiss lässt sich gut von dem durch die anderen Arten verursachten unterscheiden. Nur selten werden Bäumchen oberhalb von 40 cm Höhe abgebissen. Der Biss selbst ist wie mit dem Messer geschnitten, schräge zur Triebachse und glattrandig. Im Gegensatz dazu bleibt die Verbissspur durch Schalenwild mehr oder weniger quer zur Triebachse und rauhrandig, oft zerfasert wirkend. Den Wiederkäuern fehlen die oberen Schneidezähne. Sie nehmen deshalb den Zweig meist quer zwischen die Praemolaren und reißen ihn mit einer seitlichen ruckartigen Kopfbewegung ab. Verbiss durch Rehwild lässt sich am einzelnen Objekt nicht sicher von dem durch Rot- oder Damwild unterscheiden. Rehe nehmen oft dünnere Triebe als Hirsche und in niedrigerer Höhe, außerdem verursachen sie selten „flächige“ Fraßbilder, sondern nehmen einzelne Triebe, mal hier, mal da. Man spricht vom „naschhaften“ Reh. Bei auf mehreren Quadratmetern „herunter geweideten“ Verjüngungen waren fast immer Hirsche die Ursache. Sie treten in größeren und dichter Gruppen (Rudeln) auf als Rehe, die in der Regel in lockeren Kleingruppen (Sprünge) äsen. Dabei sind z.B. Ricken und ihre Kitze oft viele Meter voneinander getrennt. Rehe erreichen beim Verbeißen Höhen von kaum mehr als 130 cm, während Dam- und Rotwild bis in etwa 160

cm Höhe Zweige verbeißen, namentlich herabhängende von unten. Nicht selten entstehen auf diese Weise „Fraßlinien“, die die weitgehend vegetationslos geästen Freiräume bodenparallel nach oben begrenzen. An ihrer „Höhenlage“ kann man leicht erkennen, von welcher Art sie verursacht wurden, meist von Rot- oder Damwild. Fraßlinien erkennt man am besten durch „in die Hocke gehen“. Wenn man dann weiter durch den Wald sehen kann als im Stehen, kann es sich um eine Fraßlinie handeln.

In der vorliegenden Arbeit wurde nur unterschieden zwischen Verbiss durch Hasen und dem durch Schalenwild bei aufwachsenden Jungbäumchen.

4.2.2.2.3 Festlegung und Untersuchung der Probeflächen

Angesichts der oben erwähnten Heterogenität in der Verteilung der Verjüngung in den bearbeiteten Wäldern scheint es vernünftig, lange, schmale Untersuchungsflächen vor kreisrunden oder kompakt rechteckigen zu bevorzugen. Solche „Streifen“ oder „Transekte“ treffen (bei „gleicher“ Fläche) mit größerer Wahrscheinlichkeit auf die kleinräumig unterschiedlichen Bedingungen als „Kreise“ oder „Quadrate“: Um willkürlicher oder unwillkürlicher Beeinflussung der Probeflächenfestlegung möglichst auszuweichen, haben wir Lage und Richtung der „Streifen“ nach einem Zufallssystem definiert (s.u.) Zuvor umriss der zuständige Förster auf einem Messtischblatt (1:25.000) großzügig die aus seiner intimen Kenntnis der Wälder als „verjüngungsrelevant“ zu benennenden Flächen. Auf diese Weise wurden Waldteile aus der Verbissuntersuchung ausgeklammert, in denen wir uns wegen bereits gelungener Verjüngung oder wegen dicht schließender Entwicklungsphasen (z.B. Stangenholz) nur unnötig Arbeit gemacht hätten.

Die Ausscheidung solcher verjüngungsrelevanter Flächen ist in Altersklassenwäldern zwanglos möglich, in Urwäldern nicht sinnvoll und in den „Naturwäldern“ Hevenbruch (OFN-12) und Schattiner Zuschlag (OFN-50) nicht einfach, weil bei dem dort überwiegend dicht gewordenen Kronenschluss Verjüngung durch starke Beschattung ohnehin Schwierigkeiten hat. Wir verteilten in OFN-12 und OFN-50 unsere „Streifen“ im Prinzip über die ganze Fläche und bezogen offensichtliche Verjüngungsgebiete bevorzugt mit ein. Im Vergleich zu den Wirtschaftswäldern untersuchten wir deshalb in den nicht mehr bewirtschafteten Wäldern die doppelte Anzahl an Streifen, 20 anstatt 10 (s.u.).

Die Probeflächen selbst legten wir nach einem dreifach gestaffelten Zufallssystem fest, so dass wir keinen Einfluss auf die konkrete Lage der Streifen nehmen konnten:

- Ein Zufallsgenerator gab uns eine erste Zufallszahl zwischen 1 und 360. Mittels eines Kompasses wurde die so benannte Himmelsrichtung angepeilt - und zwar von einem

Ausgangspunkt innerhalb oder am Rande der „verjüngungsrelevanten Fläche“, den wir zuvor willkürlich ausgewählt hatten nach Kriterien der leichten Wiederfindbarkeit: eine Wegegabelung, eine Brücke, ein großer Stein, ein auffälliger Baum, ein eingeschlagener Pflock, etc.

- Eine zweite Zufallszahl benannte den Abstand von diesem Ausgangspunkt (in Metern) in der vorgegebenen Richtung. Er wurde mit einem Maßband abgemessen. Diese zweite Zufallszahl sollte aus praktischen Erwägungen größer als 20 aber kleiner als 100 sein. Auf diese Weise wurde der „Anfangspunkt“ der Probefläche bestimmt.
- Die dritte Zufallszahl ergab - zwischen 1 und 360 - erneut eine Richtung und damit die Lage des Probestreifens. Dieser sollte 20 m lang und 2 m breit sein, also 40 m² enthalten. Der so festgelegte Streifen wurde mittels des Maßbandes „fixiert“. Ein zeitaufwändiges „Einmessen“ von Basislinien und Probeflächen konnte auf diese Weise entfallen.

Auf den wie beschrieben festgelegten „Streifen“ wurden alle vorkommenden Bäumchen zwischen „unter 20“ und „160 bis 320 cm“ Höhe (s.o.) mittels eines vorbereiteten Stabes mit Höhenmarkierungen eingestuft, die Art angesprochen und der Verbiss beurteilt: Kein Verbiss, „frischer“ Verbiss, „alter“ Verbiss, durch Hasen, durch Schalenwild. Verbiss traf in den Höhenklassen 1 bis 3 (bis 80 cm) fast ausnahmslos die Hauptachse des Stämmchens, oft - nach Verbiss in zurückliegenden Jahren - eine sekundäre Hauptachse, nicht selten in wiederholtem Maße. Verbiss an peripheren Zweigen haben wir nicht mitprotokolliert. Er kam in H4 und H5 nicht selten vor. „Alter“ Verbiss an der Hauptachse wurde bis zwei Jahre zurück berücksichtigt. - In der Praxis bewährten sich zwei 1 m lange Stäbe, die rechtwinkelig zum zentral liegenden Maßband Teilflächen abgrenzen konnten. Wir protokollierten jeweils separat die ersten und die zweiten 2 m-Teilstücke, dann ein 4 m-Teilstück sowie den „Rest“ (bis 20 m), das gleiche auf der gegenüberliegenden Seite des Maßbandes. Es bewährte sich der Einsatz von jeweils zwei Personen für die Geländearbeit: eine für das Messen und Ansprechen der Bäumchen, die zweite für das Protokollieren auf vorbereiteten Strichlisten. Die Hilfe einer „zweiten Person“ ist auch beim Einpeilen und Abmessen nützlich, sie gibt außerdem subjektive Sicherheit im Gelände. - Durch die Benutzung eines Diktiergerätes wird kaum Zeit eingespart, weil das Abhören der Befunde und das Nachprotokollieren am Schreibtisch viel Zeit erfordert, und weil es erfahrungsgemäß im „Alleingang“ unerwartet viele Fehler produziert, die in der Gruppe im Gelände durch Nachfragen direkt ausgemerzt werden.

Der Zeitaufwand für die Geländearbeit zwischen Mitte März und Anfang Mai 2007 betrug etwa je 12 bis 15 Minuten pro Transekt für die Festlegung des „Streifens“ und im Mittel je eine knappe Stunde für die Aufnahme von Verjüngung und Verbiss. Das Ziel waren je 10 bearbeitete Verbiss-Streifen pro Forstort, weil es sich erwiesen hat, dass sich der Anteil verbissener Jungbäumchen an der Gesamtzahl erfasster Bäumchen ab etwa 7 bis 8 bearbeiteten „Streifen“ stabilisiert, oft schon früher. Seltener Baumarten sind bei solchem Vorgehen nur grob einzustufen, häufigere auf weniger als 10% genau (oft genauer als 5%), trotz der angesprochenen Heterogenität in der Verteilung von Verjüngung und Verbiss. Diese Zusammenhänge wurden bei früheren Untersuchungen explizite ausgetestet (Kühnast und Ellenberg 1991, 1992). Vier bis maximal acht Streifen pro Tag waren zu schaffen, d.h. man konnte sich - im Spätwinter/Vorfrühling - auf geeignete Witterung konzentrieren - bei 6 Streifen pro Tag sind das 19 Arbeitstage im Gelände.

Jeanine Wagner wurde von Hermann Ellenberg drei Tage lang in die Methodik eingeführt und begleitet, wobei 19 Streifen bearbeitet werden konnten. Sie führte dann die Arbeiten mit verschiedenen Helfern selbständig durch und strebte mit diesem Einsatz eine Master-Arbeit an der Universität Kiel an (Betreuer: PD Dr. Joachim Schrautzer, Ökologiezentrum). Sie erkrankte im Winter 2007/2008 und brachte deshalb die Arbeit nicht zum Abschluss. Die hinterlassenen Daten, bereits computerfähig aufbereitet, wurden von Ellenberg schriftlich ausgewertet und mit Hilfe von Andreas Fichtner mittels Computer in Grafiken und diverse thematische Teil-Tabellen verarbeitet. Fichtner erstellte auch das Modell für die statischen Analysen und führte die entsprechenden Rechnungen aus. Ellenberg nahm im Frühjahr 2008 im Hevenbruch (OFN-12) und im Schattiner Zuschlag (OFN-50) weitere 10 bzw. 9 Verbiss-Streifen auf, deren Ergebnisse von Fichtner in den Datenpool integriert wurden. Sie sollten die Datenlage für Vergleiche mit den Wirtschaftswäldern vertiefen.

4.2.3. Ergebnisse

Neun Forstorte südlich von Lübeck wurden in den Jahren 2007 (93 „Streifen“) und 2008 (10 „Streifen“ Im Hevenbruch, 9 „Streifen“ im Schattiner Zuschlag) nach oben beschriebener Methode auf ihre Verjüngungsdichte (Individuen pro Hektar) und ihre Verbissbelastung (Anteil an der Hauptachse, verbissene Individuen, 100% = alle erfassten Individuen pro Klasse) untersucht. Auf 112 Transekten („Streifen“) wurden 18887 junge Bäumchen/ Gehölze aus 28 Arten angesprochen, die sich auf 5 Höhenklassen verteilten (kleiner 20, 20-40, 40-80, 80-160, 160-320 cm; siehe Tabelle 1).

Tabelle 1: Individuenzahlen differenziert nach Gehölzart und Höhenklasse über alle neun Forstorte. Jeweils erste Zahl „Gesamtsumme“, zweite Zahl „davon am Haupttrieb verbissen“.

Gehölzart	Höhenklasse						Gehölzart
	1	2	3	4	5	Summe	
Fagus sylvatica	2434 377	1454 671	1262 709	689 387	170 76	6009 2220	Buche
Acer pseudoplatanus	1723 816	1965 1721	1172 1131	375 362	131 111	5366 4141	Bergahorn
Fraxinus excelsior	2758 305	1033 909	743 732	108 106	6 6	4648 2058	Esche
Carpinus betulus	624 220	511 370	390 306	105 78	6 2	1636 976	Hainbuche
Quercus robur	373 71	63 40	1 1	- -	- -	473 112	(Stiel-)Eiche
Euonymus europaea	116 71	80 72	18 18	5 5	- -	219 166	Pfaffenhütchen
Acer platanoides	109 38	4 4	- -	- -	- -	113 42	Spitzahorn
Picea abies	24 3	16 1	16 1	3 0	6 0	65 5	Fichte
Ulmus glabra	27 7	31 31	6 6	- -	- -	64 44	Bergulme
Prunus avium	49 9	8 3	- -	- -	1 0	58 12	(Vogel-)Kirsche
Crataegus spec.	34 4	12 8	3 3	5 5	3 2	57 22	Rotdorn
Corylus avellana	6 2	18 13	13 5	6 0	- -	43 20	Hasel
Acer campestre	33 10	1 1	3 3	- -	- -	37 14	Feldahorn
Sorbus aucuparia	13 10	10 10	6 5	3 2	2 1	34 28	Eberesche
Quercus rubra	26 6	4 1	- -	- -	- -	30 7	Roteiche
Sambucus nigra	6 5	9 6	3 3	4 4	2 1	24 19	Holunder
Prunus padus	1 0	1 1	8 0	- -	- -	10 1	Traubenkirsche
Ribes nigrum	1 0	2 0	5 0	- -	- -	8 0	Schwarze Johannisbeere

Populus tremula	1 1	5 5	1 1	- -	- -	7 7	Zitterpappel
Ilex aquifolium	- -	- -	1 1	2 0	1 0	4 1	Stechpalme
Rosa spec.(canina?)	- -	1 1	3 3	- -	- -	4 4	(Hunds-?)Rose
Frangula alnus	- -	- -	- -	1 0	3 0	4 0	Faulbaum
Prunus serotina	- -	- -	- -	4 0	- -	4 0	Spätblühende Traubenkirsche
Alnus glutinosa	- -	- -	- -	2 0	- -	2 0	(Rot-)Erle
Summe	8360 1955	5228 3868	3656 2929	1312 949	331 199	18887 9900	

Außerdem: Aesculus hippocastanum H1- 1x, unverb. (Rosskastanie); Larix spec. H1- 1x, unverb. (Lärche); Prunus spinosa H3- 1x, verbissen (Schlehe); Pseudotsuga menziesii H3- 1x, unverb. (Douglasie).

Von den 18887 Bäumchen waren 9900 (das sind 48%) nicht verbissen, weitaus die meisten in H1; 331 Bäumchen erreichten die Höhenklasse 5 (160-320 cm) und waren damit dem Verbiss entwachsen - wenn auch zum Teil mit deutlichen Verbißsspuren („alter“ Verbiss). Von ihnen waren 170 Individuen Buchen, 131 Bergahorne, je 6 Eschen, Hainbuchen und Fichten, je 3 Faulbaum und Rotdorn, je 2 Eberesche und Holunder sowie je 1 Vogelkirsche und Stechpalme (Ilex), zusammen also 11 von 28 Arten bzw. 24 Arten, die mit mehr als einem Individuum erfasst waren. - Die Buchen waren zu gut einem Drittel, alle anderen Arten außer Faulbaum und Fichte stark verbissen. Das Ergebnis spricht dafür, dass auch in den Lüb'schen Wäldern ein Waldbau, der auf Buchen und Fichten setzt, unter Schwierigkeiten durch Verbiss nur wenig leiden würde - wie in vielen anderen Revieren Mitteleuropas seit Jahrzehnten. Bergahorn, Esche und die übrigen Arten waren dagegen stark bis total verbissen, weitere Arten (siehe Tabelle 1) schon in niedrigeren Höhenklassen ausgefallen. Zu letzteren gehören u.a. Eichen, Kirschen, Ulmen, Feld- und Spitzahorne. Ein mit diesen Edellaubhölzern angereicherter Buchenwald - wie er wohl auf den meisten untersuchten Standorten wachsen könnte - wird sich deshalb bei anhaltendem Verbiss nicht in forstökonomisch ausreichendem Maße entwickeln.

Ein „Gradient“ parallel zur Nutzungsintensität der Wälder (OFN-50, OFN-12, MFN) zeichnete sich in der **Verjüngungsdichte** deutlich ab: in der Höhenklasse 1 (kleiner als 20 cm, H1) kam im Schattiner Zuschlag (OFN-50) mit ca. 24.000 jungen Bäumchen pro Hektar (alle Arten) deutlich mehr Verjüngung an als im Hevenbruch (OFN-12) mit ca. 20.660. In den 7 untersuchten Wirtschaftswäldern waren mit im Mittel 16.620/ha noch weniger junge Bäumchen vorhanden. Die Anzahl der Bäumchen nahm mit der Höhe jeweils stetig ab - aber „in umgekehrter Geschwindigkeit“ (Tabelle 2):

Tabelle 2: Verjüngungsdichte (Individuen pro Hektar) in drei Waldtypen unterschiedlicher Nutzungsintensität: Schattiner Zuschlag - seit mehr als 50 Jahren ohne forstliche Nutzung (OFN-50), NSG Hevenbruch - seit mehr als 12 Jahren ohne forstliche Nutzung (OFN-12) und Wirtschaftswald (7 Forstorte, bewirtschaftet seit 1994 nach dem „Lübecker Modell“). Angaben in Prozent.

	Höhenklasse				
	1	2	3	4	5
OFN - 50	24000 = 100 %	33,9	22,8	5,5	0,2
OFN - 12	20662 = 100%	52,7	32,5	14,8	7,0
MFN	16624 = 100%	79,3	56,0	20,1	1,6

Die Zahlen nehmen im Schattiner Zuschlag (OFN-50) mit wachsender Höhenklasse viel schneller ab - und auf ein deutlich tieferes Niveau in H5 - als im Hevenbruch (OFN-12). Die Wirtschaftswälder fielen durch ungewöhnlich hohe Verjüngungsdichten in H2 und H3 (und wohl auch in H4) auf. - Entweder waren hier in der niedrigsten Höhenklasse (H1) auffällig viele Individuen schon vor der Erfassung durch uns „spurlos“ ausgefallen, oder es gab „Verjüngungsschübe“, die sich - für uns „noch“ erfassbar - in den höheren Klassen (H2, H3, H4) manifestierten. Solche Verjüngungsschübe sind denkbar und nicht unwahrscheinlich als Reaktion auf die Öffnung des Kronendaches durch forstliche Eingriffe, die wohl bereits vor einigen Jahren erfolgt waren und durch den deshalb verbesserten Lichtgenuss. - Die Menge an überlebender Verjüngung scheint somit wesentlich durch das in Bodennähe verfügbare Licht gesteuert zu werden. Die Verjüngungsdichte in H1 ist wahrscheinlich nicht nur vom Grad des Kronenschlusses abhängig, sondern reagiert zusätzlich auf das Ausmaß der Beschattung in der Kraut- und Strauchschicht (H2 bis H5).

Der Anteil unverbissener Bäumchen in H1 war mit 83,8% am größten im Hevenbruch (OFN-12), mit 76,8% deutlich geringer im Schattiner Zuschlag (OFN-50) und mit 74,0% noch etwas kleiner im Wirtschaftswald (MFN). In OFN-12 blieben - relativ zur Anzahl in H1 vorhandener Individuen - 3,7% unverbissene Bäumchen, die dem Verbiss entwachsen waren (H5). Das ist deutlich mehr als im MFN (1,6%) und weitaus mehr als im OFN-50 (0,1%). OFN-12, der Hevenbruch (OFN-12), wird durch das Forstamt und seine Helfer selbst bejagt (Regiejagd). OFN-50 ist Teil einer verpachteten Gemeinschaftsjagd (Pachtjagd). Anscheinend nimmt die Organisation der Bejagung (Regiejagd - Pachtjagd) maßgeblichen Einfluss auf den Verbissgrad. Wir haben deshalb geprüft, ob sich auch im Wirtschaftswald (MFN) Unterschiede abzeichnen zwischen Regie- und Pachtjagd. Die 7 Wirtschaftswälder wurden in 5 jagdlich verpachtete und 2 in Eigenregie bejagte Gebiete getrennt: Behlendorfer Forst,

Berkenstrücken, Hägesahl/Ohlenwegen, Riepenholz und Trammer Stubben contra Albsfelder Tannen und Ritzerauer Hauptrevier, 52 contra 20 „Streifen“. In MFN-Pachtjagd wurden auf 52 „Streifen“ zusammen 9834 Bäumchen in 5 Höhenklassen aufgenommen. Sie verteilen sich auf insgesamt 18 Arten. - In MFN-Regiejagd kamen auf 20 „Streifen“ 2604 Bäumchen in 13 Arten zusammen. - Der Vollständigkeit halber seien auch die Daten für OFN erwähnt:

In OFN-12 - Regiejagd registrierten wir auf 20 Transekten 3421 Bäumchen in 13 Arten, und in OFN-50 - Pachtjagd waren es auf 20 „Streifen“ 3028 Bäumchen in 17 Arten.

Die Unterschiede im Verbissgrad sind auffällig (Tabelle 3).

Tabelle 3: Vergleich von Pacht¹- und Regiejagden² im Wirtschaftswald bezüglich Verjüngungsdichte (Individuen pro Hektar) und Verbissprozent (an der Hauptachse verbissene Individuen in Prozent der vorhandenen Individuen pro Höhenklasse).

	Höhenklasse				
	1	2	3	4	5
Pachtjagden	16587 31,3	15423 ³⁾ 77,4	10692 ³⁾ 87,1	3817 85,0	759 80,4
Regiejagden	16712 12,2	7338 44,8	5712 54,9	2113 55,0	675 27,8

¹⁾ Behlendorfer Forst, Berkenstrücken, Hägesahl/Ohlenwegen, Riepenholz, Trammer Stubben

²⁾ Albsfelder Tannen, Ritzerauer Hauptrevier

³⁾ Relativ überhöht u.a. durch ungewöhnlich reiche Bergahorn-Verjüngung in Hägesahl/Ohlenwegen und Riepenholz, in einem der vorhergegangenen Jahre.

Bei etwa gleicher Ausgangslage in der Verjüngungsdichte (H1) existiert bereits in dieser „unbequem niedrigen“ Höhenklasse in Pachtjagden ein gegenüber den Regiejagden gut zweieinhalbfach größerer Verbissdruck. In den höheren Höhenklassen erreicht das Verbissprozent in den Pachtjagden bei Weitem höhere Werte als in den Regiejagden. Diese Aussage gilt auch für die analysierbaren (genügend Individuen pro Höhenklasse) Baumarten Buche und Bergahorn, eingeschränkt für Esche und Eiche, und lässt sich bei der gegenwärtigen Datenlage nicht mehr statistisch differenzieren für Hainbuche und seltener registrierte Arten (Tabelle 4). - Die Aussagen wurden von Andreas Fichtner statistisch geprüft und für die Gesamtheit der Arten als hoch signifikant (p kleiner 0,001) befunden. Der Signifikanztest wird im Anhang dargestellt.

Tabelle 4: Vergleich von Verjüngungsdichte und Verbissprozent bei einigen wesentlichen Baumarten in Pacht- und Regiejagden (vergl. Tabelle 3)

Baumart	Individuen/ha		Verbissprozent	
	Pachtjagd	Regiejagd	Pachtjagd	Regiejagd
Buche – H1	6764	8025	39	14
H2	4375	4350	65	32
H3	3683	3462	70	55
H4	1918	1687	68	50
H5	288	562	64	39
Esche – H1	3101	3012 ¹⁾	21	14
H2	2455	1250	78	34
H3	2226	1262	91	99
H4	370	162	99	100
H5	24	-	100	-
Bergahorn – H1	4048	4800 ²⁾	59	22
H2	7043	1375	82	72
H3	4110	650	94	85
H4	1226	87	100	83
H5	413	-	96	-
Hainbuche – H1	1553	187 ³⁾	58	31
H2	1197	50	83	67
H3	534	125	89	100
H4	211	112	77	92
H5	19	-	50	-

¹⁾ Esche fehlt in den Albsfelder Tannen mangels Samenbäumen

²⁾ Bergahorn ist als Samenbaum in den Albsfelder Tannen sehr selten

³⁾ Hainbuche fehlt als Samenbaum in den Albsfelder Tannen fast ganz und ist im Ritzerauer Hauptrevier selten

Tabelle 5 zeigt die Verbissprozente für die einzelnen Reviere, gruppiert nach „verpachteten Jagden“ und „Regiejagden“ im Wirtschaftswald (MFN-P, MFN-R) sowie für die beiden nicht mehr bewirtschafteten Wälder (OFN-12-R, OFN-50-P). Berücksichtigt wurden hier die vier in Tabelle 4 behandelten Baumarten zuzüglich Eiche und Kirsche, die aus forst- und holzwirtschaftlicher Sicht besonders wertvoll, aber in der Verjüngung nicht häufig sind - und die nur ausnahmsweise höher als 40 cm werden (Tabelle 1). Sie fallen damit in der Verjüngung praktisch quantitativ aus. Bei Eiche spielt bei diesem Ausfall sicherlich Lichtmangel in den relativ „dunklen“ Lüb’schen Wäldern eine entscheidende Rolle. Kirsche verträgt mehr Beschattung als Eiche und kann notfalls jahrelang in „Wartestellung“ leben, bis durch eine Störung im Kronendach ausreichend Licht für eine zügige Weiterentwicklung fällt - sofern sie nicht vorher vom Wild, namentlich vom Reh, verbissen wird. Beide Arten gehören zu den beliebtesten Verbisspflanzen beim Rehwild (Ellenberg 1988, Klötzli 1963). In unseren „Weiser-Zäunen“ (über die im vorliegenden Betrag nicht näher berichtet wird, vergleiche aber

Kriebitzsch et al. 1999) wachsen jedoch beide Arten auf, Kirsche bei kritischen Lichtbedingungen deutlich besser als Eiche. Beide Arten werden von Vögeln, Eichelhäher bzw. Drosseln u.a. weit und effektiv verbreitet. Es ist schade um diese „Chancen“.

Tabelle 5: Verbiss-Prozent (jeweils alle Individuen der Art pro Gebiet in der jeweiligen Höhenklasse = 100%) für einige wenige Baumarten. Ein Minuszeichen bedeutet: Kein Individuum registriert.

Forstort	Art	Höhenklasse				
		1	2	3	4	5
Verpachtete Jagden (MFN-P)						
Behlendorf	Buche	36	69	74	60	44
	Esche	26	74	57	-	-
	Bergahorn	39	57	85	100	100
	Eiche	19	42	100	-	-
	Hainbuche	75	86	98	54	50
	Kirsche	50	-	-	-	-
Birkenstrücken	Buche	37	54	68	80	60
	Esche	50	-	-	-	-
	Bergahorn	78	100	-	100	-
	Eiche	57	-	-	-	-
	Hainbuche	27	63	85	-	-
	Kirsche	-	-	-	-	-
Hägesahl/Ohlenwegen	Buche	70	81	100	100	-
	Esche	5	81	99	100	100
	Bergahorn	62	86	96	100	94
	Eiche	25	100	-	-	-
	Hainbuche	73	70	-	-	-
	Kirsche	-	-	-	-	-
Riepenholz	Buche	40	56	49	38	40
	Esche	20	76	100	98	100
	Bergahorn	59	90	98	98	100
	Eiche	-	-	-	-	-
	Hainbuche	52	100	100	100	-
	Kirsche	-	-	-	-	-
Trammer Stubben	Buche	23	74	88	96	97
	Esche	9	89	100	-	-
	Bergahorn	58	100	100	-	100
	Eiche	-	-	-	-	-
	Hainbuche	42	89	67	100	-
	Kirsche	-	-	-	-	-
Regie – Jagden (MFN-R)						
Albsfelder Tannen	Buche	14	26	56	63	51
	Esche	-	-	-	-	-
	Bergahorn	39	100	-	-	-
	Eiche	-	-	-	-	-
	Hainbuche	0	0	-	-	-
	Kirsche	50	-	-	-	-
Ritzerauer Hauptrevier	Buche	15	39	54	17	0
	Esche	14	34	99	100	-
	Bergahorn	16	68	85	83	-
	Eiche	0	50	-	-	-
	Hainbuche	46	100	100	92	-
	Kirsche	0	0	-	-	-
Nicht mehr bewirtschaftete Wälder (OFN-12-R; OFN-50-P)						
Hevenbruch OFN-12-R (Regiejagd)	Buche	28	56	43	46	17

	Esche	39	87	89	100	100
	Bergahorn	33	82	98	91	64
	Eiche	6	30	-	-	-
	Hainbuche	78	56	100	100	0
	Kirsche	0	67	-	-	0
Schattiner Zuschlag OFN-50 (Pachtjagd)	Buche	25	40	82	66	17
	Esche	18	100	-	-	100
	Bergahorn	44	92	94	0	64
	Eiche	24	75	-	-	-
	Hainbuche	23	88	84	68	0
	Kirsche	9	25	-	-	-

Aus Tabelle 5 wird u.a. auch deutlich, wie heterogen die Verjüngung in den neun Wäldern verteilt ist: Esche z.B. fehlt in der Verjüngung eines der Wälder praktisch vollständig (Albsfelder Tannen). Dieser Wald ist eine „Erstaufforstung“ auf einem Binnensander in der Jungmoräne, der schon zur Bronzezeit landwirtschaftlich genutzt wurde und der bis vor gut 100 Jahren weitgehend verheidet war. Eichenverjüngung wurde in zwei der fünf MFN-P-Wälder und in einem der beiden MFN-R-Wälder nicht gefunden. Kirsche scheint in vier der fünf MFN-P-Wälder zu fehlen. Bergahorn ist in Berkenstrücken und in den Albsfelder Tannen mangels Samenbäumen in der Verjüngung viel seltener als in den anderen Wäldern.

Zu beachten ist bei den nach den Tabellen angestellten Vergleichen folgendes: es handelt sich nicht um eine zeitliche Entwicklung, in der aus den bei der Aufnahme erfassten niedrigen Bäumchen „unter 20 cm“ (die hier gleich 100% gesetzt wurden) die „dem Verbiss entwachsenen“ Bäumchen von „160-320 cm“ Höhe werden.

4.2.4 Exkurs: Hasen-Verbiss

Aus skeptischen Jägerkreisen wird erfahrungsgemäß gern auf Verbiss durch andere Arten als Schalenwild hingewiesen, namentlich auf Verbiss durch Hasen. Der Hintergrund solcher Hinweise ist durchsichtig: es soll „abgelenkt“ werden. Auf die „Qualität“ von Hasen-Verbiss wurde oben schon hingewiesen. Die Quantität soll hier thematisiert werden, zumal bisher „undifferenziert“ nur von „Verbiss“ die Rede war. Angesichts der hier dargestellten Daten halten wir diese „Pauschalangaben“ für vertretbar (s.u.).

An fünf Arten fanden wir Verbißsspuren, die nicht wie durch Schalenwild „gerupft“ aussahen, sondern deren schräger, glatter Schnitt für Hasen als Verursacher sprach (Tabelle 6):

Bergahorn, Hainbuche, Pfaffenhütchen, Buche und Esche. Außer bei Buche betraf Hasen-Verbiss nur vernachlässigbar wenige Individuen (Bereich weniger Promille). Etwa 88% der durch Hasen verbissenen Bäumchen waren Buchen - 4,4% der erfassten jungen Buchen in den durch Hasen-Verbiss betroffenen Höhenklasse 1 bis 3. Auch vom verbeißenden Hasen wird die für ihn bequeme Höhenstufe bevorzugt und zwar H2, zwischen 20 und 40 cm, das betrifft auch die selten verbissenen Arten. Hasen-Verbiss in H3 erfolgte in 17 von 18 Fällen zwischen 40 und 50 cm Höhe. Immerhin 8,7% der jungen Buchen zwischen 20 und 40 cm Höhe waren durch Hasen verbissen, 3,2% in H1, 1,7% in H3. Nur bei Hainbuche wurden in H2 mehr als 2% Hasen-Verbiss erreicht, alle anderen Quoten blieben unter 1%. - Hasen spielen als Verursacher einer Schädigung der Verjüngung durch Verbiss in den untersuchten Wäldern eine offensichtlich vernachlässigbare Rolle, selbst bei Buche, - die sich gut verjüngt und unter Verbiss durch Schalenwild weniger leidet als fast alle anderen Arten.

Tabelle 6: Durch Hasen verursachter Verbiss, Anzahl und Relation (alle Forstorte sind hier gemeinsam betrachtet - Daten aus 2007, erarbeitet durch Jeanine Wagner)

Baumart	Höhenklasse					Total
	1	2	3	4	5	
Bergahorn						
insgesamt erfasst	1492	1691	983	309	131	4606
davon Hasen-Verbiss	4	8	0	0	0	12
Hainbuche						
insgesamt erfasst	490	270	123	54	4	941
davon Hasen-Verbiss	2	6	0	0	0	8
Pfaffenhütchen						
insgesamt erfasst	98	62	16	5	0	181
davon Hasen-Verbiss	1	0	0	0	0	1
Esche						
insgesamt erfasst	2641	899	671	107	6	4324
davon Hasen-Verbiss	6	1	0	1(??)	0	8
Buche						
insgesamt erfasst	2313	1342	1089	542	150	5436
davon Hasen-Verbiss	74	117	18	0	0	209
5 Arten						
insgesamt erfasst	6984	4264	2882	1017	291	13488
davon Hasen-Verbiss	87	132	18	1 (?)	0	238

4.2.5 Fazit und Ausblick

In der Verjüngung von neun Forstorten wurden auf 112 „zufällig“ in verjüngungsrelevante Flächen gelegten Transekten zu je 40 m² 18887 junge Bäumchen in 28 verschiedenen Arten erfasst, davon 17 mit jeweils 10 und mehr Individuen. 9900 von ihnen waren an ihrer Hauptachse verbissen. 8360 Individuen waren zum Zeitpunkt der Untersuchung im zeitigen Frühjahr niedriger als 20 cm. Nur 331 waren mit 160 - 320 cm Höhe (H5) der Verbisszone entwachsen. - Umgerechnet auf die Flächeneinheit „1 Hektar“ waren dies über alle fünf Höhenklassen 42000 junge Bäumchen pro ha bzw. 4,2/m². „Durchgekommen“ bzw. dem Verbiss entwachsen (H5) sind ca. 750/ha, davon 39% stark verbissene Bergahorne und 51% wenig verbissene Buchen. Neun weitere Arten teilen sich die restlichen 10% der Individuen. Von ihnen sind Faulbaum, Ilex, Holunder, Rotdorn und Vogelbeere/Eberesche forstlich kaum von Bedeutung. Auf Esche, Hainbuche und Fichte entfallen je knapp 2%, auf Kirsche 3 Promille (vergl. Tabelle 1).

Die Baumarten reagieren unterschiedlich auf den Standort und auf den Verbissdruck. Sie sind beim Wild als Äsung offensichtlich auch unterschiedlich beliebt: Buche und Fichte unter den forstlich bedeutenden Arten z.B. vergleichsweise wenig, Ulme, Esche, die Ahorne, Eberesche, Kirsche, Eiche jedoch besonders. Baumarten sind auch in ihrer Jugend z.B. mehr oder weniger lichtbedürftig bzw. schattentolerant, sie vertragen u.a. Staunässe oder Trockenheit in verschiedenem Maße, sie sind Nährstoff-bedürftig oder Nährstoffmangel-tolerant...- Diese Ökofaktoren wurden in der vorliegenden Arbeit nicht explizite untersucht. Sie sind aber im Grundsatz bekannt (z.B. Ellenberg sen.: „Zeigerwerte“). Bei Licht- und Nährstoffmangel, z.B., bleiben die Bäumchen für längere Jahre in der durch Verbiss gefährdeten Zone. Manche Arten haben dann grundsätzlich Schwierigkeiten aufzuwachsen, auch ohne Verbiss. (z.B. Kriebitzsch et al. 1999). Um wenigstens **einen** wichtigen Ökofaktor systematisch in die Betrachtung einzubeziehen, sollten in Zukunft für jeden Aufnahmestreifen die Lichtverhältnisse mitdokumentiert werden.

Mangelnde Verjüngung „muss nicht“ allein am Verbiss liegen! Lichtbedürftige Eichen haben z.B. in Lübecks „dunklen“ Wäldern in der Naturverjüngung nur geringer Chancen - obwohl ihre Ausbreitung und Ansamung mit Hilfe der Eichelhäher gut funktioniert. Bezeichnenderweise fanden wir unter den vielen erfassten Bäumchen nicht eine Birke oder Kiefer. Diese lichtbedürftigen Pionierbaumarten sind als „Samenbäume“ in den Wäldern jedoch gut vertreten. - In diesem Kontext helfen „Zaun-/nicht-Zaun-Experimente“ (Reimoser und Suchant 1992, Reimoser et al. 1997, u.a.). Wir haben seit 1990 insgesamt gut 80

Vergleichsflächenpaare angelegt, gezäunte 12 x 12 m²-Flächen und nicht gezäunte vergleichbare Flächen in deren Nähe. Diese Flächenpaare wurden jeweils über 5 und mehr Jahre überwacht und ausgewertet (z.B. Kriebitzsch et al. 1999). Sie zeigen, dass in der Regel auch in relativ „dunklen“ Wäldern nicht nur Buchen, sondern auch Bergahorn, Esche, Hainbuche, Kirsche und andere Arten „hinter Zaun“ aufwachsen (können).

Unter dem gegebenen Verbissdruck durch Schalenwild, namentlich durch Rehwild, wäre ein Waldbau, der auf Buche und Fichte setzt, ohne große Probleme möglich. Fichte hat angesichts der globalen Erwärmung und ihrer Folgen in Zukunft keine realistische Chance. Aber auch Esche, Hainbuche, Kirsche, Spitzahorn, Feldahorn, Bergulme und Eiche haben - falls sich die Verbisssituation nicht ändert - kaum Aussichten, sich Wald bildend einzumischen (bei Eiche wohl zusätzlich wegen Lichtmangels, bei Ulme wäre vitale Verjüngung wegen ihrer Krankheit besonders erwünscht). - Eine Entmischung wird offensichtlich: die eben genannten und weitere Arten brauchen in ihrer Jugend als schnell hochwachsende Arten einen Vorsprung vor der langsamer wachsenden, schattentoleranteren Buche - die sie dann später im Alter von 60 bis 100 Jahren einholen und überholen kann, wenn die Edellaubhölzer bereits Stammdimensionen erreicht haben, die sich forstlich nutzen lassen.

Insofern gefährdet die derzeitige, seit Jahren kaum veränderte Verbisssituation die waldbaulichen Ziele nach dem „Lübecker Modell“ - und auch nach anderen naturnahen Waldbau-Konzepten. Unsere Ergebnisse zeigen u.a., dass eine jagdliche Verpachtung der Wälder ohne zielführende Auflagen trotz hoher Jagdpacht-Einnahmen bereits mittelfristig teuer zu stehen kommen kann. Unter den neun bearbeiteten Wäldern scheint derzeit nur das in jagdlicher Eigenregie befindliche NSG Hevenbruch eine aus Verbisss-ökologischer Sicht „noch befriedigende“ Situation zu bieten. Hier wurden in den letzten Jahren Streckendichten (erlegte Rehe pro 100 ha Wald und pro Jahr) erreicht, die längerfristig 15 - 18 erlegte Rehe pro 100 ha und Jahr umfassten. Inzwischen ist die Strecke allerdings auf 11 Rehe/100 ha zurückgefallen. Hohe Rehwildstrecken sind populationsökologisch möglich (z.B. Ellenberg 1978, 1993; Buhmann 1999). Sie zu wollen, durchzusetzen und beizubehalten, ist eine nicht leichte, aber aus forstlicher Sicht notwendige Aufgabe, die auch den Jäger fordert und ihm mancherlei jagdliche Befriedigung bieten kann.

4.2.6 Literatur

- Buhmann, Th., 1999: Wiederaufnahme und methodische Bearbeitung eines Verbissgutachtens im Lübecker Stadtwald unter besonderer Berücksichtigung einer gebietsweise veränderten Bejagungssituation. – Diplomarbeit im Fach Holzwirtschaft, FB Biologie, Universität Hamburg. 135 S. + ca. 70 S. Anhang (2 Bände).
- Dreifke, R., H. Ellenberg, 1995: Waldzustand und Wildeinfluss. - Gutachten Wildbestandsregulierung des Schalenwildes im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft und im Müritz-Nationalpark. - C. Stubbe, A. Siefke, I. Mahnke, R. Dreifke, H. Ellenberg (Hrsg.): Umwelt- und Landwirtschaftsministerium Mecklenburg-Vorpommern. S. 112 - 165.
- Ellenberg, H. 1978: Zur Populationsökologie des Rehes (*Capreolus capreolus* L.) in Mitteleuropa. - SPIXIANA, Zeitschr. für Zoologie, Suppl.2., München. 1 - 211.
- Ellenberg, H., 1988: Eutrophierung - Veränderungen der Waldvegetation - Folgen für den Rehwild-Verbiss und dessen Rückwirkungen auf die Vegetation. - Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 139, 4, 261 - 282.
- Ellenberg, Heinz, 1992: Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne Rubus). In: Ellenberg, H. sen., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. und Paulissen, D.: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Aufl. Scripta Geobotanica, Göttingen. S. 9 - 166.
- Ellenberg, H., 1993: Zur Verbissproblematik durch Wild in Wäldern. - In: Saniga, M., S. Korpel (Hrsg.): Symposium über die Urwälder. 13.-17.09.1993. Institut für Waldbau, TU Zvolen (Slowakei), 97 - 103.
- Ellenberg, H., 1995: Zur Erfassung und Bewertung von Wildverbiss in Wäldern unter sich ändernden Rahmenbedingungen. - Fachgespräch „Ökologisch vertretbare Schalenwildbacher“. - Umweltbundesamt Berlin. Texte 72/96. Seite 84 - 93.
- Ellenberg, H., Th. Buhmann, O. Kühnast, 2001: Game browsing and tree species diversity - a longterm experimental approach. - CBD Technical series No.3: "Assessment,

Conservation and Sustainable Use of Forest-Biodiversity”, Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal 2001. S. 80 - 82.

Erlbeck, R., 1987: Der Zustand der Waldverjüngung in Bayern im Jahre 1986. - Allg.Forstzeitschr. (AFZ) 43/1987, 1094 - 1098.

Grünekle, W., 1990: Erfahrungen mit dem Lebensraumgutachten in Hessen. - AFZ 4/1990, 88 - 90.

Kötzli, F., 1965: Qualität und Quantität der Rehäsung. - Veröff. Geobot. Inst. ETH, Zürich, 38.

Kriebitzsch W.U., G. von Oheimb, H. Ellenberg jun., B. Engelschall, J. Heuveldop, 1999: Entwicklung der Gehölzvegetation auf gezäunten und ungezäunten Vergleichsflächen in Laubwäldern auf Jungmoränenböden in Ostholstein. - Allg. Forst- u. Jagd-Ztg., 171, 1, 1 - 10.

Kühnast, O., H. Ellenberg, 1991: Gutachten zum Wildverbiss 1989/90 in der Naturverjüngung der Forstreviere Behlendorf und Ritzerau/Stadtwald Lübeck. - Im Auftrag des Stadtwaldes Lübeck hergestellt von Dipl.biol. Olaf Kühnast. Hamburg, März 1991. 21 S. + 53 S. Anhang.

Kühnast, O., H. Ellenberg, 1992: Gutachten zum Wildverbiss 1990/91 in der Naturverjüngung der Forstreviere Behlendorf und Ritzerau/Stadtwald Lübeck. - Im Auftrag des Stadtwaldes Lübeck hergestellt von Dipl.biol. Olaf Kühnast. Hamburg, April 1992. 27 S.+ 48 S. Anhang.

Petrak, M., 1990: Ergebnisse modellhafter Erhebungen über Schälschäden und Wildverbiss in Nordrhein-Westfalen. - AFZ 4/1990, 84 - 85.

Petrak, M., Otto, L.F., Tottewitz, F., 1998: Forstliche Gutachten zur Abschussplanung; Vergleich der in Deutschland eingesetzten Verfahren. - Allg. Forstzeitung/DerWald, 1998, 6, 298 - 300.

Prien, S., 1997: Wildschäden im Wald, Ökologische Grundlagen und integrierte Schutzmaßnahmen. - Parey. Buchverlag im Blackwell Wissenschaftsverlag. Berlin. 257 S.

Reimoser, F., R. Suchant, 1992: Systematische Kontrollzäune zur Festlegung des Wildeinflusses auf die Waldvegetation. - Allg. Forst- u. Jagdzeitg. 1992, 2, 27 - 31.

Reimoser, F., O. Odermatt, R. Suchant, 1997: Die Beurteilung von Wildverbiss durch SOLL-IST-Vergleich. - Allg. Forst- u. Jagdzeitg. 168, 11/12, 214 - 227.

R Development Core Team (2008): R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>

Schulze, K., 1998: Wechselwirkungen zwischen Waldbauformen, Bejagungsstrategie und der Dynamik von Rehbeständen. - Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Band 150. F. BEESE (Hrsg.). 265 S.

Struck, G., 1995: Vergleich und Bewertung von Verbiss- und Lebensraumgutachten verschiedener Bundesländer. - Diplomarbeit am Institut für Waldbau des FB Forstwissenschaften, Univ. Göttingen. 111 S.

Weidenbach, P., 1987: Ergebnisse und Auswertung des Forstlichen Gutachtens 1986. - AFZ 19/1987, 475 - 479.

Zuur, A.F., E.N. Ieno, G.M. Smith (2007): Analysing Ecological Data. Springer, New York, 672 S.

Teilprojekt 4.3 Höhere Pflanzen, Moose, Flechten

von Christian Dolnik, Leonid Rasran und Kati Vogt

4.3 Höhere Pflanzen, Moose, Flechten

Natürliche und naturnahe Wälder sind komplexe Ökosysteme mit einer großen Vielfalt an Strukturen und Mikrohabitaten, die Platz für eine hohe Artendiversität bieten. Klassische forstwirtschaftliche Tätigkeit führt zur Beseitigung eines erheblichen Teils dieser Strukturen, was sich in einer geringeren Organismenvielfalt niederschlägt (Noss 1999). Höhere Pflanzen, aber auch Moose und Flechten sind aufgrund ihrer Standortansprüche wichtige Organismengruppen, die Naturnähe und Veränderungen von Wäldern infolge menschlicher Einflüsse indizieren (z.B. Standovár et al 2006).

In diesem Teilvorhaben wurde die botanische Artenvielfalt an Gefäßpflanzen, Moosen und Flechten als Indikator herangezogen, um den Einfluss forstlicher Bewirtschaftung nach dem Lübecker Modell (Sturm 1993) auf Naturnähe und Waldnaturschutz darzustellen.

Besonderes Augenmerk lag auf solchen Arten, die als Indikatoren für Naturnähe (Waldzeigerarten) und Standortkontinuität sowie als ökologische Zeigerarten biotischer und abiotischer Standortverhältnisse (Ellenberg et al. 2001) gelten oder einen hohen Naturschutzwert (Rote Liste Arten) oder Umweltbelastungen wie Eutrophierung und Luftbelastung anzeigen können. Solche Indikatoren sind nicht nur von großer Bedeutung, um die allgemein herrschenden Verhältnisse auf den Untersuchungsflächen zu belegen, sondern auch durch forstliche Eingriffe entstehende Defizite zu verdeutlichen oder eine hohe allgemeine Umweltbelastung anzuzeigen.

4.3.1 Methoden

4.3.1.1 Standorte

Insgesamt wurden 86 Plots ausgehend von den im Projekt analysierten Probekreisen im Raum Lübeck auf Gefäßpflanzen, Moose und Flechten untersucht. 41 dieser Plots befanden sich in Waldstücken des Bewirtschaftungstyps MFN (mit forstlicher Nutzung nach dem Lübecker Modell).

Zum Vergleich wurden weitere Waldflächen herangezogen, die seit 12 Jahren (28 Flächen; OFN-12) bzw. 50 Jahren (17 Flächen, OFN-50) keine forstwirtschaftliche Nutzung erfahren haben und für die eine höhere Naturnähe als in forstlich genutzten Waldflächen angenommen wird.

Eine Liste der in diesem Teilprojekt berücksichtigten Probekreise findet sich im Anhang.

4.3.1.2 Aufnahmedesign

Die Vegetationsaufnahmen erfolgten geschachtelt in 400, 1000 und 2500 m²-Flächen (siehe Abb. 1). Die 400 m²-Flächengröße (20 m × 20 m) ist eine weltweit häufig verwendete Standardfläche für vegetationskundliche Untersuchungen in Wäldern (vgl. Dallmeier 1998a, b) und ist auch für Untersuchungen von Flechten und Moosen in Wäldern geeignet (Dolnik 2003). Darüber hinaus wurden die Arten auch auf einer 1000 m²-Fläche (50 m × 20 m) erfasst, die weltweit in Form der Whittaker-Plots für Untersuchungen zur Biodiversität verwendet wird (Shmida 1984, Peet et al. 1998) und die im Projekt für Untersuchungen der xylobionten Pilze herangezogen wurde. Zusätzlich wurden auf einer 2500 m² (50 m × 50 m) großen Fläche Totholz und Totholz besiedelnde Arten registriert.

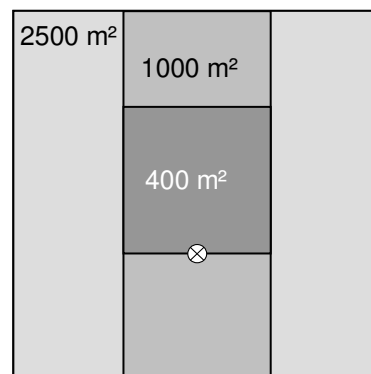


Abb. 1 Aufnahmedesign für die Erfassung der Gefäßpflanzen, Moose und Flechten. Das Kreuz markiert den mit dem GPS eingemessenen Mittelpunkt der Untersuchungsfläche. Im 2500 m²-Plot wurden keine Gefäßpflanzen sondern nur totholzbesiedelnde Moose und Flechten erfasst, die nicht in den anderen Plotgrößen vorhanden waren.

Die Kontrollstichproben liegen in einem systematisch verteilten Raster. Die Probenflächen im Gelände sind in der Regel nicht markiert, sondern durch Gauss-Krüger-Koordinaten festgelegt, die mit Hilfe eines GPS-Gerätes aufgesucht wurden. Die 1000 m² Untersuchungsflächen wurden nach Norden ausgerichtet. Da es sich um ein Buchenwald-Projekt handelt, wurde für die 400 m² Fläche eine für Buchenmischwälder typische Waldvegetation vorausgesetzt. Daher wurden folgende Kontrollstichproben (KSP) die am Rande von Buchenmischwaldbeständen liegen und durch das Flächendesign in andere Vegetationstypen wie Wiesen, Äcker oder Fichtenschonungen übergreifen würden, abweichend ausgerichtet: Ausrichtung nach Osten in 3 Trammer Stubben (KSP an Nordflanke zu Eschenjungbestand), 532 Berkenstrücken (Waldrand, Acker), 581 Berkenstrücken (Waldrand, Acker), 2161 Schattin (Fichtenschonung), 10188 Hevenbruch (Fichtenschonung); leichte Plotverschiebung bei folgenden Flächen: 145 Riepenholz

(Waldrand) nach Nordost verschoben, KSP nun SW-Ecke des 1000 m²-Fläche, 703 Westerau (Waldrand), 10 m nach Ost; 1837 Schwinkenrade (Waldrandlage), 10 m nach Ost; 2197 Schattin 10 m nach Nord, um Überlappung mit Plot 2196 zu vermeiden, 10240 Hevenbruch, 10 nach Süd (Fichtenschonung); 10299 Hevenbruch (Teichrand mit Erlenbruchwald) Plot nach Südwest ausgelegt, KSP nun NO-Ecke der 1000 m²-Fläche; 10310 Hevenbruch (Fichtenschonung), Plot nach Süden ausgerichtet; KSP an Nordflanke des 1000 m²-Plots, Nullpunkt 20 m nach Süd.



Foto 1: Schattiner Zuschlag im Frühjahr 2008 (Foto: L. Rasran)

4.3.1.3 Aufnahme der Gefäßpflanzen

Die Aufnahme der Gefäßpflanzenarten erfolgte im Sommer 2007 nach der erweiterten Skala von Londo (Londo 1975). Neben der Deckung der einzelnen Arten wurden die

Gesamtdeckung der Baumschicht 1 und 2, der Strauch- und der Krautschicht sowie die maximale Höhe der Strauch- und Krautschicht erfasst.

Im Frühjahr 2008 wurden die Aufnahmen wiederholt, um die im Sommer 2007 nicht mehr erfassten Frühjahrsblüher, darunter viele Geophyten, zu ergänzen.

Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen richtete sich nach Wisskirchen & Häupler (1998).

4.3.1.4 Aufnahme der am Boden, auf Totholz sowie epiphytisch lebenden Moose und Flechten

Die Aufnahme der Moose und Flechten erfolgte im Sommer und Herbst 2007 in allen Plotgrößen bis 1000 m², bei totholzbewohnenden Arten zusätzlich auf 2500 m², gemäß den quantitativen bundesweiten Methodenstandards von Kaiser et al. (2002). Das Erscheinen der Art wurde für jeden Substrat (Boden, Totholz, Gestein, verschiedene Baumarten) dokumentiert (vgl. Dengler 2003, Dolnik 2003). Für Epiphyten auf lebenden Bäumen wurden die vier folgenden vertikalen Höhenstufen sowie Besiedlungsbereiche unterschieden: Stammfuß (bis 0,5 m), Stamm (Standardhöhe 0,5-2 m), Stamm (> 2 m) und Kronenraum (i.d.R. an Bruchästen erfasst).

Neben der Deckung der einzelnen Arten wurde die Gesamtdeckung der am Boden lebenden Kryptogamen (%) erfasst. Die Nomenklatur der Moose richtete sich nach Schulz & Dengler (2006), die der Flechten nach Scholz (2000) mit Ergänzungen nach Santesson et al. (2004).

4.3.1.5 Aufnahme allgemeiner Standortparameter und Sonderstrukturen

Neben der Vegetation wurden zusätzlich folgende Parameter auf den einzelnen Untersuchungsflächen erhoben: Deckung der Streu (%), Abundanz und Deckung (%) des liegenden und stehenden Totholzes, Vorhandensein von Mikrohabitaten wie Waldwegen, Fahrzeugspuren, Gräben, feuchten Senken, Erdwällen und -haufen, Steinen.

Datenauswertung

Die erhobenen Daten wurden in einer Access-Datenbank zusammengestellt und mit den Datenbanken der Zeigerwerte nach Ellenberg (Ellenberg et al. 2001) und der Ausbreitungstypen nach der Exkursionsflora DDR/BRD (Exkursionsflora 1986) verknüpft.

Der Rote-Liste-Status der Gefäßpflanzen und Moose richtete sich nach den aktuellen Roten Listen Schleswig-Holsteins (Gefäßpflanzen: Mierwald & Romahn 2006, Moose: Schulz & Dengler 2006). Für den RL-Status der Flechten wurde die aktuellere Liste Mecklenburg-Vorpommerns (Litterski & Schiefelbein 2007) zu Rate gezogen, da die noch gültige Rote

Liste für Schleswig-Holstein (Jacobsen 1997) veraltet ist. Nur bei Arten, die nicht auch in Mecklenburg-Vorpommern vorkommen, wird auf Jacobsen (1997) verwiesen. Für die Auswertung der Gefäßpflanzen und Moose wurden die Daten aus dem Forstort Schattiner Zuschlag in Mecklenburg-Vorpommern daher der Bewertung in Schleswig-Holstein gleichgesetzt, bei den Flechten dagegen die schleswig-holsteinischen Standorte nach der mecklenburg-vorpommerschen Roten Liste bewertet.

Für die weitere Auswertung der Daten erfolgte die Übersetzung der nach Londo (Londo 1975) aufgenommen Pflanzendeckungen in Prozentwerte.

Unterschiede hinsichtlich der Artenzahl von Gefäßpflanzen, Moosen und Flechten sowie der Gesamtartenzahl und Anzahl Roter-Liste-Arten und der Anzahl und Deckung der Waldarten zwischen den verschiedenen Waldbewirtschaftungstypen (MFN, OFN-12, OFN-50) wurden mittels Varianzanalysen untersucht. Die Daten wurden log10- bzw. im Falle der Waldarten und Deckung wurzel-transformiert, um die Annahmen der Normalverteilung und Varianzhomogenität zu erfüllen. Unterschiede in der Anzahl der Arten der Bodenvegetation, der Zeigerarten (nur Flechten) für alte Wälder, der „Nichtwald“-arten sowie der Schlagflurarten und ebenso der Anzahl bzw. Anwesenheit der Mikrohabitate (feuchte Senken, Bachläufe, Waldwege, Fahrzeugspuren, Erdgräben, Erdwälle, Steine, Baumstümpfe, stehendes Totholz, liegendes Totholz) zwischen den untersuchten Bewirtschaftungstypen wurden mit Hilfe nichtparametrischer Tests (Kruskal-Wallis-Test, Mann-Whitney U-Test) analysiert, da trotz Datentransformation die Annahmen der Varianzhomogenität und Normalverteilung nicht erfüllt wurden.

Vergleiche der einzelnen Untersuchungsflächen und Bewirtschaftungsformen im Hinblick auf ihre Artenzusammensetzung erfolgten mittels multivariater statistischer Methoden (Nichtparametrische Multidimensionale Skalierung [NMS] ergänzt durch Analyses of Similarities [ANOSIMs]).

Für die Analyse der Wirkung der während der Vegetationsaufnahmen erfassten Mikrohabitate auf die Artenzahl bzw. -zusammensetzung in den Plots mittels Multipler Regressionen und Kanonischer Korrespondenzanalysen (CCA) wurden diese in folgenden Gruppen zusammengefasst: Feuchthabitate (feuchte Senken, Bachläufe), Bodenstörungen (Waldwege, Erdgräben und -wälle) und Totholz (stehendes und liegendes Totholz sowie Baumstümpfe). Für die Analyse der Wirkung dieser Mikrohabitate auf die Artenanzahlen (Gesamt, Gefäßpflanzen, Moose und Flechten, Anzahl Rote-Liste-Arten, Anzahl Waldarten) wurden schrittweise vorwärts multiple Regressionen (Stepwise Forward Multiple Regressions) eingesetzt. Zusätzlich wurde hier der Parameter „Streudicke“ (Daten siehe Teilprojekt Boden) in die Analysen einbezogen. Alle Variablen wurden vor den Analysen wurzeltransformiert, um eine Normalverteilung der Residuen zu gewährleisten. Mögliche

Effekte der oben genannten Mikrohabitatgruppen sowie der Streudicke auf die Artenzusammensetzung innerhalb der Untersuchungsplots wurden mittels CCA analysiert. Alle Analysen wurden, sofern nicht anders genannt, mit den Daten der 400 m²-Plots durchgeführt. Auf eine Unterscheidung zwischen Rein- und Mischbeständen bezogen auf einen 100 m²-Probekreis wurde verzichtet, da ein Großteil der als reiner Buchenbestand charakterisierten Kontrollstichproben auf der 400 m²-Fläche Mischbaumarten aufwies. Eine Analyse der Gesamtartenzahl zeigte zudem keine signifikanten Unterschiede zwischen den Rein- und Mischbeständen.

Die Durchführung der Varianzanalysen und nichtparametrischen Tests sowie der schrittweisen multiplen Regressionen erfolgte mittels der Statistik-Software Statistica 6.0 (Statsoft Inc. 2003). Für die multivariaten Analysen (NMS, CCA) wurde PCORD (McCune & Mefford 1999) genutzt und die jeweiligen Standarteinstellungen des Programmes für die Analysen gewählt. Bei den CCAs wurde zusätzlich durch Monte-Carlo-Verfahren mit 100 Wiederholungen getestet, ob ein linearer Zusammenhang der in den jeweiligen Plots gefundenen Arten mit den untersuchten Umweltparametern (Vorhandensein der Mikrohabitate) bestand. Die ANOSIMS wurden mit Hilfe von R (R Development Core Team 2005) gerechnet.

4.3.2 Ergebnisse

Die Anzahlen der in den untersuchten Forsten, Forstbewirtschaftungstypen und insgesamt auftretenden Arten sowie Rote-Liste-Arten sind Tab. 1 zu entnehmen. Artenlisten der gefundenen Gefäßpflanzen, Moose und Flechten stehen im Anhang.

Tab. 1 Anzahl der in den untersuchten Wäldern, in den drei Bewirtschaftungstypen (MFN, OFN-12, OFN-50) und insgesamt auftretenden Arten sowie Rote-Liste-Arten (Rote Liste der Gefäßpflanzen nach Mierwald & Romahn 2006, der Moose nach Schulz & Dengler 2006 und der Flechten nach Litterski & Schiefelbein 2007) in den 400 m²-Plots.

Forst/Bewirtschaftungstyp	Anzahl Plots (=n)	Arten insgesamt	Gefäßpflanzen	Moose	Flechten	RL V	RL 3	RL 2	RL 1	RL 0
Behlendorf	2	77	35	23	19	2	3	-	-	-
Berkenstrücken/Taubenberg	4	122	75	24	23	2	4	-	-	-
Hägesahl	2	55	17	18	20	1	2	-	-	-
Harmsdorfer Busch	2	52	31	9	12	1	2	-	-	-
Hevenbruch	28	185	88	45	52	9	4	1	1	-
Manhagen	2	79	36	23	20	1	2	-	-	-
Riepenholz	10	165	91	36	38	8	4	1	1	-
Ritzerau	7	147	84	30	33	4	2	-	-	-
Schattiner Zuschlag	17	192	96	44	52	9	5	7	-	-
Schwinkenrade	7	131	73	24	34	3	3	3	1	-
Trammer Stubben	3	102	49	26	27	4	6	1	-	-
Westerau	2	57	27	16	14	-	2	-	-	-
MFN	41	254	139	54	61	12	9	3	2	-
OFN-12	28	185	88	45	52	9	5	1	1	-
OFN-50	17	192	96	44	52	9	6	5	-	-
Gesamt	86	306	208	64	85	38	16	11	3	-

Von den in den Untersuchungsplots gefundenen Arten sind folgende besonders hervorzuheben: die Behaarte Karde (*Dipsacus pilosus*), die epiphytischen Moose *Orthotrichum obtusifolium*, *O. pumilum*, *O. striatum* und einige gefährdete Flechten glatter Borken wie *Pyrenula nitida* (RL 3), *Arthonia didyma*, *Opegrapha ochrocheila* (RL 2), *Pertusaria hymenea*, *Thelotrema lepadinum* (RL 1). Die totholzbesiedelnden Flechten *Chaenotheca xyloxena* und *Ch. chlorella* wurden in den Untersuchungswäldern sogar zum ersten Mal für SH nachgewiesen (sind aber aus Mecklenburg-Vorpommern schon bekannt). Diese und weitere in den Untersuchungsplots gefundenen Arten der Roten Liste sind in Tab. 2 zusammengefasst.

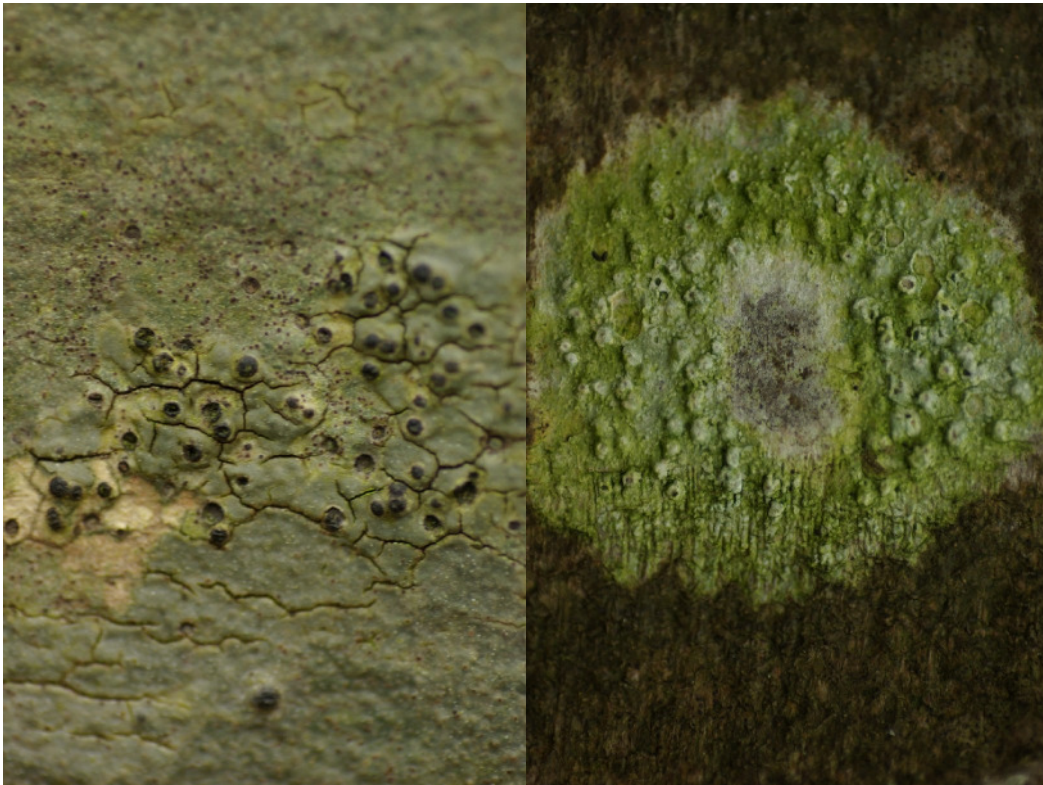


Foto 2 & 3: *Pyrenula nitida* (links) ist eine Indikatorflechte für alte Waldstandorte und *Pertusaria leioplaca* (rechts, mittig mit Fraßspuren von Schnecken) eine Pionierflechte glatter Borken; Schattiner Zuschlag (Foto: L. Rasran)



Foto 4: Buschwindröschen, Schlüsselblume und Perlgras im Frühling im Schattiner Zuschlag (Foto: L. Rasran)

Tab. 2 Liste der in den 400 und 1000 m²-Plots gefundenen Rote-Liste-Arten (Rote Liste der Gefäßpflanzen nach Mierwald & Romahn 2006, der Moose nach Schulz & Dengler 2006 und der Flechten nach Litterski & Schiefelbein 2007, ergänzt Rote Liste Schleswig-Holstein von Jacobsen 1997).

in den 400 m²-Plots:

zusätzlich in den 1000 m²-Plots:

	Artname	RL-Status	Artname	RL-Status
Gefäßpflanzen	<i>Carex vesicaria</i>	V	<i>Luzula multiflora</i>	V
	<i>Luzula campestris</i>	V	<i>Veronica scutellata</i>	3
	<i>Ulmus glabra</i>	V	<i>Thelypteris palustris</i>	3
	<i>Equisetum pratense</i>	3	<i>Gallium uliginosum</i>	3
	<i>Juncus filiformis</i>	3	<i>Circaea x intermedia</i> (<i>Circaea alpina</i> x <i>C. lutetiana</i>)	3
			<i>Dipsacus pilosus</i>	1
Moose	<i>Homalia trichomanoides</i>	V	<i>Riccia fluitans</i>	V
	<i>Leskea polycarpa</i>	V	<i>Didymodon sinuosus</i>	3
	<i>Metzgeria furcata</i>	V	<i>Ricciocarpus natans</i>	2
	<i>Orthotrichum pulchellum</i>	V	<i>Sphagnum russowii</i>	2
	<i>Plagiomnium rostratum</i>	V	<i>Orthotrichum obtusifolium</i>	1
	<i>Polytrichum commune</i>	V	<i>Orthotrichum pumilum</i>	1
	<i>Radula complanata</i>	V		
	<i>Ulotia crista</i>	V		
	<i>Pseudephemerum nitidum</i>	3		
	<i>Fissidens exilis</i>	2		
	<i>Grimmia hartmanii</i> var. <i>hartmanii</i>	2		
	<i>Orthotrichum striatum</i>	1		
Flechten	<i>Arthonia radiata</i>	V	<i>Chaenotheca trichialis</i>	V
	<i>Chaenotheca chrysocephala</i>	V	<i>Melanelia subaurifera</i>	V
	<i>Graphis scripta</i>	V	<i>Chaenotheca furfuracea</i>	3
	<i>Parmelia saxatilis</i>	V	<i>Lecanora argentata</i>	3
	<i>Platismatia glauca</i>	V	<i>Pertusaria pertusa</i>	3
	<i>Porina chlorotica</i>	V	<i>Lecanactis abietina</i>	1
	<i>Cladonia caespiticia</i>	3		
	<i>Lecania cyrtella</i>	3		
	<i>Lecanora pulicaris</i>	3	nur in Schleswig-Holstein vorkommend:	RL-SH
	<i>Lepraria lobificans</i>	3		
	<i>Opegrapha atra</i>	3	<i>Porina leptalea</i>	1
	<i>Opegrapha vulgata</i> var. <i>vulgata</i>	3		
	<i>Pertusaria leioplaca</i>	3		
	<i>Pyrenula nitida</i>	3		
	<i>Arthonia didyma</i>	2		
	<i>Arthonia punctiformis</i>	2		
	<i>Chaenotheca xyloxena</i>	2		
	<i>Naetrocymbe</i> (= <i>Arthopyrenia</i>) <i>punctiformis</i>	2		
	<i>Opegrapha ochrocheila</i>	2		
	<i>Opegrapha viridis</i>	2		
	<i>Opegrapha vulgata</i> var. <i>subsiderella</i> (= <i>O. niveoatra</i>)	2		
	<i>Pertusaria hymenea</i>	1		
	<i>Thelotrema lepadinum</i>	1		

Die Gesamtanzahl der untersuchten Arten lag bei durchschnittlich 50 in den 400 m²-Plots und bei 70 in den 1000 m²-Plots (vgl. Abb. 2).

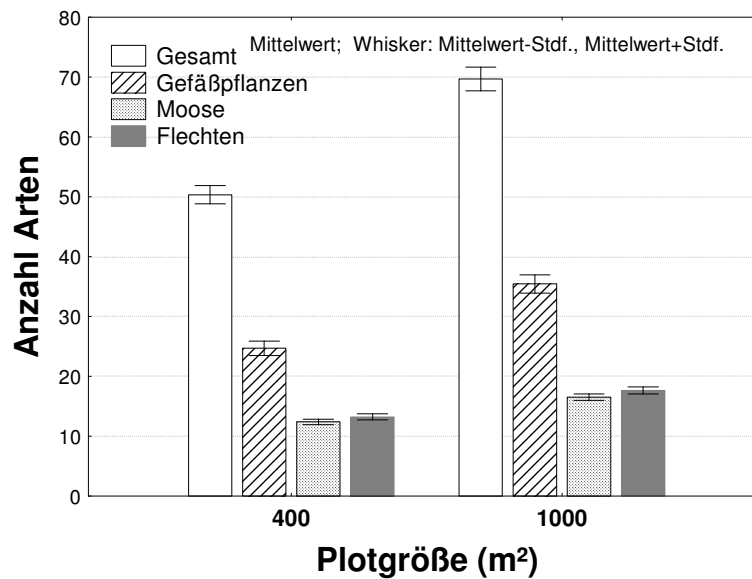


Abb. 2 Mittlere Anzahl der in den 400 und 1000 m²-Plots gefundenen Arten (insgesamt, Gefäßpflanzen, Moose und Flechten).

Es gab hinsichtlich der Gesamtartenzahl zwischen den drei untersuchten Forstbewirtschaftungstypen in der Standardplotgröße 400 m² keinen signifikanten Unterschied (ANOVA: $F=2,99$ n.s.; Daten logarithmiert, grafisch nicht dargestellt). Allerdings variierte die Anzahl der Arten zwischen und auch innerhalb der einzelnen Forststandorte stark (Abb. 3).

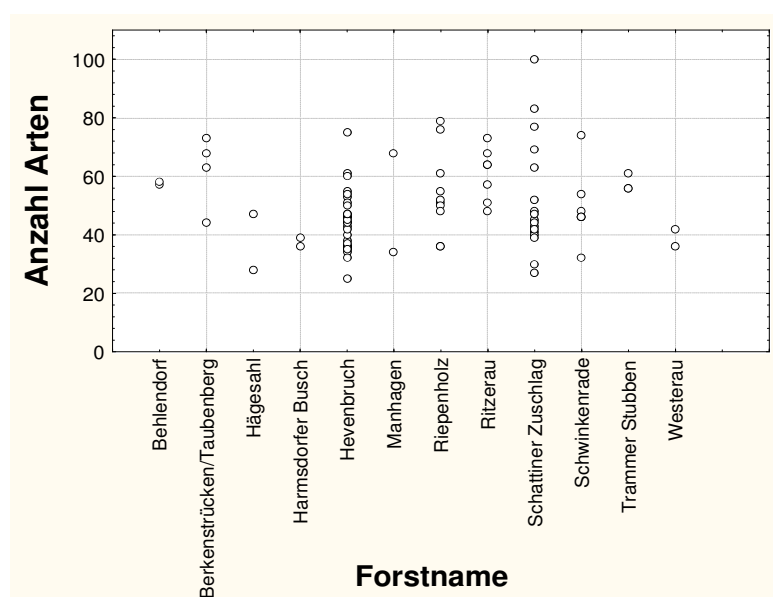


Abb. 3 Gesamtanzahl der in den einzelnen Untersuchungsforsten vorkommenden Gefäßpflanzen-, Moos- und Flechtenarten. Jeder Kreis entspricht einem 400 m²-Untersuchungsplot.

Hinsichtlich der Artenzahlen der drei in diesem Teilbereich behandelten systematischen Organismengruppen (Gefäßpflanzen, Moose, Flechten) gab es zwischen den drei Bewirtschaftungstypen kaum Unterschiede in der Artenzahl der Moose (ANOVA: $F=2,09$ n.s.; Daten logarithmiert).

Die Anzahlen der Gefäßpflanzen- und Flechtenarten hingegen unterschieden sich hier signifikant (ANOVA: Gefäßpflanzen: $F=4,09$ $p<0,05$; Flechten: $F=6,52$ $p<0,01$; Daten jeweils logarithmiert; Abb. 4).

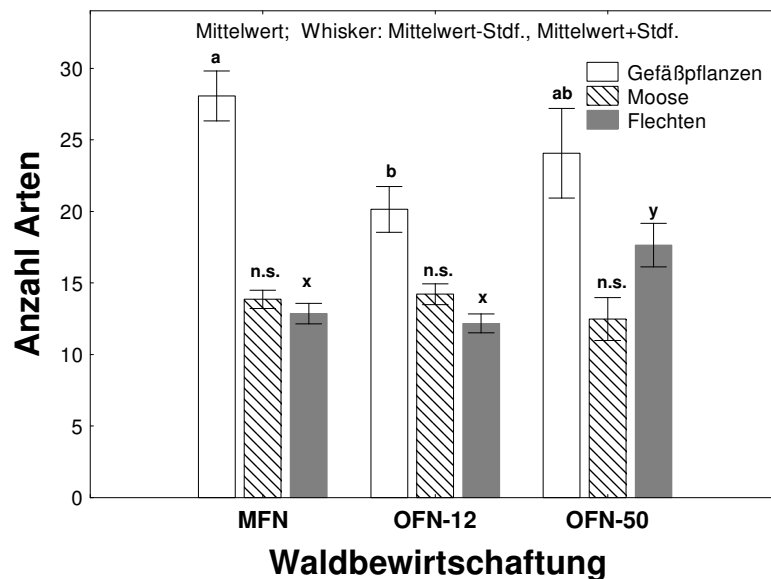


Abb. 4 Anzahl der Gefäßpflanzen-, Moos- und Flechtenarten in den drei untersuchten Bewirtschaftungstypen MFN (mit forstlicher Nutzung nach dem Lübecker Modell), OFN-12 (ohne forstliche Nutzung seit 12 Jahren) und OFN-50 (ohne forstliche Nutzung seit 50 Jahren) unter Berücksichtigung von Epiphyten und Arten auf Totholz und Gestein.

Die Artenzahl der Flechten war in Untersuchungsplots des Bewirtschaftungstyps OFN-50 signifikant höher als in den beiden anderen Typen (Tukey-HSD-Test: OFN-50/MFN: $p<0,01$; OFN-50/OFN-12: $p<0,01$), während die Anzahl der Gefäßpflanzen im Bewirtschaftungstyp MFN signifikant höher als im Typ OFN-12 (Tukey-HSD-Test: $p<0,05$) nicht aber im Typ OFN-50 war (Abb. 4).

Bezogen auf die Arten der Bodenvegetation dominierten in der Artenzahl die Gefäßpflanzen. Nur etwa ein Fünftel der Arten waren Moose, während Flechten extrem selten anzutreffen waren (Abb. 5). Unterschiede in der Gesamtartenzahl der Bodenvegetation zwischen den drei untersuchten Bewirtschaftungsvarianten entsprachen denen der Gesamtvegetation (vgl. Abb. 4) und waren im Wesentlichen auf die Gefäßpflanzen zurückzuführen.

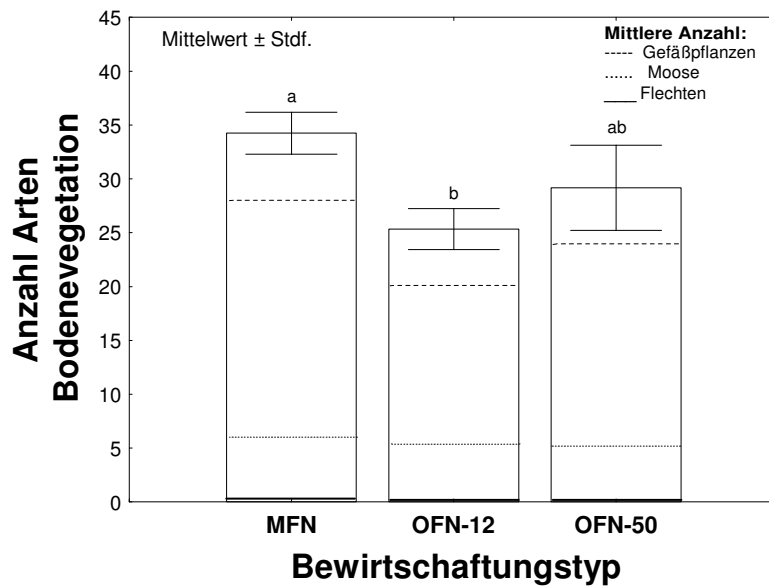


Abb. 5 Gesamtanzahl Arten sowie mittlere Anzahl der Gefäßpflanzen-, Moos- und Flechtenarten der Bodenvegetation in den drei untersuchten Bewirtschaftungstypen MFN (mit forstlicher Nutzung nach dem Lübecker Modell), OFN-12 (ohne forstliche Nutzung seit 12 Jahren) und OFN-50 (ohne forstliche Nutzung seit 50 Jahren).

4.3.2.1 Waldkontinuität

Auch die Anzahl der Flechtenarten, die als Zeiger für alte Wälder gelten (nach Nitare 2000), unterschied sich zwischen den drei Waldbewirtschaftungstypen (Kruskal-Wallis-Test: $H=8,96$ $p<0,05$; Abb. 6).

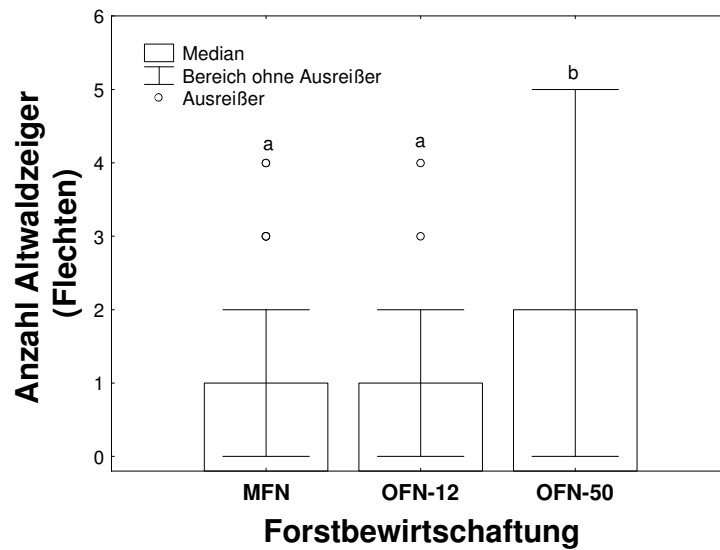


Abb. 6 Anzahl der als Altwaldzeiger geltenden Flechten in den drei Bewirtschaftungstypen MFN (mit forstlicher Nutzung nach dem Lübecker Modell), OFN-12 (ohne forstliche Nutzung seit 12 Jahren) und OFN-50 (ohne forstliche Nutzung seit 50 Jahren).

Die Anzahl dieser Flechtenarten war in Untersuchungsplots des Bewirtschaftungstyps OFN-50 signifikant höher als in denen der anderen beiden Typen (Mann-Whitney U-Test: OFN-12/OFN-50: $U = 125,5$ $p < 0,025^*$; MFN/OFN-50: $U = 198,5$ $p < 0,025^*$ nach Bonferroni-Korrektur; Abb. 6).

Die Gesamtanzahl der Epiphytenarten, also derjenigen Flechten und Moose, die auf lebendem Holz wachsen, unterschied sich hingegen zwischen den drei Bewirtschaftungsvarianten nicht (Kruskal-Wallis-Test: $H = 5,08$ n.s.). Nur die Anzahl der Epiphytenarten auf Hainbuche variierte hier signifikant (Kruskal-Wallis-Test: $H = 21,73$ $p < 0,001$; Abb. 7).

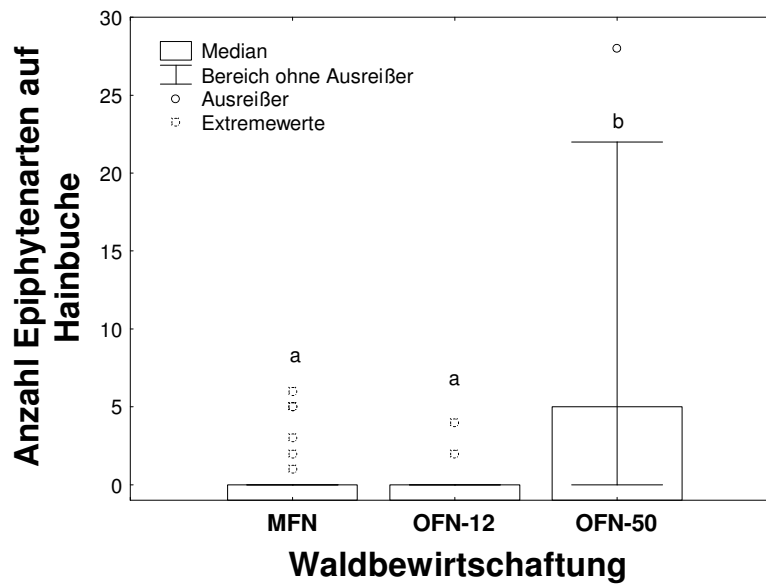


Abb. 7 Anzahl der auf Hainbuche gefundenen Epiphytenarten in den drei Bewirtschaftungstypen MFN (mit forstlicher Nutzung nach dem Lübecker Modell), OFN-12 (ohne forstliche Nutzung seit 12 Jahren) und OFN-50 (ohne forstliche Nutzung seit 50 Jahren).

Die Artenanzahl der Epiphyten war hier in Plots des Bewirtschaftungstyps OFN-50 signifikant höher als in den anderen beiden Bewirtschaftungstypen (Mann-Whitney U-Test: OFN-12/OFN-50: $U=105,5$ $p<0,005^{**}$; MFN/OFN-50: $U=175,0$ $p<0,005^{**}$; nach Bonferroni-Korrektur).

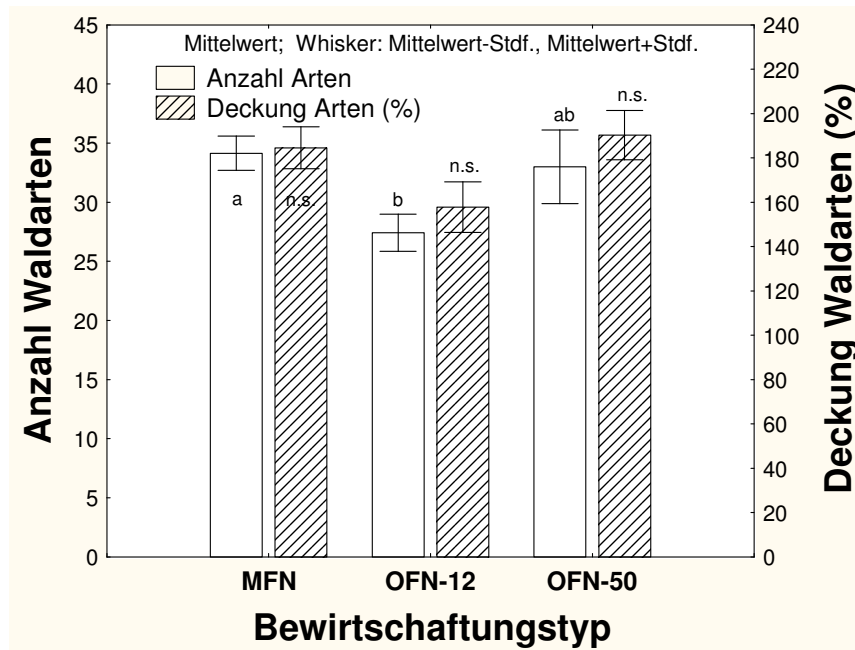


Abb. 8 Anzahl und Deckung der typischen Waldarten in den drei Waldbewirtschaftungstypen MFN (mit forstlicher Nutzung nach dem Lübecker Modell), OFN-12 (ohne forstliche Nutzung seit 12 Jahren) und OFN-50 (ohne forstliche Nutzung seit 50 Jahren), Gefäßpflanzen nach Schmidt et al. (2002), Moose und Flechten Ernst & Hanstein (2001) und eigene Auswertungen.

Die Gesamtanzahl der als typisch für Wälder geltenden Arten (nach Westphal 2001, Oheimb 2003 und Schmidt et al. 2002; Abb. 8) unterschied sich zwischen den drei untersuchten Waldbewirtschaftungstypen signifikant (ANOVA: $F=4,23$, $p<0,05$, Daten wurzeltransformiert). In Untersuchungsplots des Bewirtschaftungstyps MFN kamen mehr Waldarten als in Plots des Typs OFN-12, nicht aber des Typs OFN-50 vor (Tukey-HSD-Test: $p<0,05$). Die prozentuale Deckung der Waldarten unterschied sich zwischen den drei untersuchten Waldbewirtschaftungstypen nicht eindeutig (ANOVA: $F=2,68$, n.s., Daten wurzeltransformiert). Zwischen der Anzahl „Nicht-Waldarten“ (Störzeiger, Nutzpflanzen und Ähnliche) war der Unterschied zwischen den betrachteten Waldbewirtschaftungstypen hingegen signifikant (Kruskal-Wallis-Test: $H=7,37$ $p<0,025^*$ nach Bonferroni-Korrektur; Abb. 9). Der Prozentanteil an Arten, die nicht als walddtypisch gelten, war in Wäldern des Bewirtschaftungstyp MFN signifikant höher als im Typ OFN-12 (Mann-Whitney U-Test: $U = 390,0$ $p<0,025^*$).

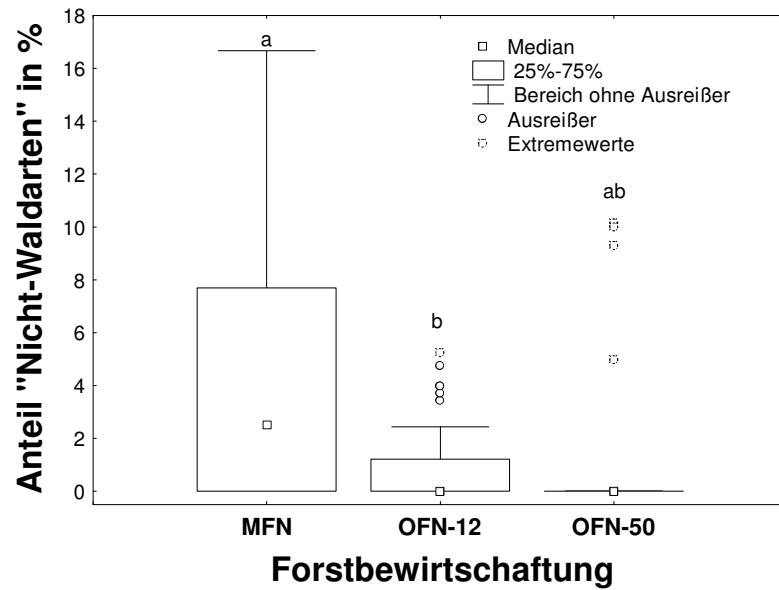


Abb. 9 Prozentualer Anteil der in den drei Bewirtschaftungstypen MFN (mit forstlicher Nutzung nach dem Lübecker Modell), OFN-12 (ohne forstliche Nutzung seit 12 Jahren) und OFN-50 (ohne forstliche Nutzung seit 50 Jahren) auftretenden „Nicht-Waldarten“.

Die prozentuale Deckung der Schlagflurarten (*Rubus spec.*, *Calamagrostis epigeijos*, *Epilobium spec.*) variierte signifikant zwischen den untersuchten Bewirtschaftungstypen (Kruskal-Wallis-Test: $H=17,18$ $p<0,001$; Abb. 10).

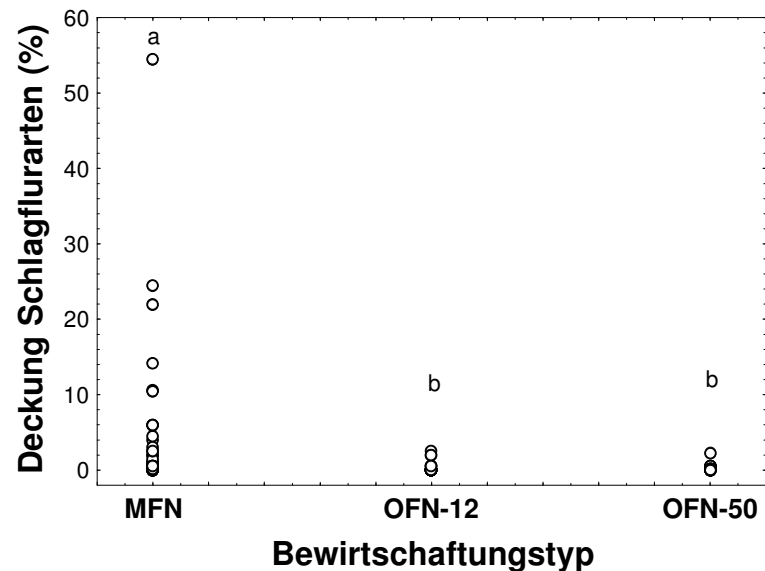


Abb. 10 Deckung der Schlagflurarten in Prozent zwischen den unterschiedlichen Bewirtschaftungstypen (MFN: mit forstlicher Nutzung nach dem Lübecker Modell, OFN-12: ohne forstliche Nutzung seit 12 Jahren und OFN-50: ohne forstliche Nutzung seit 50 Jahren). Jeder Kreis entspricht einem 400 m²-Untersuchungsplot.

Die Deckung der Schlagflurarten war in der Gruppe MFN signifikant höher als in den Gruppen OFN-12 (Mann-Whitney U-Test: $U = 285,5$ $p < 0,0005^{***}$ nach Bonferroni-Korrektur) und OFN-50 (Mann-Whitney U-Test: $U = 189,0$ $p < 0,025^*$ nach Bonferroni-Korrektur). Zwischen den Bewirtschaftungstypen OFN-12 und OFN-50 trat kein signifikanter Unterschied hinsichtlich der Deckung der Schlagflurarten auf (Mann-Whitney U-Test: $U = 208,0$ n.s.).

Bei Betrachtung der Gesamtartenzahl in den Untersuchungsplot im Zusammenhang mit der Länge des Bestehens der Wälder, in denen die Plots liegen, tritt zu Tage, dass in Plots in Wäldern mit einer hohen nachweislichen Waldkontinuität signifikant mehr Arten vorkommen (ANOVA: $F=4,69$ $p < 0,05$; Abb. 11 A).

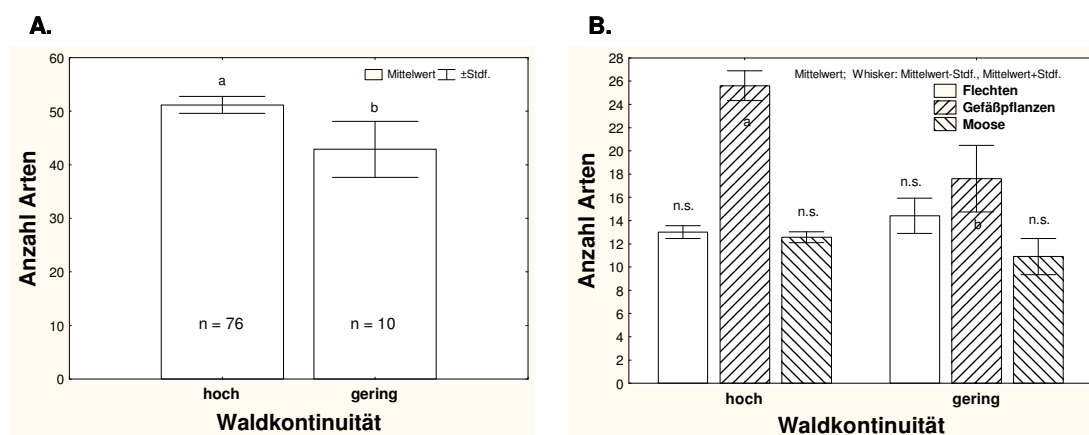


Abb. 11 Anzahl der Arten in Wäldern mit hoher und geringer Waldkontinuität. A. Gesamtanzahl Arten, B. Anzahl Gefäßpflanzen-, Moos- und Flechtenarten.

Dies war auch für die Anzahl der Gefäßpflanzenarten der Fall (ANOVA: $F=6,41$ $p < 0,05$), während sich hingegen die Anzahlen der Moos- und Flechtenarten nicht signifikant zwischen Plots mit hoher und Plots mit geringer Waldkontinuität unterschieden (ANOVA: Moose: $F=1,51$; Flechten: $F=0,93$; mit logarithmierten Daten; Abb. 11 B). Bei Berücksichtigung von nur den Arten, die als typische Waldarten gelten (nach Westphal 2001 und von Oheimb 2003), waren die Ergebnisse vergleichbar (ANOVA: $F=6,23$ $p < 0,05$; mit logarithmierten Daten).

4.3.2.2 Artenzusammensetzung

Unter Berücksichtigung der Artenzusammensetzung der Gefäßpflanzen, Moose und Flechten insgesamt und der prozentualen Deckung der einzelnen Arten ergab sich zwischen den Plots der drei untersuchten Waldbewirtschaftungstypen ein signifikanter Unterschied (ANOSIM: $R=0,1106$ $p<0,001$; Abb. 12).

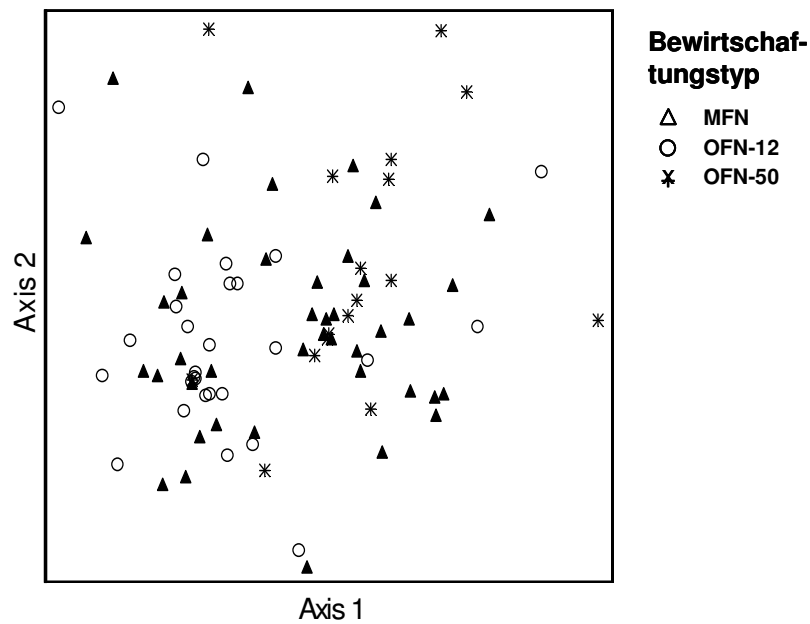


Abb. 12 Verteilung der Untersuchungsplots hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung (NMS; Bewirtschaftungstypen: MFN - mit forstlicher Nutzung nach dem Lübecker Modell, OFN-12 - ohne forstliche Nutzung seit 12 Jahren und OFN-50 - ohne forstliche Nutzung seit 50 Jahren; jedes Symbol entspricht einem Plot; je näher aneinander, desto ähnlicher sind die Plots hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung).

Bei getrennter Betrachtung der Gefäßpflanzen und Kryptogamen (Moose und Flechten) ergaben sich ebenfalls signifikante Unterschiede in der Artenzusammensetzung der Gefäßpflanzen und der Kryptogamen zwischen den drei untersuchten Waldbewirtschaftungstypen (ANOSIM: Gefäßpflanzen: $R=0,1383$ $p<0,001$; Kryptogamen: $R=0,1729$ $p<0,001$).

4.3.2.3 Zeigerwerte

Hinsichtlich der Ellenbergzeigerwerte für Feuchte (F), Licht (L), Stickstoff (N), Reaktion (R) und Toxizität (To) ergaben sich zwischen den drei untersuchten Waldbewirtschaftungstypen signifikante Unterschiede für die Trockenheits- und Nässezeiger (Kruskal-Wallis-Test: F2-F4: $H=7,59$ $p<0,05$; F7-F11: $H=12,33$ $p<0,01$; Abb. 13A), die Starksäurezeiger (Kruskal-Wallis-Test: R1-R3: $H=12,78$ $p<0,01$; Abb. 13B) und die Mäßig- bis Starkbelastungszeiger sowie die Stark- bis ausgesprochen Starkbelastungszeiger (Kruskal-Wallis-Test: To4-To6: $H=6,9$ $p<0,05$; To7-To9: $H=6,44$ $p<0,05$; Abb. 13C).

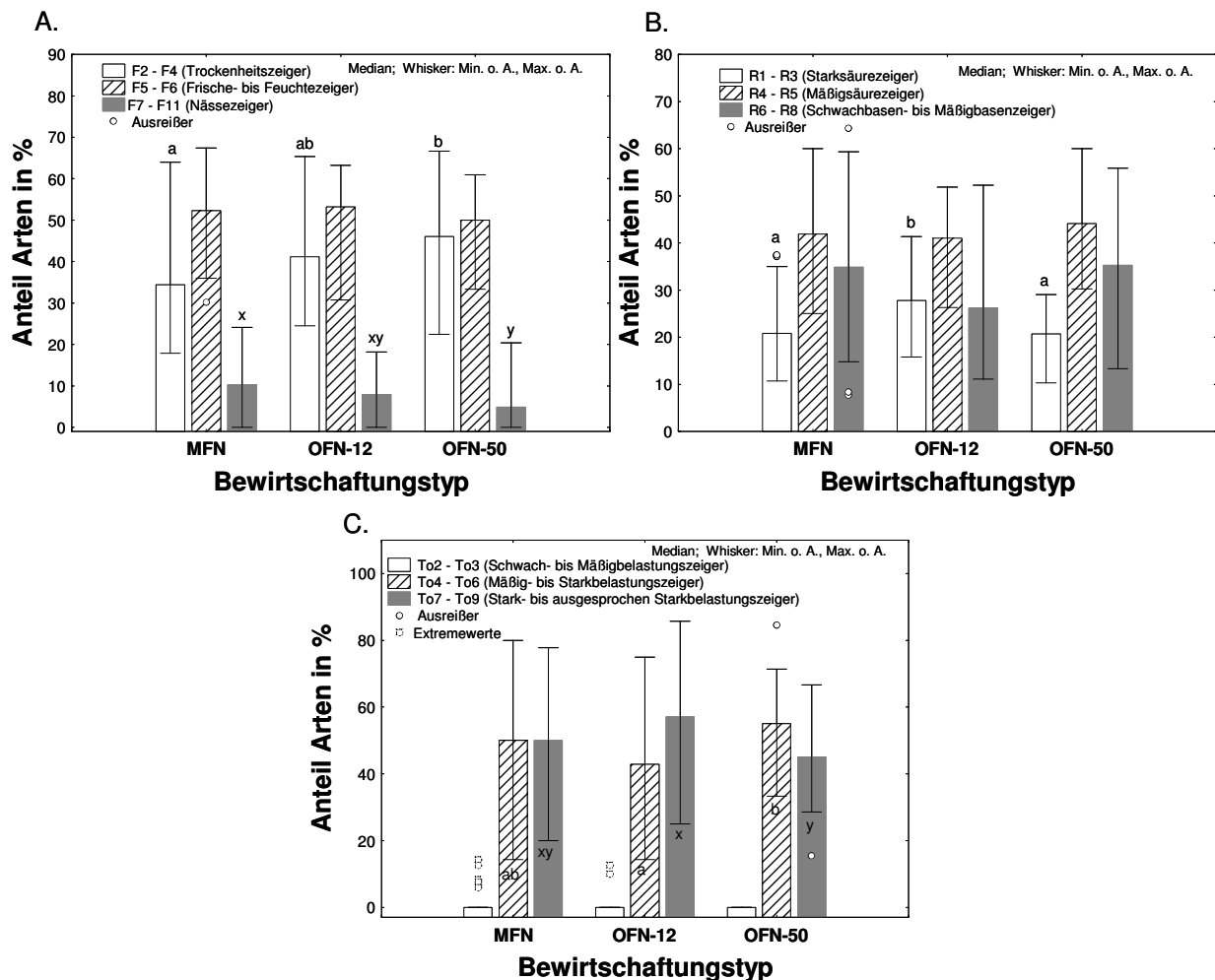


Abb. 13 Unterschiede zwischen Untersuchungsplots der Bewirtschaftungsvarianten MFN (mit forstlicher Nutzung nach dem Lübecker Modell), OFN-12 (ohne forstliche Nutzung seit 12 Jahren) und OFN-50 (ohne forstliche Nutzung seit 50 Jahren) hinsichtlich der Zeigerwerte für Feuchte, (Boden-)Reaktion für Gefäßpflanzen, Moose und Flechten (A, B) sowie für Toxizität bei Flechten (C).

Die Trockenheitszeiger kamen signifikant häufiger in Plots des Bewirtschaftungstyps OFN-50 als im Typ MFN vor (Mann-Whitney U-Test: $U=195,0$ $p<0,025^*$; nach Bonferroni-Korrektur), während umgekehrt die Nässezeiger häufiger in Plots des Typs MFN zu finden waren (Mann-Whitney U-Test: $U=158,0$ $p<0,005^{**}$; nach Bonferroni-Korrektur; Abb. 13A).

Im Hinblick auf die Bodenreaktion war der Anteil der Starksäurezeiger in Plots des Bewirtschaftungstyps OFN-12 signifikant höher als in den anderen beiden Typen (Mann-Whitney U-Test: OFN-12/OFN-50: $U=98,0$ $p<0,005^{**}$; OFN-12/MFN: $U=340,0$ $p<0,005^{**}$; nach Bonferroni-Korrektur; Abb. 13B).

Der Anteil mäßige bis starke Belastung anzeigender Flechtenarten war im Bewirtschaftungstyp OFN-12 signifikant geringer als im Typ OFN-50 (Mann-Whitney U-Test: To4-To6: $U=123,5$ $p<0,025^*$; nach Bonferroni-Korrektur), während der Anteil starke bis ausgesprochen starke Belastung anzeigender Flechten im OFN-12 höher war als im OFN-50 (Mann-Whitney U-Test: To7-To9: $U=124,5$ $p<0,025^*$; nach Bonferroni-Korrektur; Abb. 13C).

4.3.2.4 Ausbreitung

Bei Betrachtung der verschiedenen Ausbreitungsmodi der Gefäßpflanzen zwischen den drei untersuchten Bewirtschaftungsvarianten ergaben sich für „Ameisenausbreitung“ und „Klettausbreitung“ signifikante Unterschiede (ANOVA: Ameisenausbreitung: $F=9,15$ $p<0,001$; Klettausbreitung: $F=6,32$ $p<0,01$; Abb. 14).

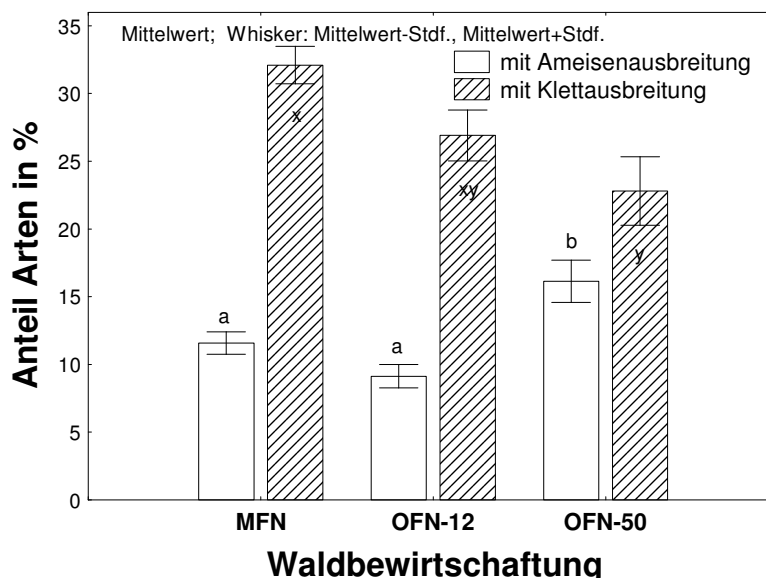


Abb. 14 Anteil Arten (in %) mit Ameisen- und Klettausbreitung in den Untersuchungsplots der drei Waldbewirtschaftungstypen MFN (mit forstlicher Nutzung nach dem Lübecker Modell), OFN-12 (ohne forstliche Nutzung seit 12 Jahren) und OFN-50 (ohne forstliche Nutzung seit 50 Jahren). Arten mit Zuordnung zu mehreren Ausbreitungsmodi wurden entsprechend mehrfach gewertet.

Der Anteil Arten mit Ameisenausbreitung war in Plots des Bewirtschaftungstyps OFN-50 signifikant höher als in denen des Typs OFN-12 und MFN (Tukey HSD-Test: OFN-50/OFN-12: $p < 0,001$; OFN-50/MFN: $p < 0,05$), während der Anteil Arten mit Klettausbreitung signifikant höher in Plots des Typs MFN als OFN-50 war (Tukey HSD-Test: $p < 0,01$).

4.3.2.5 Mikrohabitate

Die untersuchten Waldbewirtschaftungstypen unterschieden sich signifikant hinsichtlich der Anzahl der untersuchten Totholzelemente „Baumstümpfe“, „stehendes Totholz“ und „liegendes Totholz“ (Kruskal-Wallis-Test: Baumstümpfe: $H = 8,79$, $p < 0,05$; stehendes Totholz: $H = 18,14$, $p < 0,001$; liegendes Totholz: $H = 25,9$, $p < 0,001$; Abb. 15) nicht aber hinsichtlich der Anzahl bzw. der Anwesenheit der übrigen untersuchten Mikrohabitate (feuchte Senken, Bachläufe, Erdgräben, Erdwälle, Waldwege, Fahrzeugspuren, Steine).

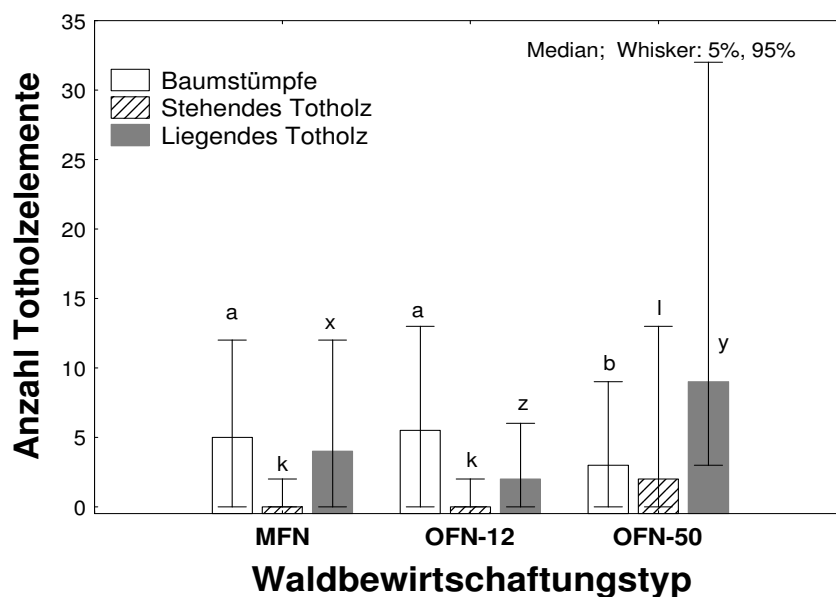


Abb. 15 Anzahl Totholzelemente (Baumstümpfe, stehendes und liegendes Totholz) in den Untersuchungsplots der drei Waldbewirtschaftungstypen MFN (mit forstlicher Nutzung nach dem Lübecker Modell), OFN-12 (ohne forstliche Nutzung seit 12 Jahren) und OFN-50 (ohne forstliche Nutzung seit 50 Jahren).

Die Anzahl der Baumstümpfe war in Plots des Bewirtschaftungstyps OFN-50 signifikant geringer als in den anderen beiden Bewirtschaftungstypen, während die Anzahl stehenden und liegenden Totholzes größer war (Abb. 15, Tab. 3). Ferner kam liegendes Totholz in Plots des Bewirtschaftungstyps MFN häufiger vor als im Typ OFN-12. Hinsichtlich der anderen beiden Totholzelemente gab es hier keine signifikanten Unterschiede (Tab. 3).

Tab. 3 Unterschiede in der Anzahl der Totholzelemente zwischen Untersuchungsplots der drei Waldbewirtschaftungstypen MFN (mit forstlicher Nutzung nach dem Lübecker Modell), OFN-12 (ohne forstliche Nutzung seit 12 Jahren) und OFN-50 (ohne forstliche Nutzung seit 50 Jahren). Mann-Whitney U-Tests. Signifikanzniveau nach Bonferroni-Korrektur: * $p < 0,025$, ** $p < 0,005$, *** $p < 0,0005$.

Totholzelemente	OFN-12/OFN-50		OFN-12/MFN		OFN-50/MFN	
	U	p	U	p	U	p
Baumstümpfe	108,0	**	555,0	n.s.	209,0	*
StehendesTotholz	120,5	*	505,0	n.s.	141,5	***
LiegendesTotholz	33,5	***	323,0	**	174,5	**

Von den untersuchten Mikrohabitaten (Feuchthabitate: Feuchte Senken, Bachläufe; Bodenstörungen: Waldwege, Erdgräben und -wälle; Totholz: stehendes und liegendes Totholz sowie Baumstümpfe) hatte keines einen signifikanten Einfluss auf die Gesamtartenzahl (Tab. 4). Nur die Streudicke erklärte knapp 20 % der vorhandenen Varianz. Auf die Anzahl der Gefäßpflanzen hat neben dem negativen Effekt der Streudicke (13% erklärte Varianz) das Vorhandensein von Bodenstörungen einen signifikanten wenn auch geringen positiven Effekt (6% erklärte Varianz). Das Vorhandensein von Feuchthabitaten hatte einen signifikant positiven Effekt auf die Anzahl der Moosarten (11% erklärte Varianz), während die Anzahl der Flechtenarten sowie Rote-Liste-Arten in signifikantem aber geringem Maße von der Streudicke beeinflusst wurde (jeweils 5 % erklärte Varianz). Neben der Streudicke, die 15% der vorhandenen Varianz erklärte, hatte auch die Anwesenheit von Bodenstörungen einen signifikanten positiven Effekt (weitere 6 % erklärte Varianz) auf die Anzahl walddtypischer Arten (nach Westphal 2001 und von Oheimb 2003).

Tab. 4 Analyse der Effekte verschiedener Mikrohabitatgruppen (Feuchthabitate: feuchte Senken, Bachläufe; Bodenstörungen: Waldwege, Erdgräben und –wälle; Totholz: stehendes und liegendes Totholz, Baumstümpfe) sowie der Streudicke (in cm) auf die Gesamtanzahl der Arten, Anzahl Gefäßpflanzenarten, Moosarten, Flechtenarten, Rote-Liste-Arten sowie Waldarten (nach Westphal 2001 und Oheimb 2003) mittels schrittweise vorwärts multiplen Regressionen.

	Streudicke (cm)		Bodenstörungen		Feuchthabitate		Totholz		Modell-Statistik			
	β	p	β	p	β	p	β	p	F	df	R ² kor.	p
Gesamtartenzahl	-0,417	< 0,001	0,198	n.s.	0,13	n.s.			10,71	3	0,255	< 0,001
Anzahl Gefäßpflanzenarten	-0,349	< 0,001	0,266	< 0,01					11,14	2	0,193	< 0,001
Anzahl Moosarten	-0,136	n.s.	0,194	n.s.	0,254	< 0,05	0,135	n.s.	5,08	4	0,161	< 0,01
Anzahl Flechtenarten	-0,262	< 0,05	-0,15	n.s.					3,74	2	0,06	< 0,05
Anzahl Rote-Liste-Arten	-0,271	< 0,05					-0,111	n.s.	3,4	2	0,054	< 0,05
Anzahl Waldarten	-0,355	< 0,001	0,282	0,01					12,17	2	0,208	< 0,001

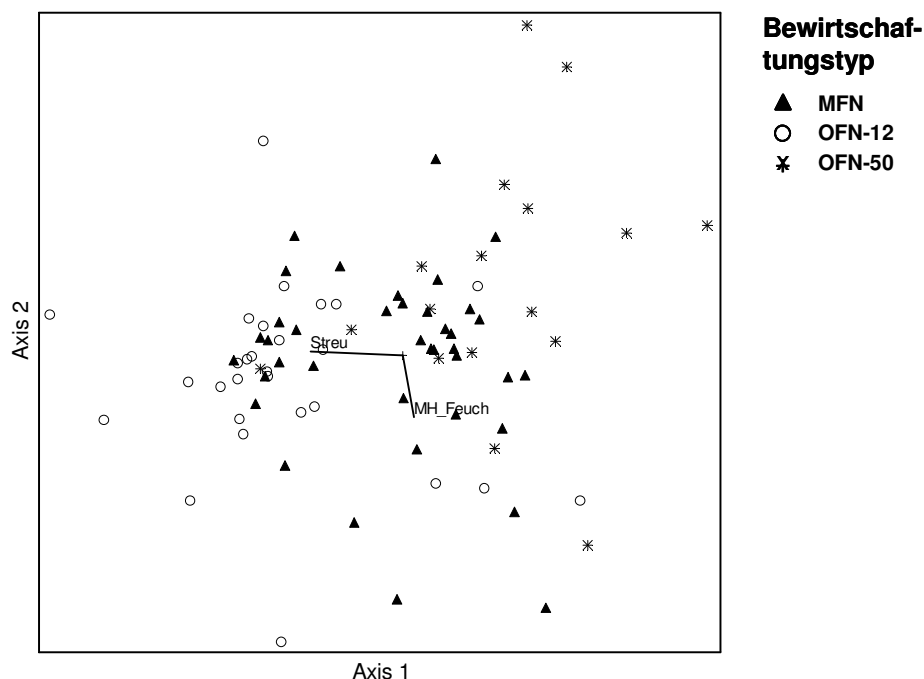


Abb. 16 CCA-Ordinationsdiagramm der ersten zwei Achsen der Untersuchungsplots der drei Waldbewirtschaftungstypen MFN (mit forstlicher Nutzung nach dem Lübecker Modell), OFN-12 (ohne forstliche Nutzung seit 12 Jahren) und OFN-50 (ohne forstliche Nutzung seit 50 Jahren) und der Anzahl bzw. dem Vorhandensein der Mikrohabitatgruppen (Feuchthabitate: feuchte Senken, Bachläufe; Bodenstörungen: Waldwege, Erdgräben und –wälle; Totholz: stehendes und liegendes Totholz, Baumstümpfe) sowie der Streudicke (in

cm). Jedes Symbol entspricht einem 400 m²-Plot; je näher aneinander, desto ähnlicher sind die Plots hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung. Die Vektoren stehen für die in das Diagramm einfließenden Faktoren (Mikrohabitatgruppen, Streudicke). Die Länge der Vektoren gibt ihre relative Bedeutung wider, während ihre Richtung auf die Ausprägung des Faktors in den Untersuchungsplots hinweist (Plots in Richtung des jeweiligen Vektors weisen eine höhere Ausprägung des Faktors auf als Plots in der entgegen liegenden Richtung) .

Das Vorhandensein bzw. die Anzahl der bei den Vegetationsaufnahmen erfassten Mikrohabitate erklärte im Hinblick auf die Gesamtartenzusammensetzung nur einen geringen Anteil der Varianz, auch wenn ein signifikanter Zusammenhang der Parameter „Streudicke“ (Korrelation mit Achse 1: -0,34) und „Anwesenheit von Feuchthabtataten“ bestand (Korrelation mit Achse 2: 0,208; Abb. 16).

Für die Artenzusammensetzung der Gefäßpflanzen, Kryptogamen, und Waldarten ergab sich ein sehr ähnlicher Zusammenhang. Nur für die Rote-Liste-Arten war dies nicht der Fall (vgl. Tab. 5).

Tab. 5 Ergebnisse der CCAs der Gesamtenartenzusammensetzung, Artenzusammensetzung der Gefäßpflanzen, Kryptogamen, Rote-Liste-Arten und Waldarten und dem Vorhandensein bzw. der Anzahl bestimmter Mikrohabitate (Feuchthabitate: feuchte Senken, Bachläufe; Bodenstörungen: Waldwege, Erdgräben und -wälle; Totholz: stehendes und liegendes Totholz, Baumstümpfe)sowie der Streudicke (in cm)

	Achse	Eigenwert	% kumulative erklärte Varianz	Monte-Carlo-Test p
Arten insgesamt	1	0,128	3,8	< 0,05
	2	0,69	5,9	< 0,05
Gefäßpflanzen	1	0,131	4,1	< 0,05
	2	0,067	6,2	< 0,05
Kryptogamen	1	0,128	3,8	< 0,05
	2	0,069	5,9	< 0,05
RL-Arten	1	0,315	2,8	n.s.
	2	0,271	5,2	n.s.
Waldarten	1	0,129	4,1	< 0,05
	2	0,066	6,2	< 0,05

4.3.3 Diskussion

4.3.3.1 Artenreichtum und Waldarten

Wälder als prägender Vegetationstyp in Mitteleuropa beherbergen eine reiche, an die Lebensbedingungen im Wald angepasste Flora. Für das norddeutsche Tiefland wurde von Schmidt et al. (2002) eine Liste derjenigen Gefäßpflanzen zusammengestellt, die im besonderen Maße als Waldarten betrachtet werden können. In Anlehnung an diese Zuordnung ergaben sich keine Unterschiede an Waldarten zwischen den drei von uns betrachteten forstlichen Bewirtschaftungstypen. Bei Betrachtung der „Nicht-Waldarten“, als jene Arten, die nicht in der Liste von Schmidt et al. 2002 geführt werden und die kennzeichnend für verschiedene Offenlandgesellschaften wie Ruderalfluren, Schlagfluren, Wirtschafts- und Feuchtgrünland sind, ist die Artenzahl bei den Gefäßpflanzen im Wirtschaftswald (MFN) signifikant höher (vgl. Abb. 4 und Abb. 9) als in den nicht mehr bewirtschafteten Wäldern (OFN-12 und OFN-50). Dies bestätigt Ergebnisse anderer Untersuchungen (Brunet et al. 1996, Gregor & Seidling 1999, von Oheimb 2003, Winter 2005), die einen Rückgang von lichtbedürftigeren Offenlandarten in unbewirtschafteten Wäldern beobachteten. Solche Arten treten regelmäßig in Wäldern nach Störungen auf und werden durch forstliche Eingriffe wie dem Holzeinschlag, aber auch dem Waldwegebau gefördert, so dass sie flächiger im Wirtschaftswald vertreten sind (vgl. z.B. Beese & Bryant 1999). Im unbewirtschafteten Wald sind diese Arten nur punktuell im Zuge natürlicher Störungen (z. B. Windbruch, Zerfallsphase) zu erwarten, so dass sie dort in der Regel deutlich seltener vorkommen. Eine Erhöhung der Artenvielfalt durch eine größere Anzahl von „Nichtwaldarten“ sollte jedoch nicht im Mittelpunkt des Waldnaturschutzes stehen – vielmehr geht es um den Erhalt des Lebensraumes Waldes mit den nur ihm eigenen Waldarten vor dem Hintergrund einer naturnahen Holzproduktion. Andere alte, stark kulturgeprägte Waldnutzungsformen wie die Hudewälder oder Laubwiesen sind für ihren großen Artenreichtum auch hochgradig gefährdeter Arten bekannt (Rose 1992). Sie sind allerdings nicht als Systeme für eine naturnahe und ökonomische Holzproduktion interessant, sollten aber in überregionalen Schutzkonzepten des Waldnaturschutzes berücksichtigt werden.

4.3.3.2 Vergleich der Artenzahlen mit anderen Studien

Für Gefäßpflanzen liegen für 400 m²-Fläche Daten aus dem Europäischen Monitoring-Programm Level 2 für Wirtschaftswälder vor, in denen in den hier betrachteten Waldmeister-Buchenwäldern etwa 20-25 Arten erwartet werden können (Seidling 2005). Damit liegen die

von uns berücksichtigten Untersuchungswälder mit im Mittel 25 Gefäßpflanzen-Arten (Abb. 2) gut im Schnitt und entsprechen auch etwa den Ergebnissen, die im Untersuchungsgebiet von Oheimb (2003) erzielt wurden. Die lange unbewirtschafteten Wälder (OFN-50; vgl. Abb. 4) liegen mit im Mittel 24 Arten/400 m² etwas über denen von Oheimb ermittelten Werten von 20 Arten/400 m², während die für den Hevenbruch (OFN-12) ermittelten Werte dagegen etwas darunter liegen, was mit der hier vorliegenden größeren Zahl der Untersuchungsflächen zu erklären ist. Die von Winter (2005: 154) für Waldmeister-Buchenwälder in Nordostdeutschland ermittelten Werte für vergleichbare Nutzungstypen liegen insgesamt niedriger (18; 14; 10 pro 314 m²) – selbst wenn man die geringere Flächengröße berücksichtigt.

4.3.3.3 Bedeutung von Flechten und Moosen

Auch wenn der Artenreichtum der Gefäßpflanzen bisher im Mittelpunkt der meisten botanischen Untersuchungen in Wäldern lag, zeigt diese Studie, dass nur 40 – 50 % der Arten zu den Gefäßpflanzen zählen und Moose und Flechten jeweils 25 – 30 % des Artenreichtums ausmachen. Dies entspricht auch den Ergebnissen anderer Waldtypen zum Beispiel im Nationalpark Kurische Nehrung in Russland (Dolnik 2003, 2005). Als schattentolerante Organismen sind viele Arten besonders an den Lebensraum Wald angepasst, wobei insbesondere die Waldbodenmoose sich regulierend auf den Bodenwasserhaushalt auswirken. Flechten und Moose sind darüber hinaus Nähr- und Schadstofffilter für Niederschläge und reagieren besonders empfindlich auf Umweltbelastungen und klimatische Veränderungen (u.a. Frahm 1998, Kirschbaum & Wirth 1995). Dadurch verzeichneten schadstoffempfindliche Moos- und Flechtenarten seit der Industrialisierung in der 2. Hälfte des 19. Jahrhunderts einen enormen Artenrückgang (z. B. Bates & Farmer 1992) – auch in den untersuchten Waldgebieten. Bezogen auf die drei untersuchten Bewirtschaftungstypen konnte für die Moose keine, für die Flechten jedoch für die OFN-50 Variante eine signifikant höhere Artenzahl festgestellt werden, was auch den Ergebnissen von Friedel et al. (2006) entspricht. Höhere Artenzahlen in den OFN-50-Flächen scheinen auf den ersten Blick mit dem besonders hohen Anteil an Hainbuchen im Forstort Schattin zurückführen zu sein. Diese Vermutung wird allerdings durch die Betrachtung nur derjenigen Untersuchungsflächen mit Hainbuche relativiert, da auch hier höhere Artenzahlen in OFN-50 auftraten (Ergebnisse nicht dargestellt). Einige seltene Epiphyten (so die Zeichenflechten *Opegrapha atra*, *O. ochrocheila*, *O. viridis*, *O. vulgata* s.str.) kamen z. B. nur in den OFN-50 vor. Trotzdem soll die Bedeutung der Hainbuche für die Epiphytenvegetation im Folgenden näher betrachtet werden.

4.3.3.4 Hainbuche als Biotopbaum für Epiphyten

Buche und Hainbuche sind durch ihre glattrindige, permanente Borke mit ähnlichen pH-Werten Träger der gleichen Epiphytengemeinschaft (Wirth 1988). Daher könnten alle Arten, die hier nur auf Hainbuche gefunden wurden, bei ökologisch günstigen Bedingungen auch auf Buche vorkommen. Die natürliche Epiphytengesellschaft der heimischen Buchenwälder war bis ins ausgehende 19. Jahrhundert die Lungenflechten-Gesellschaft (*Lobarietum pulmonariae* Hil.), die jedoch durch die starke Luftverschmutzung im norddeutschen Tiefland mittlerweile so gut wie ausgestorben ist. Übrig geblieben sind weniger empfindliche Flechtengesellschaften. Wirth (1988) ordnet verschiedene Epiphytengesellschaften für Süddeutschland in eine 14-stufige Skala der relativen Luftverschmutzung ein. Das Optimum liegt bei eins mit der Lungenflechten-Gesellschaft und wird einer von einzelligen grünen Algen dominierten Gesellschaft mit dem Wert 14 (*Pleurococcetum vulgaris*) gegenübergestellt. Ein Blick in unsere von Luftalgen grünstämmigen Wälder verrät schnell die dramatische Situation, doch kann an einzelnen Hainbuchen noch die Warzen-Flechtengesellschaft (*Pyrenula nitidae*, Stufe 8) angetroffen werden, auf Rotbuche jedoch nur noch die Porina-Gesellschaft (*Porinetum aeneae*, Stufe 9-10).

Hauptursachen für den Artenrückgang durch Luftbelastung sind die hohen SO_2 -Konzentrationen der Luft und in deren Folge der Saure Regen sowie die Eutrophierung durch Stickstoffverbindungen (Ammoniak, Stickoxide). Während die Säurebelastung durch Entschwefelungsanlagen und Einführung neuer Grenzwerte seit etwa 25 Jahren erfolgreich reduziert werden konnte, ist die Eutrophierung noch ein andauerndes Problem (Franzen et al. 2002, Lorenz et al. 2007). Im Untersuchungsgebiet spiegelt sich dies durch das Fehlen sehr empfindlicher Flechten und Moose wider sowie durch das nur sehr reliktsche Vorkommen selbst weniger empfindlicher Arten. Im landesweiten Vergleich des Flechtenmonitorings auf den Dauerbeobachtungsflächen in Schleswig-Holstein (Abel & Zimmer 2006: 112) schneidet die Probestfläche Hevenbruch sehr schlecht ab, da die Flechtenflora stark verarmt ist und die dort registrierten Arten extrem bis mäßig immissionstolerant sind. Nach Lorenz et al. (2007) ist die Eutrophierung durch Stickstoffverbindungen (basierend auf Messungen der Nassdeposition) aus der Luft, vor allem Ammoniak, im norddeutschen Tiefland mit 200 – 500 mol_e/ha·yr über dem angenommenen critical load für Buchenwaldökosysteme zu hoch. Die hohe Eutrophierung über die Luft spiegelt sich gleichfalls durch die hohe Präsenz nitrophytischer Epiphyten wider. Der Stickstoffeintrag über die Luft mag sich kurzfristig in einer Wachstumssteigerung der Bäume widerspiegeln, verändert aber über Versauerungsprozesse und

Nährstoffverlagerungen im Boden langfristig das Waldökosystem negativ (u.a. Meesenburg 2003).

Umso erfreulicher ist es, dass zumindest auf Hainbuchen noch eine Reihe mäßig empfindlicher Arten überdauert haben bzw. auch eine Wiederbesiedlung von Hainbuche durch seltenere Arten möglich ist. Den Hainbuchen kommt daher im Untersuchungsgebiet eine Schlüsselrolle als Quellbiotop für die Wiederausbreitung einer buchenwaldtypischen Epiphytenvegetation zu, da angenommen werden kann, dass bei Luftverbesserung sich bisher nur auf Hainbuche beschränkte Arten wieder auf Rotbuche ausbreiten können.



Foto 5: Mit weißlichen Krustenflechten wie *Graphis scripta* und *Pertusaria leioplaca* bewachsener Hainbuchenstamm im Vordergrund, im Hintergrund Stamm ohne weißliche Krustenflechten; Schattin (Foto: L. Rasran)

Nicht alle Hainbuchen sind gleichermaßen besiedelt. Dies lässt sich auf teils geringfügige chemische Unterschiede in den Borkeninhaltsstoffen, teils auf mikroklimatische

Besonderheiten zurückführen. Schwachwüchsige und krumme sowie verletzte Bäume bieten durch stärkere Substratkonstanz und eine höhere Vielfalt an Expositionen für anpassungsträge Flechten günstige Wachstumsbedingungen, eine Beobachtung, die sich mit Untersuchungen von Ernst & Hanstein (2001) aus der Lüneburger Heide deckt. Epiphytenreiche Hainbuchen, die als Biotopbäume geeignet erscheinen, sind leicht an einer großen Anzahl weißlicher Krustenflechten, die als ovale Flecken den Stamm besiedeln, auch vom aufmerksamen Forstmann ohne Flechtenkenntnisse zu erkennen. Zusammen mit den auffallenden glatten weißkrustigen Arten wie der Schriftflechte (*Graphis scripta*) oder *Lecanora argentata*, *Arthonia radiata*, *Pertusaria leioplaca*) siedeln auch unscheinbarere Krustenflechten wie die seltene braunkrustige Warzenflechte (*Pyrenula nitida*) und mehrere *Opegrapha*-Arten, die als eigentliche Zielarten mit hohem Naturschutzwert gelten können. Eine Verwechslung der weißen glattkrustigen Flechten mit der häufigen und schadstofftoleranten Graugrünen Staufflechte (*Lepraria incana*), die oft großflächig Baumflanken besiedelt, kann durch eine einfache Fingerwischprobe ausgeschlossen werden.

Für die Besiedlung mit Epiphyten ist ein altersklassenreicher Waldbestand vorteilhaft, so dass die Ausbreitung von Arten an epiphytenreichen Altbäumen auf jüngere Nachbarbäume möglich ist. Da in den Wirtschaftswäldern des Stadtwaldes Lübeck eine solche Altersstruktur des Waldes angestrebt wird, sollte sich dies positiv auf die Besiedlung mit Epiphyten auswirken. Nach Rose (1988) war die Industrialisierung in der Waldwirtschaft zu Beginn des 20. Jahrhunderts mit Einführung des Kahlschlags mit anschließender Aufforstung ein wichtiger Faktor für den Rückgang ausbreitungsträger Waldarten auf historisch alten Waldstandorten, da sich sowohl das Mikroklima schlagartig änderte als auch die Nahausbreitung der Epiphyten von Altbäumen auf benachbarte jüngere Bäume nicht mehr gegeben war.

4.3.3.5 Mikrohabitate

Kleinflächige Sonderstandorte wie feuchte Senken, Erdwälle, Fahrzeugspuren, verschiedene Waldwege und Totholz spielen für die Artendiversität und Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen den untersuchten Bewirtschaftungstypen eine geringere Rolle als durch die stärkere Präsenz von Nichtwaldarten in den Wirtschaftswäldern erwartet werden konnte (Tab. 4). Im Folgenden sollen daher nur kurz auf die untersuchten Mikrohabitate eingegangen werden.

4.3.3.6 Bodenstörstellen in Wäldern

Die durch Bodenstörung begünstigten Ruderalarten (Nichtwaldarten) waren zwar in Plots des Bewirtschaftungstyps MFN häufiger anzutreffen aber auch in Plots des Typs OFN-12 und OFN-50 kommen Bereiche mit Bodenstörungen regelmäßig vor. Diese reichen offenbar aus, um die Präsenz der meisten Arten zu gewährleisten. Das gleiche gilt für Feuchtbereiche und deren Arteninventar. Störstellen durch Fahrzeugspuren einschließlich Rückegassen kamen in allen Untersuchungsvarianten vor, da auch in der waldbaulich lange nicht mehr genutzten Nutzungsvariante OFN-50 durch Jagdpächter der Wald befahren wird. Bodenstörstellen sind insbesondere im Buchenwald mit seiner teils dicken ganzjährigen Laubstreu bedeutend, da so Mikrohabitate auch für walddtypische Arten geschaffen werden. Baumteller, historische Erdwälle und Gräben, aber auch Abflusstraufen und kleine Reliefunterschiede sowie Wühlstellen, Wildwechsel und übererdete Findlinge bieten zumindest vorübergehend Keimungs- und Ausbreitungsmöglichkeiten für viele Arten, die sich dann für Jahrzehnte etablieren können. In streureichen Waldbeständen beschränken sich die Vorkommen der walddtypischen Arten bisweilen auf solche Mikrohabitate, die daher für eine naturnahe Waldstruktur besonders wertvoll sind.

Stark anthropogen geprägte Störungen sind dagegen solche, in deren Folge Nichtwaldarten gezielt eingebracht oder eingeschleppt werden. Dies betrifft vor allem den Wegebau, bei dem durch basenreiche Schotter und auch Bauschutt, nicht autochthones Material in den Wald eingetragen wurde. Die dadurch eingeführten Ruderal- und Grünlandarten erhöhen zwar quantitativ die Artendiversität, ihr Vorkommen wird jedoch negativ gewertet. Bei den Moosen gibt es mittlerweile eingeschleppte typische Waldwege-Arten wie *Pohlia wahlenbergii* und *Palustriella filicinum*, die früher selten, heute aber durch den Waldwegebau weit verbreitet sind (Koperski 2008). Kritisch zu bewerten sind auch durch Wildfütterung und Kirren eingeschleppte Arten, die für die Etablierung im Wald meist nicht geeignet sind, und auch nicht für ein natürliches Waldbild stehen. Weiter kann Wildfütterung und Kirrung zur Eutrophierung und lokalen Verwüstung der Waldvegetation führen. Die Zunahme nitrophytischer Arten in Wäldern durch Einträge aus benachbarten landwirtschaftlichen Flächen (u.a. Willi et al. 2005) ist dagegen ein überregionales Problem, dass für alle drei untersuchten Bewirtschaftungstypen gilt und daher als einheitliche Störgröße betrachtet wird.

4.3.3.7 Schlagflurarten

Etwas differenzierter sollten die so genannten Schlagflurarten betrachtet werden. Hierunter fallen Arten, die nach Kahlschlägen, wie sie noch im 20. Jahrhundert verbreitet waren, aber

auch Windbruch oder Brand, sich rasch ausbreiten und eine hohe, durch Stauden und Halbsträucher geprägte Vegetation ausbilden. Hier vermischen sich an halboffene Standorte gebundene typische Waldlichtungszeiger wie Wald-Himbeere oder Haselblatt-Brombeeren, mit anderen Offenlandarten wie dem Land-Reitgras und dem Schmalblättrigen Weidenröschen. Schlagflurarten sind charakteristische Arten der Waldinnensäume und auch entlang von Waldwegen verbreitet und somit eng mit dem Ökosystem Wald verbunden. Der höhere Deckungsanteil von Schlagflurarten in den Wirtschaftswäldern ist nicht überraschend, da durch das Fällen von Bäumen regelmäßig Waldinnensäume geschaffen werden.

Ein gewisser Deckungsanteil der Schlagflurarten in Wäldern ist durchaus positiv zu bewerten, da Sie sich rasch nach großflächigen Katastrophenereignissen wie Bränden und Windwurf ausbreiten und den Boden vor Erosion schützen können. Während Schlagfluren als Dickung und Äsungsfläche für Wild dienen können ist ihre Funktion als Vorstufe für die Wiederbewaldung artspezifisch sehr unterschiedlich. Insbesondere das Landreitgras kann durch seine hohe Streuproduktion und den dichten Bewuchs eine natürliche Wiederbewaldung, wie Sie im Prozessschutz angestrebt wird, stark verzögern. Ähnlich können Brombeerdickichte wirken.

4.3.3.8 Totholz

Totholz in Buchenwäldern beeinflusst in vielfältiger Weise die Artenzusammensetzung der Waldvegetation, auch wenn vergleichsweise wenig Arten spezifisch an Totholz gebunden sind. Liegendes Totholz und Baumstubben werden oft von Moosen überzogen, die auch auf dem Waldboden vorkommen können und durch ihre Schwammfunktion den Feuchtehaushalt und damit die Zersetzung des Holzes durch Pilze positiv beeinflussen. Exponiertes trockenes Holz hingegen wird weniger von Moosen sondern eher von Flechten besiedelt, die nur in geringerem Maße zur Zersetzung des Holzes beitragen. Stark zersetztes bodennahes Totholz tritt als Mikrorelief besonders in den laubstreureichen Tiefland-Buchenwäldern hervor und kann von Gefäßpflanzen besiedelt werden, die sich nicht in der Laubstreu etablieren können.

Ein Großteil der Totholzbesiedler kommt auch in der Bodenvegetation oder aber epiphytisch vor. Als Totholzarten im engeren Sinne traten in den Untersuchungsplots nur einige Flechtenarten auf (z.B. *Micarea prasina*, *Chaenotheca xyloxena*, *Ch. chlorella*), die exponiertes und daher relativ trockenes Totholz besiedeln wie Baumstubben, trockenes Asttotholz (besonders Eiche) und stehendes totes Altholz. Jedoch gibt es mehrere weitere bisher seltene oder lokal ausgestorbene totholzbesiedelnde Arten, die sich bei einer erhöhten Präsenz von Totholz in Wäldern über Fernausbreitung wieder ansiedeln könnten.

Ihre Anwesenheit kann die Entwicklung hin zu einem naturnahen Waldökosystem aufzeigen, in dem alle Nischen wieder adäquat besetzt werden können. Waldstandorte mit einer hohen Kontinuität haben hier vor so genannten jungen Wäldern zwar einen Standortvorteil, doch wird das Entwicklungspotenzial auch jüngerer Wälder bisweilen unterschätzt. So kommt es immer wieder vor, dass spezifische alte Waldarten auch in jüngeren Wäldern gefunden werden (Ernst & Hanstein 2001). Voraussetzung für die Besiedlung ist vor allem das Vorhandensein und Qualität bestimmter Totholzelemente, während ihre Quantität nach Erreichen von einer gewissen Mindestmenge für die Biodiversität des Waldstandortes zweitrangig zu sein scheint (vgl. auch Standovár et al 2006). Zum Beispiel wurden die unter den Flechten zu den Zielarten gehörenden seltenen und gefährdete Totholzbesiedler *Chaenotheca chlorella* und *Ch. xyloxena* in bewirtschafteten und unbewirtschafteten Untersuchungsflächen registriert. Ihre Seltenheit steht in direktem Zusammenhang zur Habitatverfügbarkeit. Geeignete Totholzstrukturen (stehendes, unberindetes Totholz alter Stämme) traten nur vereinzelt, aber in allen drei untersuchten Bewirtschaftungstypen auf, auch wenn die Anzahl stehender Totholz-Elemente in Untersuchungsplots des Typs OFN-50 signifikant höher lag (Abb. 15).

Stehendes Totholz fehlte mit der Intensivierung der Forstwirtschaft in den Wirtschaftswäldern des 20. Jahrhunderts, so dass durch die Erhöhung des Totholzanteils einschließlich stehenden Totholzes in der naturnahen Waldwirtschaft vielerorts eine Wiederbesiedlung durch Fernausbreitung erfolgen musste. Trotz einer relativ hohen Zahl geeignet erscheinender stehender Totholzhabitate war in den von uns untersuchten Plots der drei Bewirtschaftungstypen nur ein kleiner Teil mit Zielarten besiedelt. Die 2 Fundorte von *Ch. chlorella* konnten sogar nur in den 2500 m² großen Flächen nachgewiesen werden und wären bei einer Standarderfassung von 400 m² nicht erfasst worden. Hier soll darauf hingewiesen werden, dass die nach dem Lübecker Modell bewirtschafteten Forste (MFN) einen weitaus höheren Anteil an Totholz aufweisen, als es in der industriellen Waldwirtschaft üblich ist (vgl. z.B. Kirby et al 1998). Dadurch wird auch in den weiterhin in Nutzung befindlichen Forsten ein Grad der Naturnähe erreicht, der die Ansiedlung seltener Totholzarten erlaubt. Durch die geringe Zahl der obligaten totholzbesiedelnden Arten und ihre Seltenheit lassen sich aus den vorliegenden Daten keine Mindestmengen an notwendigen Totholzvorräten ableiten.

4.3.3.9 Ausbreitungslimitation

In der modernen Agrarlandschaft sind Wälder inselartig verteilt und durch verschiedene Strukturen voneinander isoliert, so dass das Vorkommen diverser buchenwaldtypischer

Gefäßpflanzen von ihrer Ausbreitungsfähigkeit abhängig wurde (Ausbreitungslimitation; z.B. Zacharias 1994, Kolb & Diekmann 2004). Damit sind Arten mit eingeschränkten Fähigkeiten zur Fernausbreitung ebenfalls gute Indikatoren für die Kontinuität von Waldstandorten. Hierzu zählen in erster Linie Pflanzenarten mit Myrmekochorie (Ameisenausbreitung) als primärem Ausbreitungsmodus, da Pflanzen auf diesem Wege nur geringe Distanzen (im cm-Bereich/Jahr) zurücklegen können (Dzwonko & Loster 1992, Bonn & Poschlod 1998). Daher werden solche Arten auch überwiegend als Zeiger für alte Wälder gedeutet (Wulf 1995, Bonn & Poschlod 1998). Die relative Anhäufung myrmekochorer Arten in Plots des Bewirtschaftungstyps OFN-50 belegt somit eine höhere Kontinuität dieses Standortes gegenüber den anderen Untersuchungsstandorten. Arten mit Klettausbreitung, zu denen einige Grasarten sowie einjährige Kräuter zählen, die als Störzeiger gelten, waren in den Wirtschaftswäldern häufiger vertreten.

Da die Einwanderung bestimmter walddisperser Gefäßpflanzenarten in extensiv genutzte Wälder auf Grund ihrer geringen Ausbreitungsgeschwindigkeit ein langwieriger Prozess ist (vgl. Brunet et al. 2000, Kolb & Diekmann 2004), wird diese wahrscheinlich unabhängig von sonstigen Rahmenbedingungen erst nach und nach erfolgen. Auswirkungen von Waldnutzungsumstellungen auf die Artendiversität können in vollem Maße daher erst nach längeren Zeiträumen vollständig erfasst werden.

Auch unter epiphytischen Flechten und Moosen gibt es eine Reihe von Indikatorarten für die Standortkontinuität von Waldstandorten (Rose 1992, Nitare 2000, Ernst & Hanstein 2001). Durch die hohe Schadstoffbelastung im 20. Jahrhundert und die Industrialisierung in der Holzwirtschaft kommen allerdings auch an historisch alten Waldstandorten, die den Großteil der Untersuchungsflächen repräsentieren, viele Indikatorarten nicht mehr vor (Rose 1978). Unabhängig von der Artenzahl gilt es jedoch die flächenmäßig geringe Zahl alter Waldstandorte mit ihren meist ausbreitungslimitierten und daher gefährdeten Arten besonders zu schützen. Das schließt eine forstliche naturnahe Nutzung nicht aus.

4.3.4 Zusammenfassung

Die vorliegenden Untersuchungen zur botanischen Artenvielfalt bestätigen andere Untersuchungen zu quantitativ höheren Artenzahlen in bewirtschafteten im Vergleich zu unbewirtschafteten Buchenwäldern. Qualitativ unterscheidet sich die Anzahl an Waldarten zwischen den bewirtschafteten und lange Zeit unbewirtschafteten Flächen nicht; der Anteil nicht walddisperser Arten sowie die Deckung von Schlagflurarten ist in den Wirtschaftswäldern jedoch höher.

Der Anteil von stehendem Totholz wirkt sich positiv auf die Wiederansiedlung typischer Totholzarten aus.

Epiphytengesellschaften zeigen eine hohe Belastung mit Stickstoffeinträgen aus der Luft an, Diese Belastung wird sich langfristig negativ auf das Bodenökosystem auswirken.

Auf Hainbuchen kommen vereinzelt noch seltene Flechten vor, die bereits auf Rotbuchen verschollen sind. Epiphytenreiche Hainbuchen können daher als Biotopbäume einen wichtigen Beitrag zur Wiederausbreitung und -herstellung artenreicher, naturnaher Buchenwaldgemeinschaften leisten.

4.3.5 Literatur

Abel H. & Zimmer D. (2006): 15 Jahre Flechtenmonitoring an den Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) in Schleswig-Holstein. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein.

Bates W.B. & Farmer A. M. (ed.)(1992): Bryophytes and Lichens in a Changing Environment. Clarendon Press, Oxford.

Beese W.J. & Bryant A.A. (1999): Effect of alternative silvicultural systems on vegetation and bird communities in coastal montane forests of British Columbia, Canada. Forest Ecology and Management 115, 231-242.

Bonn S. & Poschod P. (1998): Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. Quelle & Meyer, Wiesbaden.

Brunet J., Oheimb G. & Diekmann M. (2000): Factors influencing vegetation gradients across ancient-recent woodland borderlines in southern Sweden. Journal of Vegetation Science 11, 515-524.

Dallmeier F. (1998a, ed.): Forest biodiversity research, monitoring and modeling: conceptual background and old world case studies. Man and the Biosphere Series 20, UNESCO, Paris.

- Dallmeier F. (1998b, ed.): Forest biodiversity in North, Central and South America, and the Caribbean - research and monitoring. Man and the Biosphere Series 21, UNESCO, Paris.
- Dengler J. (2003): Entwicklung und Bewertung neuer Ansätze in der Pflanzensoziologie unter besonderer Berücksichtigung der Vegetationsklassifikation. Archiv naturwissenschaftlicher Dissertationen 14, Martina Galunder-Verl., Nürmbrecht.
- Dolnik C. (2003): Artenzahl-Areal-Beziehungen von Wald- und Offenlandgesellschaften – Ein Beitrag zur Erfassung der botanischen Artenvielfalt unter besonderer Berücksichtigung der Flechten und Moose am Beispiel des Nationalparks Kurische Nehrung (Russland). Mittl. Arbeitsgem. Geobot. Schleswig-Holstein Hambg. 62, Kiel.
- Dolnik C. (2005): Grundlagen für eine standardisierte Erfassung der Artenvielfalt in der Vegetationskunde. Treffpunkt Biologische Vielfalt 5, 171-176, BfN, Bonn.
- Dzwonko Z. & Loster S. (1992): Species richness and seed dispersal to secondary woods in southern Poland. Journal of Biogeography 19, 195-204.
- Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V. & Werner W. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa, 3. durchgesehene Aufl., Scripta Geobotanica XVIII. Verlag Erich Goltze GmbH, Göttingen.
- Ernst G. & Hanstein U. (2001): Epiphytische Flechten im Forstamt Sellhorn – Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. NNA-Berichte 2/2001, 28-85.
- Exkursionsflora für die Gebiete der DDR und der BRD. Band 4, Kritischer Band. 6., durchges. Aufl. Begr. von W. Rothmaler, Herausgeg. von R. Schubert u. W. Vent. Berlin 1986.
- Frahm J.-P. (1998): Moose als Bioindikatoren. Quelle & Meyer, Wiesbaden.
- Franzen I., Stapper N. J., Frahm J.-P. (2002): Ermittlung der lufthygienischen Situation Nordrhein-Westfalens mit epiphytischen Flechten und Moosen als Bioindikatoren.

Ministerium f. Umwelt u. Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.

- Friedel A., von Oheimb G., Dengler J., Härdtle W. (2006): Species diversity and species composition of epiphytic bryophytes and lichens – a comparison of managed and unmanaged beech forests in NE Germany. *Feddes Repertorium* 117, 172-185, Weinheim.
- Gregor, T. & Seidling W. (1999): 50 Jahre Vegetationsentwicklung eines Eichen-Altbestandes im osthessischen Bergland. *Tuexenia* 19, 193-203.
- Kaiser T., Bernotat D., Kleyer M., Rückriem C. (2002): Gelbdruck Verwendung floristischer und vegetationskundlicher Daten. – *Schriftenr. Landschaftspfl. & Naturschutz* 70, 219-280. BfN, Bonn-Bad Godesberg.
- Kirby K.J., Reid C.M., Thomas R.C. & Goldsmith F.B. (1998): Preliminary estimates of fallen dead wood and standing dead trees in managed and unmanaged forests in Britain. *Journal of Applied Ecology* 35, 148-155.
- Kirschbaum U. & Wirth V. (1995): Flechten erkennen, Luftgüte bestimmen. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Kolb A. & Diekmann M. (2004): Effects of environment, habitat configuration and forest continuity on the distribution of forest plant species. *Journal of Vegetation Science* 15, 199-208.
- Koperski M. (2008): Zur Verbreitung basiphiler Moose auf Fremd-Substraten im Nationalpark Harz. *Mitt. Arbeitsgem. Geobot. Schleswig-Holstein Hamb.* 65, 107-116.
- Litterski B. & Schiefelbein U. (2007): Rote Liste der Flechten Mecklenburg-Vorpommerns, 2. Fassung. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin.

- Londo G. (1975): Dezimalskala für die vegetationskundliche Aufnahme von Dauerquadraten. In: Tüxen, R. (ed.) Sukzessionsforschung. Cramer, Vaduz, LI, 613-617.
- Lorenz M., Fischer R., Becher G., Granke O., Riedel T., Roskams P., Nagel H.-D., Kraft P. (2007): Forest Condition in Europe. – 2007 Technical Report. – BFH Hamburg, URL: <http://www.icp-forests.org/RepTech.htm>
- McCune B. & Mefford M.J. (1999): PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- Meesenburg H. (2003): Versauerung und Stickstoffsättigung von Waldökosystemen – Erkenntnisse aus dem forstlichen Umweltmonitoring in Niedersachsen. Nachhaltiges Niedersachsen 26, 29-33.
- Mierwald U. & Romahn K. (2006): Die Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holsteins – Rote Liste, Band 1. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek.
- Nitare J. (ed.)(2000): Signalarter – Indikatorer på skyddsvärd skog. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Noss R.F. (1999): Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators. Forest Ecology and Management 115, 135-146.
- Peet R.K., Wentworth T.R. & White P.S. (1998): A flexible, multipurpose method for recording vegetation composition and structure. Castanea 63, 262–274.
- R Development Core Team (2005): R: A language and environment for statistical computing. Version 2.1.1 R Foundation for statistical computing. <http://www.r-project.org>.
- Rose F. (1978): The persistence of epiphytic Lichens in Schleswig-Holstein. Lichenologist 10: 231-235.

- Rose F. (1988): Phytogeographical and ecological aspects of Lobarion communities in Europe. Bot. J. Linnean Soc. 96, 69-79.
- Rose F. (1992): Temperate forest management: its effects on bryophyte and lichen floras and habitats. In: Bates, W.B. & Farmer A. M. (ed.), Bryophytes and Lichens in a Changing Environment, 211-233 Clarendon Press, Oxford.
- Santesson R., Moberg R., Nordin A., Tønsberg T. & Vitikainen O. (2004): Lichen-forming and Lichenicolous Fungi of Fennoscandia. Svenska Botaniska Föreningen, Uppsala
- Schmidt M., Oheimb G. von, Kriebitzsch W. & Ellenberg H. (2002): Liste der im norddeutschen Tiefland typischen Waldpflanzen. Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft 206, 1-37, Hamburg.
- Scholz P. (2000): Katalog der Flechten und flechtenbewohnenden Pilze Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde, Heft 31. Bundesamt für Naturschutz, Bonn – Bad Godesberg.
- Schulz F. & Dengler J. (Hrsg.) (2006): Verbreitungsatlas der Moose in Schleswig-Holstein und Hamburg. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek.
- Seidling W. (2005): Ground floor Vegetation assessment within the intensive (Level II) monitoring of forest ecosystems in Germany: chances and challenges. Eur. J. Forest Res. 124, 3001-312.
- Shmida A. (1984): Whittaker's plant diversity sampling method. Israel J. Bot. 33: 41–46.
- Standovár T., Óder P., Aszalós R. & Gálhidy L. (2006): Sensitivity of ground layer vegetation diversity descriptors in indicating forest naturalness. Community Ecology 7, 199-209.
- Statsoft Inc. (2003): Statistica for Windows, version 6.0. Tulsa, USA.

- Sturm (1993): Prozeßschutz – ein Konzept für naturschutzgerechte Waldwirtschaft. – Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 2, 181-192.
- von Oheimb G. (2003): Einfluss forstlicher Nutzung auf die Artenvielfalt und Artenzusammensetzung der Gefäßpflanzen in norddeutschen Laubwäldern. Schriftenreihe Naturwissenschaftliche Forschungsergebnisse Band 70. Verlag Dr. Kovač, Hamburg.
- Westphal C. (2001): Untersuchungen zur Naturnähe von Wäldern im Staatlichen Forstamt Sellhorn. NNA Berichte, 14. Jg., Heft 2. Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz, Schneverdingen.
- Willi J.C., Mountford J.O., Sparks T.H. (2005): The nodification of ancient woodland ground flora at arble edges. Biodiversity and Conservation 14, 3215-3233.
- Winter, S. (2005): Ermittlung von Struktur-Indikatoren zur Abschätzung des Einflusses forstlicher Bewirtschaftung auf die Biozönosen von Tiefland-Buchenwäldern. – Dissertation TU Dresden.
- Wirth, V (1988): Phytosociological Approaches to Air Pollution Monitoring with Lichens. In: Lichens, Bryophytes and Air Quality. Bibl. Lichenol. 30, 91-107, J. Cramer, Berlin, Stuttgart
- Wisskirchen R. & Haeupler H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Bundesamt für Naturschutz (eds.). Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Wulf M. (1995): Historisch alte Wälder als Orientierungshilfe zur Waldvermehrung. LÖBF-Mitteilungen 4 (1995), 62-71.
- Zacharias D. (1994): Bindung von Gefäßpflanzen an Wälder alter Waldstandorte im nördlichen Harzvorland Niedersachsen – ein Beispiel für die Bedeutung des Alters von Biotopen für den Pflanzenartenschutz. NNA-Berichte 3/94, 76-88.

Teilprojekt 4.4 Lignicole Pilze

von

Matthias Lüderitz



Psathyrella cotonea (Schwefelfüßiger Faserling) - an vergrabnem Totholz -

4.4 Lignicole Pilze

4.4.1 Material und Methoden

4.4.1.1 Untersuchungsflächen

Für die Felduntersuchungen und Auswertungen wurden insgesamt 85 Referenzflächen von 0.1 ha (20 x 50m) Größe ausgewählt, die sich wie folgt auf die drei verschiedenen Nutzungsvarianten verteilen:

mind. 50 Jahre ohne forstliche Nutzung (OFN 50): Schattiner Zuschlag; 17 Referenzplots

mind. 12 Jahre ohne forstliche Nutzung (OFN 12): Hevenbruch; 28 Referenzplots

mit forstlicher Nutzung - Lübecker Modell (MFN): Forstamt Lübeck; 40 Referenzplots

(die 40 Referenzflächen verteilen sich über 11 verschiedene Forstorte in Südostholstein)

Alle Referenzflächen liegen im subkontinentalen Bereich Südostholsteins und Westmecklenburgs (Schattiner Zuschlag) und sind überwiegend mit Buche (*Fagus sylvatica*) bestockt. Die genaue Lage der Flächen ist der Übersichtskarte im Gesamtprojektbericht zu entnehmen.

4.4.1.2 Festlegung und Begehung der Flächen

Aufgrund der relativ guten Ausstattung vieler Flächen mit Totholz und der augenscheinlich großen Artenvielfalt lignicoler Pilze auf den Referenzplots wurden 1000 qm (20 x 50m) als Flächengröße für die Kartierung der lignicolen Pilze festgelegt. Das entspricht der üblichen Flächengröße bei mykoökologischen Kartierungen auf Dauerbeobachtungsflächen in Wald-ökosystemen und ist aufgrund des sehr begrenzten Zeitrahmens realistisch. Ein Beispiel für eine totholzreiche Referenzfläche im Schattiner Zuschlag zeigt Foto 1:



Foto1:
**Schattiner
Zuschlag 2161**

Seit >50 Jahren
ungenutzte
Wald-fläche mit
viel
Totholz

Waldmeister-
Buchenwald
(LRT
9130) bis
Eschen-
Buchenwald
(FFH-LRT 9160)

Bei der Pilzkartierung wurden auf den abgesteckten Referenzplots alle Totholzstrukturen nach Pilzfruchtkörpern abgesucht. Dabei wurde liegendes Totholz auch umgedreht oder von Laub oder Humus befreit, da die meisten lignicolen Pilzarten in den nicht offen sichtbaren Bereichen (seitlich an oder unter Totholz) fruktifizieren. Nur die offen sichtbaren Arten zu erfassen, wie es bei vielen Holzpilzkartierungen getan wird, ist zu oberflächlich und nicht zielführend, da für die Waldentwicklung wichtige ökologische Gruppen nicht erfasst werden. Alle Referenzflächen wurden zweimalig, im Herbst 2008 und im Frühjahr 2009, begangen, um ein möglichst großes Artenspektrum lignicoler Saprophyten zu erfassen. Die Untersuchungsdauer einer Fläche im Feld pro Begehung betrug (je nach Totholzvorrat) etwa 1,5 bis 3 Stunden, die Nachbereitung (Bestimmung seltener/besonderer Arten) mindestens ebenso lange.

4.4.1.3 Auswahl der zu kartierenden Pilzarten

Grundsätzlich sollten alle lignicolen Pilzarten erfasst werden, die in irgendeiner Form einen Indikationswert für Struktur, Funktion und Naturnähe von Waldökosystemen haben. Folgende Gruppen von lignicolen Saprophyten sollten dabei besonders berücksichtigt werden:

- **Signalarten** (nach Nitare 2000, 2006 und Löderitz 2003): optisch auffällige/leicht bestimmbare „Signalarten“ als Leit-Indikatorarten zur Beurteilung von ökologischer Wertigkeit, struktureller Vielfalt, potentieller Artenvielfalt und Naturnähe eines Forststandortes. Signalarten sind so definiert, dass sie weitgehende Aussagen zu Struktur, Funktion und Naturnähe/Schutzwürdigkeit des Standortes zulassen („integrierende/aggregierende Indikatorarten“).
- **Naturnähezeiger („Urwaldzeiger“)** und **Kontinuitätszeiger** gemäß der Definition in Löderitz (2004) sowie nach Heilmann-Clausen & Christensen (2000), Nitare (2000)
- Sog. „**Short-Cycle-Mykorrhizapilze**“ (**SCM**), meist aphyllaphorale Pilzarten, die das Totholz des Bestandes zersetzen (lignicol-saprophytisch) und gleichzeitig im Boden eine Mykorrhiza mit den Bäumen des Bestandes bilden (→direktes Recycling). Diese Pilzgruppe ist ökologisch und ökonomisch besonders wichtig für die Produktivität eines Standortes.

Auf Basis der aktuellen mykologischen Literatur zu Buchenwald-Ökosystemen (→ Literaturverzeichnis) wurde das Kriteriensystem zur Auswahl der Kartierarten genauer gefasst. Arten, die in folgenden Indikatorsystemen enthalten sind, wurden kartiert:

- Signalarten für Waldökosysteme nach Nitare (2000, 2006) und Löderitz (2003) im südlichen Nordeuropa (Schweden, Dänemark, Norddeutschland), s.o.
- Naturnähezeiger für Buchenwälder nach Schmid & Helfer (1999)
- „Urwaldzeiger“ = Naturnähezeiger nach Löderitz (2005, 2007) sowie Heilmann-Clausen & Christensen (2000)
- Kontinuitätszeiger in Waldökosystemen nach Löderitz (2004, 2007) und Nitare (2000, 2006)
- Indikatorarten für wertvolle Buchenwald-Biotop in Dänemark nach Heilmann-Clausen & Christensen (2000, 2003)
- Europäische Indikatorarten für besonders wertvolle Buchenwälder nach Heilmann-Clausen & Christensen (2004)
- Indikatorarten für Buchen-Totholz nach Walley und Vanderkerkhove (2003)
- Typische Arten der FFH-Lebensraumtypen (Buchenwald-LRT) nach BfN-Handbuch und „Corine Biotopes Manual“.

Zusätzlich wurden folgende Arten kartiert, sofern sie nicht unter den o.g. Kriterien erfasst sind:

- Vorschlagsarten für die Berner Konvention und Anhang II-FFH
- Arten, die in Schleswig-Holstein einen Rote-Liste-Status haben
- Augenscheinlich sehr seltene Arten, die bisher in der RL-/Statusliste nicht erfasst sind

Mit diesem Kriteriensystem sind alle lignicolen Pilzarten in Buchenwald-Ökosystemen erfaßbar, die nach dem heutigen Stand der Wissenschaft wichtig für die Indikation und Bewertung sind. Eine große Zahl ubiquitärer und häufiger Totholzzersetzer wird dabei nicht mit erfasst, da sie keinen Aussagewert für die im Projektrahmen betrachteten Fragestellungen haben. Die Auswahl der Kriteriensysteme ist überwiegend an norddeutschen und nordeuropäischen (Südteil) Verhältnissen orientiert, da im übrigen Mitteleuropa und Süddeutschland teilweise andere Arten von Bedeutung sind. Außerdem werden im Gegensatz zur gängigen Praxis* alle taxonomischen Gruppen incl. der corticoiden Rindenpilze erfasst.

* meist werden nur wenige, gut kenntliche Arten kartiert und die corticoiden Pilze weitgehend außer Acht gelassen

4.4.1.4 Weitere erfasste Parameter

Für jeden Referenzplot wurden der Wald-Lebensraumtyp nach FFH (FFH-LRT) und die Baumartenzusammensetzung (qualitativ und quantitativ) notiert.

Zu jedem Pilzfund wurden neben dem wissenschaftlichen Artnamen folgende Daten notiert:

Tabelle 1: Aufnahmeparameter bei Funden lignicoler Pilzarten

- Abundanz (semiquantitativ in 4-stufiger Skala, s.u.)
- Holzart (Baumarten-Abkürzung nach Geländeliste SH)
- Totholz-Substrattyp (Klassifikation s.u.)
- Zersetzungsstadium (4-stufige Skala, s.u.)
- Lage/Position des Pilzes am Totholz (s.u.)
- Bei moosbewachsenem Totholz: Abkürzung „bmo“
- Angabe „Probe“: Probenahme (zur Laborbestimmung, Herbarisierung)
- Angabe „Foto“: Digitalfoto des Fundes im Gelände bzw. im Labor
- Angabe E (für Exsikkat) nachträglich, wenn die Probe herbarisiert wurde

Die Abundanz einer Pilzart auf der Probefläche wurde folgendermaßen kartiert:

Tabelle 2: Abundanzskala für Pilzfunde auf den Probeflächen

- 1 bis 3 Funde: x
- 3 bis 6 Funde: xx
- 7 bis 10 Funde: xxx
- > 10 Funde: xxxx

Die Totholz-Klassifikation erfolgte nach folgendem System:

Tabelle 3: Totholz-Klassifikation mit Abkürzungen

• Feines Totholz, liegend (Durchmesser < 15cm):	FTH
• Grobes Totholz, liegend (Durchmesser > 15cm):	GTH
• Dickerer Stamm, liegend (Durchmesser > 0.8m):	LST
• Stubben bzw. Hochstubben:	STU
• Stehendes Totholz (Baum):	STH
• Lebender Baum mit Totholz-Strukturen:	LBT (Biotopholz nach Sturm 1995)
• Lebende Altbäume, Stammfuß-Bereich:	STF
• Unterirdisches Totholz (aller Art):	UTH
• Teilvergrabenes Totholz (aller Art):	TVT

Die Klassifikation des Zersetzungsstadiums erfolgte nach folgendem System:

Tabelle 4: Klassifikation der Zersetzungsstadien von Totholz (zweite Spalte: nach Sturm 1998)

• Initialphase (1)	(Z°1 → frisch tot)
• Optimalphase (2)	(Z°2 → beginnende Zersetzung)
• Finalphase (3)	(Z°3 → fortgeschrittene Zersetzung)
• Mulm, überwgd. (4)	(Z°4 → stark zersetzt, vermodert)

Die Position des Pilzfruchtkörpers am Totholz wurde wie folgt notiert:

Tabelle 5: Klassifikation der räumlichen Positionierung von Pilzfruchtkörpern an Totholz

• Unterseite, weitgehend frei (unt)
• Unterseite mit Bodenkontakt (ubk)
• Unterseite, auf Boden/Streu übergehend (ubü)
• Seitlich oder an Schnitt-, Bruchfläche (stl)
• Seitlich mit Boden- oder Streukontakt (sbk)
• Oberseite bzw. Oberfläche Stumpf (obs)
• An stehendem Totholz ansitzend (ans)
• An hängendem Totholz (abgestorbene Äste) (hgd)
• Im Holzmulm/Weichholz (inn)

4.4.2 Ergebnisse und Diskussion

4.4.2.1 Artenspektrum und Artenreichtum

Alle 85 Referenzplots wurden nach dem oben beschriebenen System mykologisch kartiert. Schon ein grober Überblick über die Feldlisten zeigt, dass der Schattiner Zuschlag (> 50 Jahre Nullnutzung) und der Hevenbruch (14 Jahre Nullnutzung) tendenziell eine größere Artenvielfalt signifikanter lignicoler Pilzarten aufweisen als die Wirtschaftswaldflächen des Stadtwaldes Lübeck, wobei es aber offenbar auf Einzelflächen (z.B. in Ritzerau) Ausnahmen

gibt. Insgesamt wurden mehr als 1500 Fundpunkte (Datensätze) von indikationsrelevanten lignicolen Pilzarten kartiert.

Auf den 85 Referenzflächen wurden 203 lignicol-saprophytische Pilzarten gefunden, die nachweislich eine Indikatorfunktion für Buchenwald-Ökosysteme haben. Das ist im Vergleich mit anderen ähnlichen Forschungsprojekten (z.B. Müller, J., Engel, H. & Blaschke, M. 2007; Schmid, H. & Helfer, W. 1999) eine sehr hohe Zahl, was hauptsächlich auf die deutlich verbesserte Kartiermethodik (Erfassung incl. der corticoiden Pilze) und Kartiergenauigkeit zurückzuführen sein wird. Die ökologische Güte eines Teils der untersuchten Flächen spielt sicher auch eine Rolle. 203 Arten sind eine sehr hohe Zahl, wenn man bedenkt, dass die ubiquitären und häufigen Arten kaum erfasst wurden und die Kürze des Kartierzeitraumes in Betracht zieht. Eine Einzelwürdigung der gefundenen seltenen und besonderen Arten ist an dieser Stelle nicht möglich. Beispielhaft mögen hier drei Arten für die Vielfalt besonderer lignicoler Buchenwaldpilze stehen:



Foto 2: *Ceriporiopsis pannocincta*
(Fransenrandiger Wachsporling)

Schattin 2120, 03.10.2007
An Unterseite/Seite von Fagus-Stamm, Zersetzungsstufe 3-4, an luftfeuchter Stelle.

Europäischer Indikator für wertvolle Buchenwald-Biotope nach Heilmann-Clausen & Christensen, Naturnähezeiger, Kontinuitätszeiger, Rote-Liste-Status in Schleswig-Holstein: 2



Foto 3: *Phlebia (Mycoacia) nothofagi* (Südbuchen-Fadenstachelpilz)

Schattin 2196, 01.10.2007
seitlich an luftfeucht liegendem, vermulmtem Fagus-Stamm (Zersetzungsstufe 4)

Europäischer Indikator für wertvolle Buchenwald-Biotop, Signalart in Nordeuropa; Erstfund(e) für die norddeutsche Region



Foto 4: *Pluteus umbrosus* (Schwarzflockiger Dachpilz)

Schattin 2161, 27.09.2007
an Oberseite von stark vermulmtem (Zersetzungsstufe 4) und bemoostem Fagus-Stamm.

Europäischer Indikator für wertvolle Buchenwald-Biotop, Signalart, Naturnähezeiger, Kontinuitätszeiger. Rote-Liste-Status in Schleswig-Holstein: 2

Die während der Geländeuntersuchungen in den 85 Referenzplots gefundenen lignicolen Pilzarten gehören folgenden Indikatorartengruppen (Mehrfach-Nennungen möglich) an:

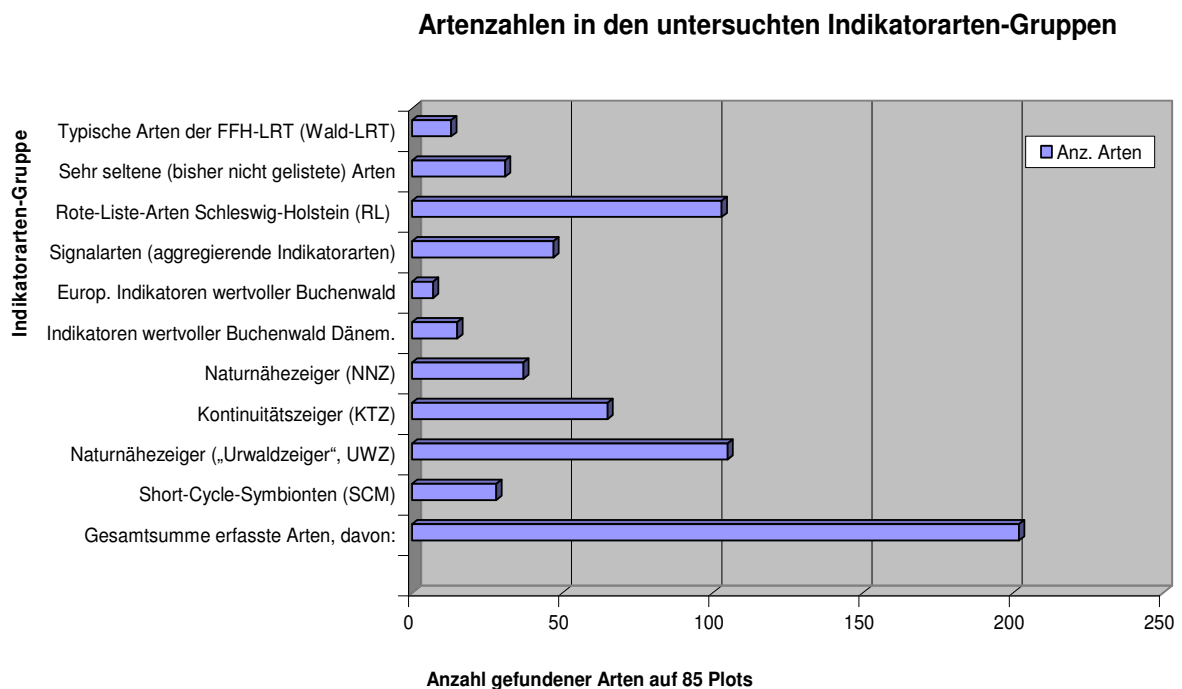
Tabelle 6: Übersicht über die in den Indikatorgruppen erfassten Artenzahlen

Artengruppe	Anz. Arten	Referenzen
Gesamtsumme erfasste Arten, davon:	202	
Short-Cycle-Symbionten (SCM)	28	div. Autoren
Naturnähezeiger („Urwaldzeiger“, UWZ)	105	Lüderitz (2005, 2007), Nitare (2000, 2006) u.a.
Kontinuitätszeiger (KTZ)	65	Lüderitz (2005, 2007), Nitare (2000, 2006) u.a.

Naturnähezeiger (NNZ)	37	Schmid & Helfer (1999)
Indikatoren wertvoller Buchenwald Dänem.	15	Heilmann-Clausen & Christensen (2000, 2003)
Europ. Indikatoren wertvoller Buchenwald	07	Heilmann-Clausen & Christensen (2004)
Signalarten (aggregierende Indikatorarten)	47	Nitare (2000, 2006), Lüderitz (2003) u.a.
Rote-Liste-Arten Schleswig-Holstein (RL)	103	Lüderitz (2001)
Sehr seltene (bisher nicht gelistete) Arten	31	Ludwig (2001, 2007) u.a.
Typische Arten der FFH-LRT (Wald-LRT)	13	BfN-Handbuch (1998), Corine Biotopes Manual

Die folgende Graphik (1) veranschaulicht die in Tabelle 6 angegebenen Zahlenverhältnisse. Die Naturnähezeiger wurden aufgetrennt in die Artengruppe nach Schmid & Helfer (1999, „NNZ“) und die - wesentlich indikationsstärkeren - Arten nach Lüderitz und Nitare („UWZ“). Die Problematik der Buchenwald-Naturnähezeiger nach Schmid & Helfer wird an späterer Stelle diskutiert.

Graphik 1:



Insgesamt wurden außergewöhnlich viele Naturnähezeiger (136 Arten: 105 + 31 Arten, ohne Doppelnennungen) und Rote-Liste-Arten (103 Arten) auf den Referenzflächen gefunden.

Auch Kontinuitätszeiger, die historische, alte oder sehr alte oder sogar primäre Waldstandorte indizieren, und Signalarten sind stark vertreten. Von den 21 gesamteuropäisch bedeutsamen Buchenwald-Indikatoren nach Heilmann-Clausen & Christensen (2004) kommen immerhin ein Drittel (7) in den untersuchten Gebieten vor. Lignicole Arten, die aufgrund ihrer Seltenheit oder (bisherigen) Unbekanntheit in den bisher gängigen Indikatorsystemen nicht vertreten sind, sind mit 31 Taxa sehr stark vertreten. Die meisten dieser Arten wurden im Schattiner Zuschlag gefunden, nur sehr wenige in den bewirtschafteten Waldflächen. Dieses ist ein Hinweis darauf, wie selten naturnahe Buchenwald-Ökosysteme in unseren Breiten sind.

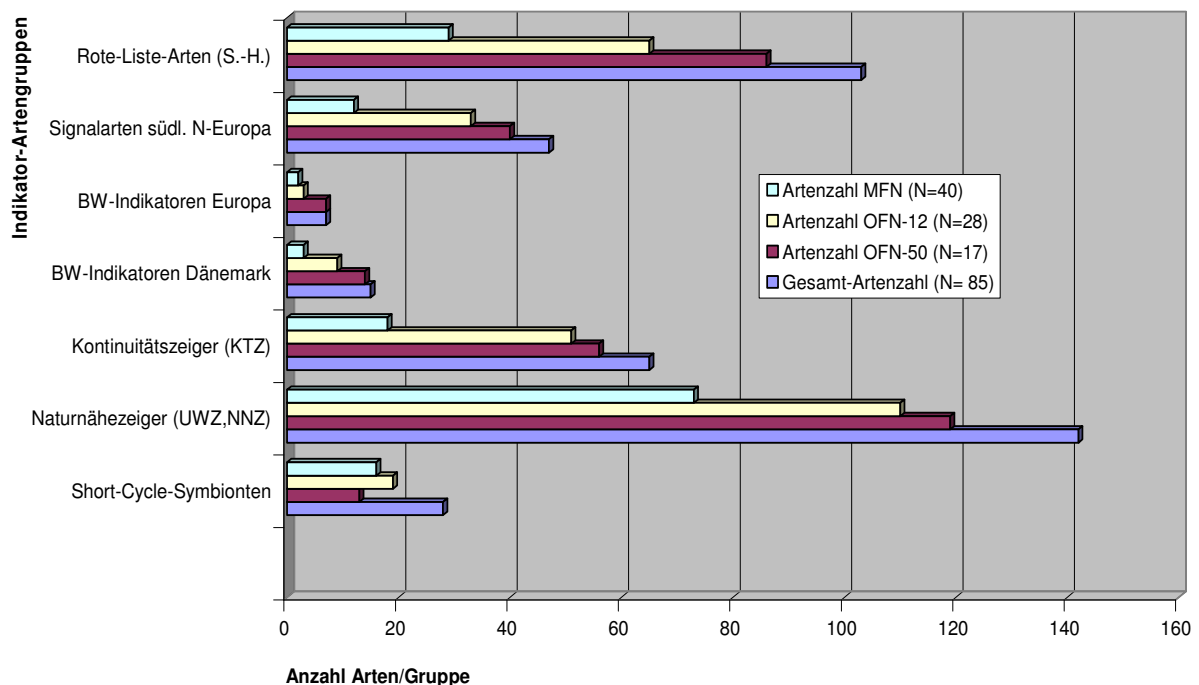
Bezogen auf die drei Nutzungsvarianten ergeben sich folgende Artenzahlen für die einzelnen Indikatorarten-Gruppen:

Tabelle 7: Artenzahlen der Indikatorgruppen in drei Nutzungsvarianten

Artengruppe	Anz. gesamt (N=85)	OFN-50 (N=17)	OFN-12 (N=28)	MFN (N=40)
Gesamtsumme erfasste Arten, davon:	202	159	144	109
Short-Cycle-Symbionten (SCM)	28	13	19	16
Naturnähezeiger (UWZ, NNZ)	142	119	110	73
Kontinuitätszeiger (KTZ)	65	56	51	18
Indikatoren wertvoller Buchenwald Dänem.	15	14	09	03
Europ. Indikatoren wertvoller Buchenwald	07	07	03	02
Signalarten (aggregierende Indikatorarten)	47	40	33	12
Rote-Liste-Arten Schleswig-Holstein (RL)	103	86	65	29

Graphik 2:

Artenzahlen der Indikatorgruppen in 3 Nutzungsvarianten



Man erkennt unschwer, dass der seit >50 Jahren ungenutzte Wald (OFN-50) trotz der deutlich geringeren Zahl an Probestflächen (N=17) in allen Kategorien mit Ausnahme der „Short-Cycle-Symbionten“ (SCM) am besten abschneidet, gefolgt von den seit >12 Jahren ungenutzten Flächen (OFN-12, N=28). Die Flächen mit aktuell forstlicher Nutzung (MFN) sind, gerade angesichts der hohen Zahl an ausgewerteten Referenzflächen (N=40), weit abgeschlagen. Auch wenn es auf Einzelflächen Ausnahmen gibt (Ritzerau 291, Ritzerau 432), so zeigt sich hier in absoluten Zahlen eine deutliche Abnahme der Vielfalt von Indikatorarten von der OFN-50-Variante über die OFN-12-Variante zur MFN-Variante. Die Ausnahmen im Hauptrevier Ritzerau beruhen offenbar darauf, dass die genannten Plots in großräumige Areale alter Waldstandorte eingebettet sind (mdl.Mitt. Sturm, 2008). Beim direkten Vergleich einzelner, naturräumlich ähnlich ausgestatteter Referenzflächen aller drei Nutzungsvarianten fallen die Unterschiede z.T. noch krasser aus.

Die folgende Tabelle 8 zeigt die Gesamtartenliste der kartierten lignicolen Pilzarten mit einem Überblick über ihren jeweiligen Status in den verschiedenen nationalen und internationalen Indikator-Bewertungssystemen für Waldökosysteme. Die jeweils angegebenen Zahlen sind gewichtete Punktzahlen, die die Güte (Indikatorqualität) der Art innerhalb der jeweiligen Indikatorengruppe quantitativ ausdrückt. Zugrunde liegend sind

abgestufte Bewertungsskalen, die von verschiedenen Autoren entwickelt wurden (UWZ, KTZ, NNZ, RL-Status) sowie absolute Bewertungszahlen für besonders signifikante, aggregierende Indikatorengruppen (Signalarten, BW-Indikatoren Dänemark., Europ.BW-Indikatoren). Niedrige Zahlen zeigen geringere Indikatorgüte, höhere Zahlen größere Indikatorgüte in der jeweiligen Kategorie und im Vergleich der Kategorien untereinander. Die Art der Zusammenstellung mit einer Gesamtpunktbewertung für jede Art orientiert sich an dem von J.B. Jordal (1997) vorgestellten Bewertungssystem für pilzliche Indikatoren der Offenland-Biotop. Es war das Verdienst von Jordal, die unterschiedlichen europäischen Bewertungssysteme damit kompatibel zu machen und für jede Indikatorpilzart der Offenbiotope zu einer einheitlichen Bewertungszahl zu gelangen, die einen überregionalen/internationalen Aussagewert hat. Eine ähnliche Kompilierung der unterschiedlichen Systeme wird vom Autor mit der folgenden Tabelle für die Bewertung von Waldbiotopen durchgeführt. Die Punktzahlen in der letzten Spalte (Pkt.) sind eine kumulative Gesamtbewertung, in die alle für das vorliegende Thema als bedeutsam angesehenen Bewertungssysteme (s.o.) einfließen. Die berechneten Gesamtpunktzahlen haben einen überregionalen/internationalen Aussagewert für Buchenwald-Ökosysteme und andere Waldtypen in Deutschland (besonderes Norddeutschland), Holland, Dänemark und Schweden (Südteil).

Tabelle 8: Gesamtliste der kartierten Pilzarten incl. der Indikatorwerte:

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Name	SC M	UW Z	KT Z	NN Z	BW-Ind.	Eur.Ind.	Signalarten	RL-SH	Sehr selten	Pkt.
<i>Aegerita candida</i>	Anam. Körnchenrindenpilz			2				5			7
<i>Antrodia malicola</i>	Apfelbaum-Resupinatramete		2	2						2	6
<i>Antrodiella hoehnelii</i>	Gelbrandige Tramete				2						2
<i>Antrodiella semisupina</i>	Blaßgelbe Tramete										0
<i>Ascotremella faginea</i>	Buchen-Schlauchzitterling		2						1		3
<i>Biscogniauxia mediterranea</i>	Südlicher Rindenkugelpilz								5		5
<i>Biscogniauxia nummularia</i>	Flache Buchenast-Kohlenkru.		4		2				5		11
<i>Bjerkandera fumosa</i>	Graugelber Rauchporling							5	1		6
<i>Botryobasidium aureum</i>	Goldfarbene Traubenbasidie		3	2				5	2		12
<i>Botryohypochnus isabellinus</i>	Isabellfarbener Flaumrindenpilz	x	4	2				5			11
<i>Byssocorticium atrovirens</i>	Grünscharer Filzrindenpilz	x	2	2				5	1		10
<i>Byssocorticium pulchrum</i>	Taubenblauer Filzrindenpilz	x	2	4				5	10		21
<i>Byssoporia terrestris</i>	Gelber Poren-Filzrindenpilz	x		2					5		7
<i>Cantharellus tubaeformis</i>	Gemeiner Trompetenpfefferling	x		2					1		3
<i>Catinella olivacea</i>	Olivfarbener Holzbecherling		6	6		6		5	5		28
<i>Ceraceomyces crispatus</i>	Faltiggewundener Wachsrind.		4						1		5
<i>Cerrina unicolor</i>	Aschgrauer Wirrling		2						2		4
<i>Ceriporia purpurea</i>	Purpurfarbener Wachsporling		4					5	1		10
<i>Ceriporia reticulata</i>	Netziger Wachsporling		2						1		3
<i>Ceriporia viridans ss. str.</i>	Grünfärbender Wachsporling		4						2		6
<i>Ceriporiopsis gilvescens</i>	Fleckender Harzporling		2	4		6	10		5		27
<i>Ceriporiopsis pannocincta</i>	Fransenrandig. Wachsporling		4	4	4	6	10		2		30

<i>Cheimonophyllum candissimum</i>	Weißer Zwergseitling	2						5		7
<i>Chlorociboria aeruginascens</i>	Kleinsporiger Grünspan-becherling			1						1
<i>Chromelosporium cf. carneum</i>	n.b.								2	2
<i>Clitopilus pinsitus (rhodophyllus)</i>	Muschel-Räsling								2	2
<i>Clitopilus scyph. var. reductus</i>	Stummelfuß-Mehlpilz								2	2
<i>Coniophora arida var. arida</i>	Dünnhäutiger Braunsporrin-denpilz									0
<i>Coniophora suffocata</i>	Inkrustierthyphiger Braunsporrindenpilz							1		1
<i>Conocybe dumetorum var. laricinum</i>	Punktiersporiges Samthäub-chen	2							2	4
<i>Coprinus picaceus</i>	Spechttintling		2				5	1		8
<i>Coprinus sacchariferus</i>	Bezuckerter Tintling								2	2
<i>Cortinarius parvannulatus ss.str</i>	Kleinberingt. Zedernholz-Gürtelfuß	2	2					5		9
<i>Crepidotus cesatii var. cesatii</i>	Rundsporiges Laubholz-Stummelfüßchen	2							2	4
<i>Crepidotus luteolus</i>	Gelbes Stummelfüßchen	2								2
<i>Cristinia gallica</i>	Gallischer Körnchenrindenpilz	4	6		6		5	10		31
<i>Cristinia helvetica</i>	Helvet. Körnchenrindenpilz	4	2							6
<i>Cudoniella acicularis</i>	Dünnstieliger Helmkreislung	2								2
<i>Dacryomyces capitatus</i>	Bewurzelte Gallerträne							1		1
<i>Daedalea quercina</i>	Eichenwirrling		2							2
<i>Daedaleopsis confr. var. tricolor</i>	Braunroter Blätterwirrling								2	2
<i>Datronia mollis</i>	Weicher Resupinatporling			1						1
<i>Diplomitoporus lindbladii</i>	Grauweißer Resupinatporling							1		1
<i>Efibula (Phanerochaete) deflectens</i>	Ockerlilafarbener Zystiden-rindenpilz	5	4				5	5		19
<i>Entoloma euchroum</i>	Blauer Holzrötling	2	2				5	1		10
<i>Entoloma placidum</i>	Blaustieliger Buchenholz-Rötling	4	4				5	5		18
<i>Erythricium laetum</i>	Auen-Rosenhaut	4	4				5	10		23
<i>Euepixylon udum</i>	Keimporige Kohlenbeere	2	4					2		8
<i>Eutypa flavovirens</i>	Grüngelber Krustenkugelpilz	2						1		3
<i>Eutypa spinosa</i>	Reibeisen-Buchen-Kohlen-krustenpilz			2	6					8
<i>Exidia cartilaginea</i>	(Knorpeliger) Linden-Drüsling		2				5	5		12
<i>Exidia thuretiana fma. sublibera</i>	Wurmformiger Drüsling	2								2
<i>Fistulina hepatica</i>	Ochsenszunge, Leberreischlg.	2	4				5	1		12
<i>Flammulaster ferrugineus</i>	Rostbrauner Flockenschüpl.	2						2		4
<i>Flammulaster muricatus</i>	Stachelig. Buchen-Flockensch	6	6		6	10	5	5		38
<i>Fomes fomentarius</i>	Zunderschwamm			1						1
<i>Fomitoporia robusta</i>	Eichen-Feuerschwamm	2	4				5	1		12
<i>Fuscoporia ferrea</i>	Schmalsporiger Feuer-schwamm	2						1		3
<i>Fuscoporia ferruginosa</i>	Rostbrauner Feuerschwamm		2							2
<i>Galerina sahleri</i>	Sahlers Mooshäubling								2	2
<i>Ganoderma adpersum</i>	Wulstiger Lackporling		2				5	2		9
<i>Ganoderma lipsiense</i>	Flacher Lackporling			1						1
<i>Gloeohypochnicium analogum</i>	Fruchtiger Membranrindenpilz	6	6		6	10	5		2	35
<i>Gloeoporus dichrous</i>	Zweifarbiger Knorpelporling	2	2					5		9
<i>Gliocladium luteolum</i>	n.b.								2	2
<i>Grifolia frondosa</i>	Klapperschwamm	2	6				5	1		14
<i>Gymnopilus junonius</i>	Beringter Flämmling	2								2
<i>Gymnopus fusipes</i>	Spindelfüßiger Rübling		4				5			9
<i>Hapalopilus rutilans</i>	Zimtfarbener Weichporling									0
<i>Haplotrichum aureum</i>	Goldgelber Eischimmel	3	2				5	2		12
<i>Haplotrichum conspersum</i>	Lockerflockiger Eischimmel	2								2

<i>Henningsomyces candidus</i>	Reinweisses Hängeöhrchen		6	2		6		5		2	21
<i>Hydropus spec. (n.b.)</i>	Wasserfuß-Art									2	2
<i>Hydropus subalpinus</i>	Buchenwald-Wasserfuß		2	2	1						5
<i>Hygrophoropsis atrotomentosa</i>	Buchenholz-Afterleistling		2						2		4
<i>Hymenochaete cinnamomea</i>	Zimtroter Borstenscheibling		4	2				5	2		13
<i>Hymenochaete rubiginosa</i>	Rotbrauner Borstenscheibling										0
<i>Hyphoderma setigerum agg.</i>	Feinborstige Hyphenhaut		2								2
<i>Hyphodontia arguta</i>	Spitzstacheliger Zähnenrp.		2						2		4
<i>Hyphodontia barba-jovis</i>	Bärtiger Zähnenrindenpilz								5		5
<i>Hyphodontia quercina</i>	Eichen-Zähnenrindenpilz								1		1
<i>Hypholoma fasciculare var. subviride</i>	Dichtblättriger Schwefelkopf		2								2
<i>Hypocrea splendens</i>	Schöner Kissenpustelpilz									2	2
<i>Hypomyces aurantius</i>	Goldgelber Schmarotzer-Pustelpilz										0
<i>Hypoxyton fraxinophilum</i>	Eschen-Kohlenbeere		4							2	6
<i>Hypoxyton rutilum</i>	Kleine Buchen-Kohlenbeere		2						1		3
<i>Inonotus dryadeus</i>	Tropfender Schillerporling		4	6				5	2		17
<i>Inonotus hastifer</i>	Übersehener Buchen-Schillerporling		2						5		7
<i>Inonotus nodulosus</i>	Gem. Buchenschillerporling				1	6					7
<i>Inonotus radiatus</i>	Erlen-Schillerporling				1						1
<i>Irpex lacteus</i>	Milchweißer Eggenpilz		4	2		6		5	10		27
<i>Ischnoderma resinosum</i>	Laubholz-Harzporling					6	10		5		21
<i>Junghuhnia luteoalba</i>	Gelbweißer Resupinatporling									2	2
<i>Junghuhnia nitida</i>	Schönfarbiger Resupinatporling		4	2	2				1		9
<i>Lachnella villosa</i>	Wolliges Haarbecherchen									2	2
<i>Laeticorticium quercinum</i>	Eichen-Rotrindenpilz										0
<i>Laetiporus sulphureus</i>	Gemeiner Schwefelporling		2								2
<i>Lasiosphaeria strigosa</i>	Borstiger Kohlenkugelpilz										0
<i>Laxitextum bicolor</i>	Zweifarbiger Schichtpilz		2	2	1						5
<i>Lentinellus cochleatus</i>	Anis-Zähling		1		1				1		4
<i>Lenzites betulinus</i>	Birkenblättling								1		1
<i>Lopharia spadicea</i>	Rußbrauner Schichtpilz		2						2		4
<i>Lyophyllum anthracoph. var. inodorum</i>	Geruchloses Kohlengraublatt									2	2
<i>Marasmius alliaceus</i>	Langstieliger Knoblauch-schwindling				1						1
<i>Marasmius lupuletorum</i>	Ledergelber Schwindling				1				1		2
<i>Marasmius quercus (prasiosmus)</i>	Kleiner Knoblauch-schwindling				1				2		3
<i>Melogramma bulliardii</i>	Bulliard's Krustenscheibchen		4							2	6
<i>Meripilus giganteus</i>	Gemeiner Riesenporling		2	2							4
<i>Merulius tremellosus</i>	Gallertfleischiger Fältling				1						1
<i>Mycena corynephora</i>	Flockiger Rindenhelmling		4	2					5		11
<i>Mycena crocata</i>	Gelborangemilchender Helmling				1						1
<i>Mycena diosma</i>	Duftender Rettichhelmling				1						1
<i>Mycena haematopus var. haematopus</i>	Großer Bluthelmling				1						1
<i>Mycena haematopus var. marginatum</i>	Rotbraunschneidiger Bluthelmling				1						1
<i>Mycena hiemalis</i>	Winter-Helmling		2								2
<i>Mycena mirata</i>	Geriefter Rindenhelmling		4	2					1		7
<i>Mycena pelianthina</i>	Purpurschneidiger Helmling				1			5	1		7
<i>Mycena polygramma</i>	Rillstieliger Helmling										0
<i>Mycena pura fma. multicolor</i>	Bunter Rettichhelmling								5		5
<i>Mycena rosea</i>	Rosafarbener Rettichhelmling				1			5			6
<i>Mycoacia aurea</i>	Goldgelber Fadenstachelpilz		4	2				5	5		16
<i>Mycoacia fuscoatra</i>	Schwarzbrauner Fadenstachelpilz		4	6				5	2		17
<i>Mycoacia uda</i>	Wachsgelber		3	2				5			10

	Fadenstachelpilz										
<i>Myxarium nucleatum</i> var. <i>nucleatum</i>	Körnchen-Drübling										0
<i>Nectria cosmariospora</i>	Schillerporlings-Pustelpilz			1					2		3
<i>Nemania chestersii</i>	Streifsporige Kohlenbbere	4	4		6				2		16
<i>Nemania confluens</i>	Zusammenfließ. Kohlenbeere	2	2					5			9
<i>Nemania serpens</i>	Gewundener Kugelpilz		2								2
<i>Oligoporus subcaesius</i>	Fastblauer Saftporling			1							1
<i>Oligoporus tephroleucus</i>	Grauweißlicher Saftporling	2						1			3
<i>Ombrophila pura</i> var. <i>foliacea</i>	Blättriger Buchenkreisling			1							1
<i>Ombrophila pura</i> var. <i>pura</i>	Gemeiner Buchenkreisling			1							1
<i>Oudemansiella mucida</i>	Buchen-Schleimrübling			2							2
<i>Peniophora laeta</i>	Hainbuchen-Zystidenrindenp.	2	2					1			5
<i>Peniophora rufomarginata</i> cf.	Linden-Zystidenrindenpilz	2	4				5	2			13
<i>Peziza arvernensis</i>	Buchenwald-Becherling			2				1			3
<i>Peziza micropus</i>	Kurzstieliger Holzbecherling			4							4
<i>Phanerochaete calotricha</i>	Gelblicher Zystidenrindenpilz	2	2					5			9
<i>Phanerochaete filamentosa</i>	Fransiger Zystidenrindenpilz	x	2	4			5	1			12
<i>Phanerochaete sanguinea</i>	Rötender Zystidenrindenpilz	x	2								2
<i>Phlebia rufa</i>	Braunroter Kammpilz	2	2					1			5
<i>Phlebiella sulphurea</i> (vaga) agg.	Schwefelgelber Fibrillenstachelsporling	x									0
<i>Phleogena faginea</i>	Buchen-Hütchentträger	4	2		6		5	5			24
<i>Phlebia nothofagi</i>	Südbuchen-Fadenstachelpilz	6	6		6	10	5		2		35
<i>Pholiota alnicola</i> var. <i>apicrea</i>	Großsporiger Erlenschüppling	2							2		4
<i>Pholiota jahnii</i> (muelleri)	Pinsel-Schüppling	2	2					1			5
<i>Pholiota tuberculosa</i>	Rötender Astschüppling	2	2				5	5			14
<i>Physisporinus sanguinolentus</i>	Rotfleckender Porenschwamm										0
<i>Physisporinus vitreus</i>	Glasigweißer Porenschwamm										0
<i>Piloderma croceum</i>	Safrangelber Hautrindenpilz	x	4					2			6
<i>Plicatura crispa</i>	Krauser Aderzähling			1			5	10			16
<i>Pluteus pallescens</i> (satur)	Eschenwald-Dachpilz	4	2				5	5			16
<i>Pluteus romellii</i>	Gelbstieliger Dachpilz	2					5				7
<i>Pluteus salicinus</i>	Graugrüner Dachpilz			1							1
<i>Pluteus thompsonii</i>	Graustieliger Adern-Dachpilz	2	2				5	2			11
<i>Pluteus umbrosus</i>	Schwarzflockiger Dachpilz	6	6	4	6	10	5	2			39
<i>Porothelium fimbriatum</i>	Gefranstes Becherstroma		2					5			7
<i>Porpomyces mucidus</i>	Weicher Schnallenporling	(x)	4					2			6
<i>Psathyrella cotonea</i>	Schwefelfüßiger Faserling	4									4
<i>Psathyrella spadicea</i> agg.	Rötelblättriger Mürbling							1			1
<i>Pseudomerulius aureus</i>	Goldgelber Fältling	4						10			14
<i>Pseudotomentella atrofusca</i>	Schwarzbraun. Scheinfilzgewebe	x	2						2		4
<i>Pseudotomentella mucidula</i>	Schwammiges Scheinfilzgewebe	x	4					2			6
<i>Ramicola centunculus</i> var. <i>centunculus</i>	Kleinsporiger Olivschnitzling	2									2
<i>Ramicola rubi</i> (haustellaris)	Kurzstieliger Olivschnitzling	4						1			5
<i>Resinicium bicolor</i>	Zweifarbiger Harzzahn										0
<i>Resupinatus kavinii</i>	Entferntblättriger Zwergseitlg.								2		2
<i>Schizopora flavipora</i>	Gelbporiger Spaltporling			1				2			3
<i>Scopuloides rimosa</i> ss. str.	Kegelwarziger Zystidenrind.	2									2
<i>Scytinostroma portentosum</i>	Mottenkugel-Lederrindenpilz	2	2				5	5			14
<i>Sebacina epigaea</i> var. <i>epigaea</i>	Opalfarbene Wachskruste	2						2			4
<i>Sebacina incrustans</i>	Erd-Wachskruste	2							1		3
<i>Serpula himantoides</i>	Wilder Hausschwamm										0
<i>Skeletocutis amorpha</i>	Orangeporiger Knorpelporling							1			1
<i>Skeletocutis nivea</i> agg.	Weißer Knorpelporling			1							1

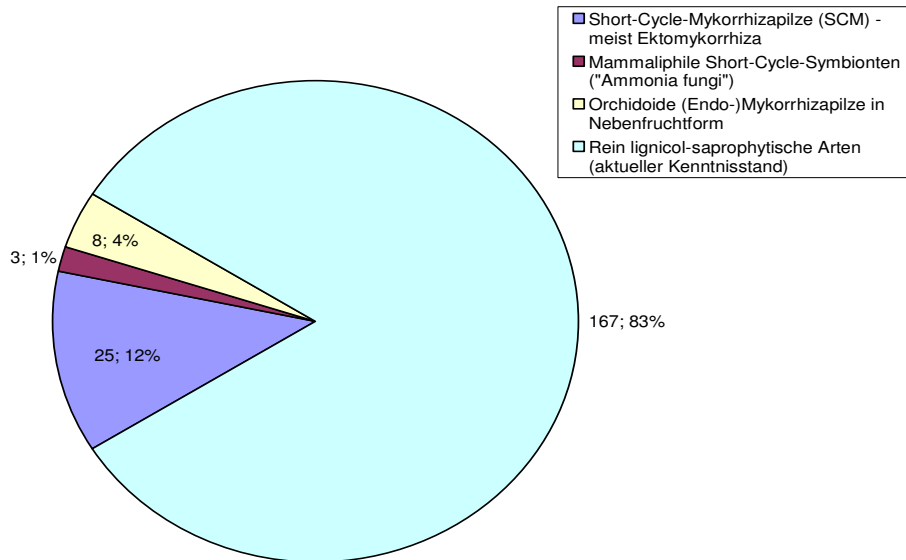
<i>Spongiporus stipticus</i>	Bitterer Saftporling									0
<i>Steccherinum fimbriatum</i>	Gefranster Resupinat-stacheling		2					5	1	8
<i>Steccherinum ochraceum</i>	Ockerrötlicher Resupinat-stacheling							5		5
<i>Stilbum vulgare</i>	Gewöhnliche Stilbe		2	6				5	10	23
<i>Thelephora terrestris fma. resupinata</i>	Gemeiner Rinden-Erd-warzenpilz	x								0
<i>Tomentella botryoides</i>	Schwarzbraunes Filzgewebe	x							2	2
<i>Tomentella bryophila agg.</i>	Rostgelbes Filzgewebe	x						2		2
<i>Tomentella cineracens agg.</i>	Grauliches Filzgewebe	x						5		5
<i>Tomentella clavigera cf.</i>	Echtes Keulenzystiden-Filzg.	x							2	2
<i>Tomentella coerulea ss. str.</i>	Warziges Filzgewebe	x						5		5
<i>Tomentella crinalis var. crinalis</i>	Haariges Filzgewebe	x	2					5		7
<i>Tomentella italica cf.</i>	Italienisches Filzgewebe	x							2	2
<i>Tomentella molybdaea ss. str.</i>	Bleifarbenes Filzgewebe	x	4	2				5		11
<i>Tomentella subclavigera</i>	Keulenzystiden-Filzgewebe	x	2					2		4
<i>Tomentella sublilacina agg.</i>	Weinbraunes Filzgewebe	x								0
<i>Tomentellopsis echinospora agg.</i>	Rauhsporiges Filzgewebe	x						1		1
<i>Trametes pubescens</i>	Samtige Tramete		2					5		7
<i>Trametes versicolor var. albidia</i>	Weißliche Schmetterlings-tramete							5		5
<i>Trechispora alnicola</i>	Erlen-Stachelsporling	(x)	6	2				5	5	18
<i>Trechispora farinacea agg.</i>	Mehliger Stachelsporling	(x)								0
<i>Trechispora mollusca agg.</i>	Weicher Porenstachel-sporlin	(x)								0
<i>Tremella globospora</i>	Buckeliger Zitterling							5		5
<i>Tremella indecorata</i>	Gehirntiger Zitterling								2	2
<i>Tulasnella violea</i>	Lilafarbene Wachskruste									0
<i>Tylospora fibrillosa</i>	Faseriger Warzensporling	x	2					1		3
<i>Xenasmatella tulasnelloidia</i>	Tulasnellaartige Wachshaut		4						2	6
<i>Xylaria filiformis</i>	Fädige Holzkeule							2		2
<i>Xylaria polymorpha</i>	Vielgestaltige Holzkeule				1					1

- türkis unterlegt: Short-Cycle-Mykorrhizapilze (SCM)
- grau unterlegt: „Mainstream-Indikatorarten“ (ohne großen Indikationswert)

Die folgende Graphik (3) gibt einen Überblick über die zahlenmäßigen Anteile unterschiedlicher ökologisch-funktioneller Gruppen innerhalb der kartierten und bewerteten lignicolen Pilzarten.

Graphik 3:

Ökologisch-funtionelle Unterteilung der bewerteten lignicolen Pilzarten



4.4.2.2 Korrelation Indikatorarten-Gruppen mit Nutzungsvarianten

Im Folgenden (Tab. 9) werden die drei Nutzungsvarianten mit den verschiedenen Indikatorarten-Gruppen (und den daraus berechneten Naturnäheindizes) korreliert.

Tabelle 9:

Flächenkollektiv	Ø Anz. Indikatorarten (alle Gruppen) /Fläche	Signifikanz	P-Wert
(Nutzungsvariante)		Normalverteilung: ja	
OFN-50	21,65	OFN-50/OFN-12: ja	0.0021
OFN-12	16,43	OFN-12/MFN: nein	0.0695
MFN	14,00	OFN-50/MFN: ja	< 0.00005

Flächenkollektiv	Ø Naturnäheindex NN1 (in % von 100)	Signifikanz	P-Wert
(Nutzungsvariante)		Normalverteilung: ja	
OFN-50	42,44	OFN-50/OFN-12: ja	0.0022
OFN-12	32,71	OFN-12/MFN: nein	0.068
MFN	27,43	OFN-50/MFN: ja	< 0.00005

Flächenkollektiv	Ø Bewertungspunktzahl aller Indikatoren/Fl.	Signifikanz	P-Wert
(Nutzungsvariante)		Normalverteilung: ja	
OFN-50	128,00	OFN-50/OFN-12: ja	0.0017
OFN-12	85,36	OFN-12/MFN: ja	0.0136
MFN	58,825	OFN-50/MFN: ja	< 0.000003

Flächenkollektiv	Ø Naturnäheindex NN2 (in % von 100)	Signifikanz	P-Wert
(Nutzungsvariante)		Normalverteilung: ja	
OFN-50	38,90	OFN-50/OFN-12: ja	0.0015
OFN-12	25,83	OFN-12/MFN: ja	0.0151

MFN	17,88	OFN-50/MFN: ja	< 0.000003

Flächenkollektiv	Ø Anz. SCM (Short-Cycle-Symbionten) / Fl.	Signifikanz	P-Wert
(Nutzungsvariante)		Normalverteilung: ja	
OFN-50	5,29	OFN-50/OFN-12: ja	0.0406
OFN-12	6,71	OFN-12/MFN: ja	< 0.00002
MFN	3,85	OFN-50/MFN: ja	0.027

Flächenkollektiv	Ø Anzahl Naturnähezeiger (UWZ) / Fläche	Signifikanz	P-Wert
(Nutzungsvariante)		Normalverteilung: nein	
OFN-50	(9,41) Mittelwertbildung unzulässig	OFN-50/OFN-12: nein	--
OFN-12	(7,25) s.o.	OFN-12/MFN: ja	--
MFN	(4,42) s.o.	OFN-50/MFN: ja	--

Flächenkollektiv	Ø Anzahl Kontinuitätszeiger (KTZ) / Fläche	Signifikanz	P-Wert
(Nutzungsvariante)		Normalverteilung: ja	
OFN-50	6,35	OFN-50/OFN-12: ja	0.0044
OFN-12	4,285	OFN-12/MFN: ja	0.018
MFN	2,925	OFN-50/MFN: ja	< 0.00002

Flächenkollektiv	Ø Anzahl Signalarten (SIG) / Fläche	Signifikanz	P-Wert
(Nutzungsvariante)		Normalverteilung: nein	
OFN-50	(4,59) Mittelwertbildung unzulässig	OFN-50/OFN-12: ja	--
OFN-12	(3,25) s.o.	OFN-12/MFN: ja	--
MFN	(1,97) s.o.	OFN-50/MFN: ja	--

Flächenkollektiv	Ø Anz. Rote-Liste-Arten (RL-SH) / Fläche	Signifikanz	P-Wert
(Nutzungsvariante)		Normalverteilung: ja	
OFN-50	8,88	OFN-50/OFN-12: nein	0.301
OFN-12	7,86	OFN-12/MFN: ja	0.00041
MFN	4,95	OFN-50/MFN: ja	< 0.00006

Flächenkollektiv	Ø Anz. Europ. Ind. wertvoller Buchenw. / Fl.	Signifikanz	P-Wert
(Nutzungsvariante)		Normalverteilung: nein	
OFN-50	(0,76) Mittelwertbildung unzulässig	OFN-50/OFN-12: ja	--
OFN-12	(0,18) s.o.	OFN-12/MFN: ja	--
MFN	(0,15) s.o.	OFN-50/MFN: ja	--

Flächenkollektiv	Ø Anz. Arten Abundanzklasse xx (4-6 F.) / Fl.	Signifikanz	P-Wert
(Nutzungsvariante)		Normalverteilung: nein	
OFN-50	(5,00) Mittelwertbildung unzulässig	OFN-50/OFN-12: ja	--
OFN-12	(4,60) s.o.	OFN-12/MFN: ja	--
MFN	(3,32) s.o.	OFN-50/MFN: ja	--

Folgende weitere Parameter, die mit den 3 Nutzungsvarianten korreliert wurden, ergaben keine signifikanten Ergebnisse:

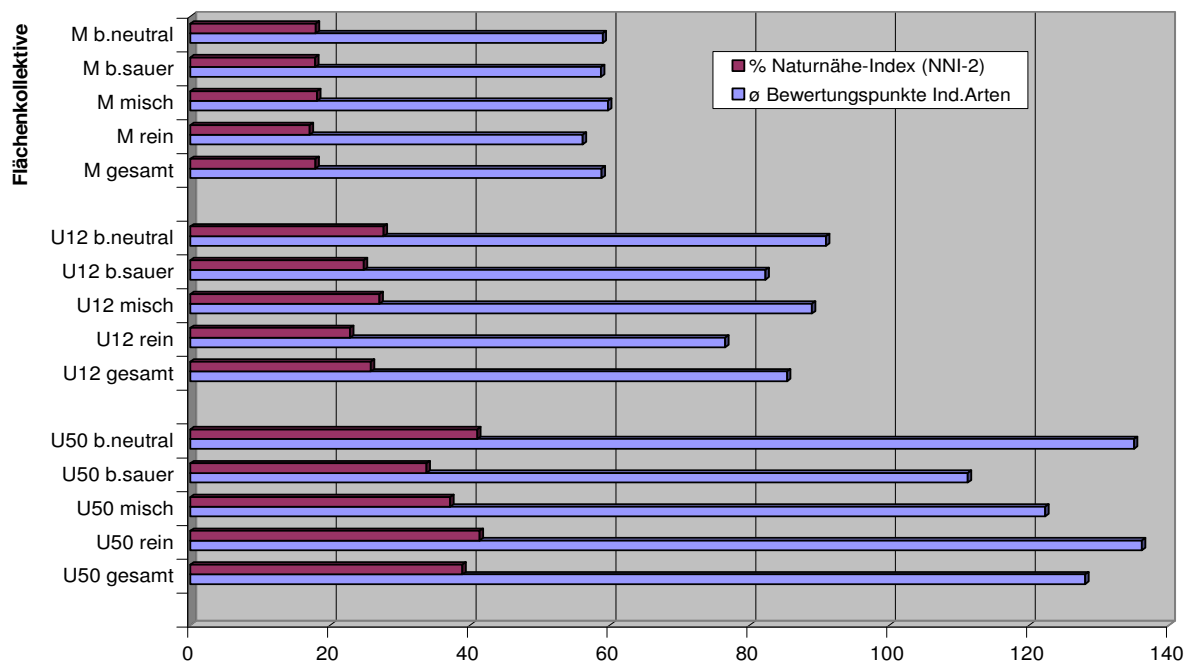
- Ø Anzahl Indikatoren wertvoller Buchenwälder Dänemarks / Fläche
- Ø Anzahl Typischer Arten der FFH-LRT (nach BfN-Handbuch, Corine Biotop. Manual) / Fläche
- Ø Anzahl Arten der Abundanzklasse xxx (7-10 Funde) / Fläche
- Ø Anzahl Arten der Abundanzklasse xxxx (>10 Funde) / Fläche

Bei einem großen Teil der verwendeten Indikatorarten-Gruppen zeigen sich signifikante Unterschiede zwischen den drei (zumindest aber zwei) Nutzungsvarianten. Nimmt man alle 203 erfaßten Indikatorarten für Buchenwald-Biotope zusammen, so ergibt sich ein deutlicher Vorteil für die >50 Jahre ungenutzte Variante (OFN-50, Schattin) gegenüber den Nutzungsvarianten OFN-12 (Hevenbruch) und MFN (Stadtwald Lübeck, div. Forstorte) (vgl. Tab. 9). Zwar ist die Artenzahl auf den OFN-12-Flächen im Durchschnitt noch etwas höher als auf den MFN-Flächen, die Unterschiede sind aber nicht signifikant. Ein Grund dafür ist sicherlich, dass von anderen Autoren (z.B. Schmid, H. & Helfer, W. 1999; Müller, J., Engel, H. & M. Blaschke 2007) relativ unspezifische und damit als kritisch anzusehende „Indikatorarten“ angegeben werden, die hier in die Gesamtbewertung Eingang gefunden haben, da sie in der Literatur oft zitiert werden. Unter Einbezug dieser Arten (z.B. *Fomes fomentarius*, *Ganoderma lipsiense*, *Meripilus giganteus*, *Mycena haematopus*, *Xylaria polymorpha*) kommt es offensichtlich zu einer Verwischung der Unterschiede zwischen OFN-12 und MFN, die bei einer Beschränkung auf spezifische Indikatorengruppen (s.u.) deutlich sichtbar werden. Das gilt ebenfalls für den Naturnäheindex NN1 (Tab. 9), der auf der Auswertung aller erfassten Indikatorenarten beruht. Man kann den Eindruck gewinnen, dass bei etlichen mykologischen Gutachten in anderen forstökologischen/forstökonomischen Projekten die Auswahl der Indikatorarten so unkritisch und willkürlich vorgenommen wurde, daß der konventionellen Forstbewirtschaftung bzw. nicht ausreichend ökologisch motivierten Nutzungsansätzen damit ungewollt in die Hände gespielt wird. Die o.g. Arten (24 Arten, grau unterlegt als „Mainstream-Arten“ in Tab.8), und etliche weitere, die in der Literatur genannt werden, sind auch in den naturfernsten Forstvarianten zu finden, wenn auch dort mit geringerer Abundanz. Außerdem wird die Auswahl von „Indikatoren“ häufig auf sehr große, konsolenförmige Baumpilz-Arten oder solche, die allgemein bekannt sind und ohne größeren Aufwand zu kartieren sind, beschränkt. Man macht es sich da viel zu einfach und nutzt die exzellenten Möglichkeiten, die die Mykologie hier bietet, nicht. Es gibt sogar Arbeiten, in denen fast nur ubiquitäre Masserpilzarten (z.B. *Stereum* spp., *Phlebia merismoides*,

Chondrostereum purpureum) ohne jeglichen Aussagewert als Untersuchungsobjekte dienen (u.a. Kerstan 2002). Kritische Ansätze, die wirklich aussagekräftige Indikatoren verwenden, sind in der bisherigen deutschsprachigen Literatur, anders als in Skandinavien, kaum zu finden. Deshalb habe ich als Autor der vorliegenden Arbeit, diese sog. „Indikatoren“ **nur unter Vorbehalt und teilweise kartiert** und mit einbezogen. Bereinigt man die 203 kartierten Indikatorarten von diesen „Mainstream-Arten“ (grau unterlegt, 24 Arten), so werden die Ergebnisse zugunsten der Nutzungsvarianten OFN-50 und OFN-12 noch eindeutiger als sie schon sind. Probeweise Berechnungen (hier nicht dargestellt) zeigen das sehr deutlich. Bei der Berechnung der durchschnittlichen Bewertungspunktzahlen wurde die o.g. Problematik berücksichtigt. In diesem aggregierenden Bewertungssystem werden die kritischen und relativ unspezifischen „Indikatorarten“, auch wenn sie in der Literatur oft zitiert und weitergereicht werden (gutes Beispiel: der Zunderschwamm, Fomes fomentarius), mit relativ geringen Punktzahlen belegt, während unkritische und hochspezifische Indikatoren mit großer Aussagekraft, mit relativ hohen Punktzahlen belegt werden. Dadurch wird das Bild entzerrt. Die durchschnittlichen Gesamtbewertungs-Punktzahlen aller Indikatorarten für die Flächen und der daraus berechnete Naturnäheindex NN2 spiegeln die realen Verhältnisse wesentlich besser wieder (Tab.9, Graphik 4) als die reinen Gesamtartenzahlen (s.o.).

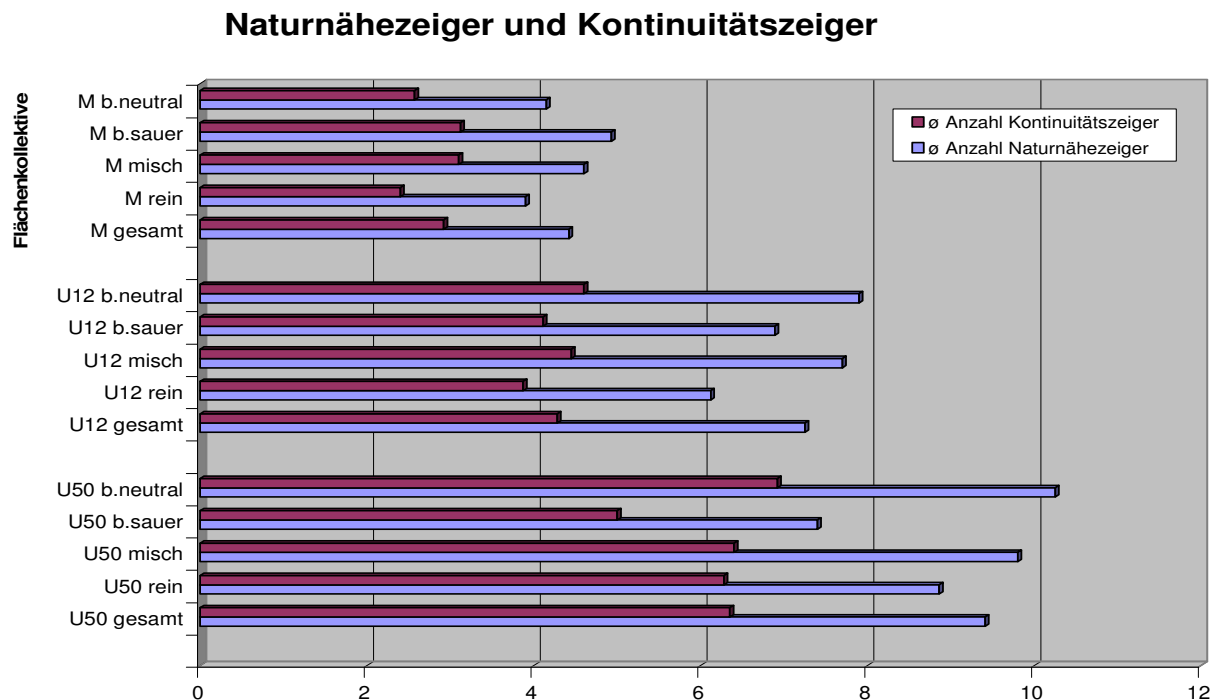
Graphik 4:

Bewertungspunkte und Naturnähe



Hier sind deutlich signifikante Unterschiede zwischen OFN-50, OFN-12 und MFN erkennbar. Schon während einer relativ kurzen Zeitspanne von >12 Jahren kommt es - jedenfalls im Durchschnitt - zu einer deutlichen Differenzierung der lignicolen Pilzflora gegenüber den bewirtschafteten Flächen (MFN). Auch die Auswertung der Kontinuitätszeiger und Naturnähezeiger (Tab.9, Graphik 5) zeigt klare Unterschiede zwischen allen 3 Nutzungsvarianten.

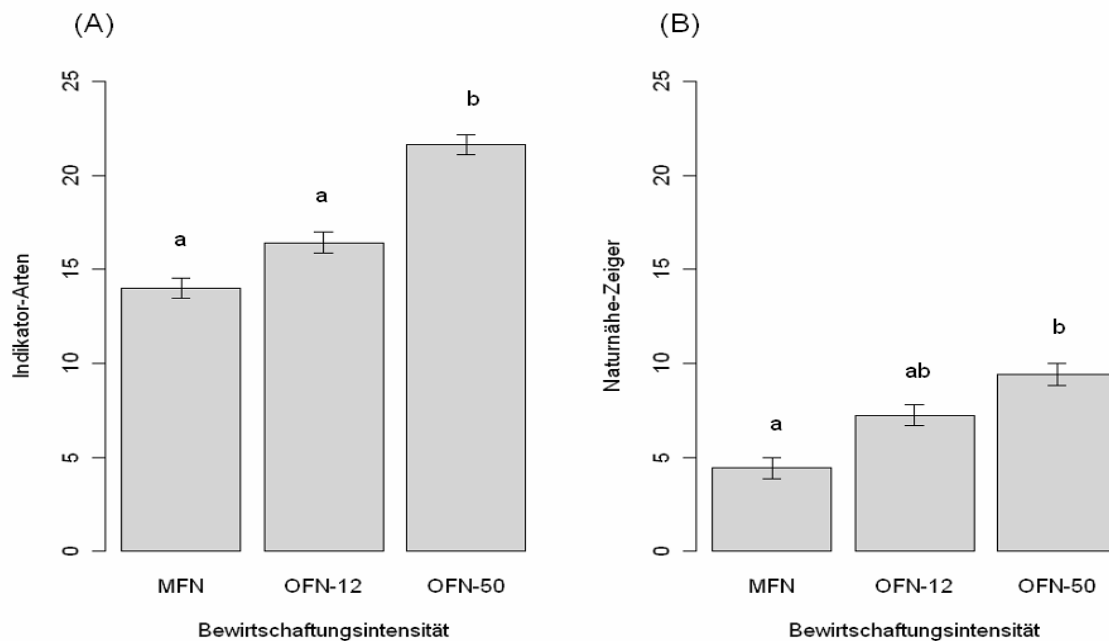
Graphik 5:



Sie nehmen von MFN über OFN-12 zu OFN-50 deutlich zu. Ähnliches gilt für die Signalarten (Tab.9) und die „Europäischen Indikatoren für wertvolle Buchenwald-Biotop“ nach Heilmann-Clausen & Christensen (2003), die ja aggregierende Indikatorarten darstellen. Im Gegensatz zu den Kontinuitätszeigern haben die beiden letztgenannten Gruppen eine nicht-normale Verteilung.

Die Rote-Liste-Arten (Tab.9) und die Naturnähezeiger (Tab.9, vgl. Graphik 5) zeigen keine signifikanten Unterschiede zwischen den Nutzungsvarianten OFN-50 und OFN-12, wohl aber signifikante Unterschiede von OFN-12 und OFN-50 zu MFN. Die feineren Unterschiede zwischen OFN-50 und OFN-12 sind also eher mit den Signalarten und den Kontinuitätszeigern darstellbar. Das überrascht nicht, denn die Signalarten offenbaren als stark aggregierende Indikatorarten-Gruppe (vgl. Nitare 2000 oder Lüderitz 2003) feinere und vielfältigere Unterschiede in Struktur, Funktion und Naturnähe als die „kriterienärmeren“ Rote-Liste-Arten. Kontinuitätszeiger implizieren neben Naturnähe auch eine langwährende Kontinuität des Standortes (Bewirtschaftung, Bestockung, Boden(-bearbeitung), Hydrologie etc.), wogegen bei reinen Naturnähezeigern die Zufälligkeit eine größere Rolle spielt.

Auch mit aufwendigeren statistischen Methoden konnten im Prinzip dieselben Tendenzen festgestellt werden. So wurde von A. Fichtner der Einfluß des Faktors Bewirtschaftungsintensität (Nutzungsvarianten) auf die mittlere Artenzahl aller Indikatorarten und auf die mittlere Artenzahl der Naturnähezeiger mit einer Devianzanalyse, gefolgt von paarweisen t-Tests mit einem multiplen Signifikanzniveau von 0.017 (Bonferroni-Korrektur) getestet. Dazu wurde die glm-Funktion der Software R, Version 2.6.2, verwendet (R Development Core Team 2008). Die Überdispersion wurde durch die Verwendung einer Quasi-Poisson-Verteilung mit einer log-Linkfunktion berücksichtigt.



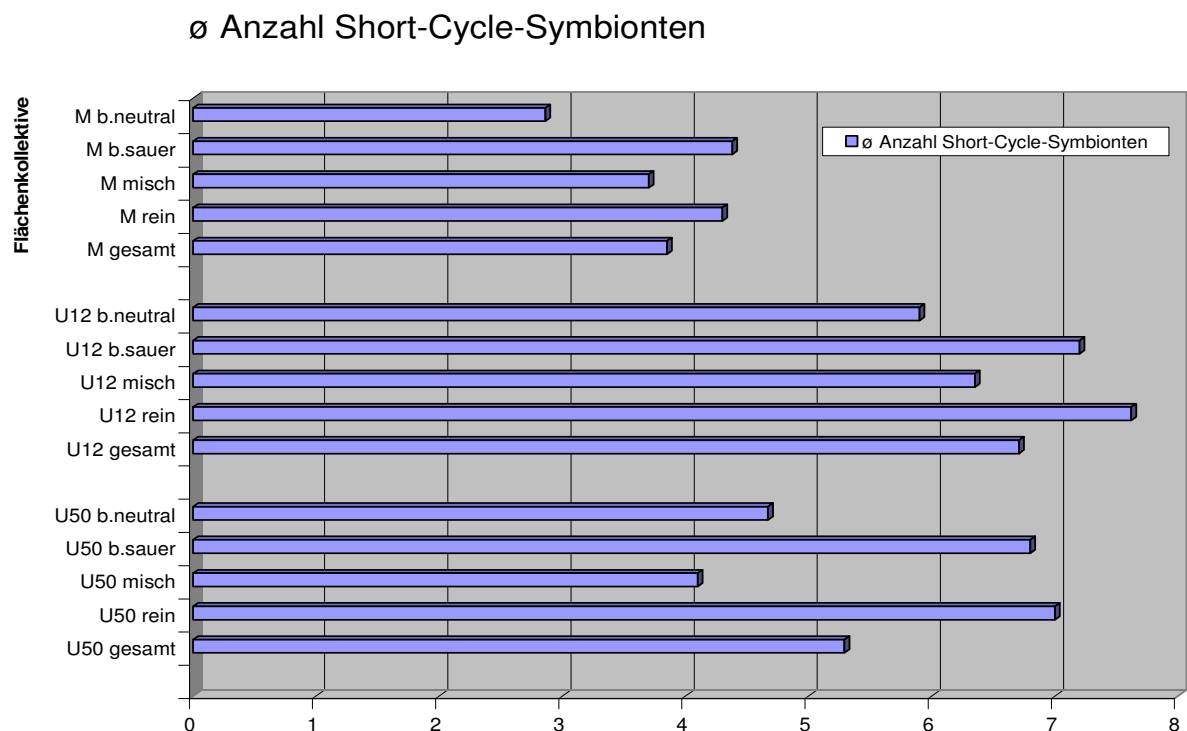
Graphik 5b: (A): Mittlere Artenzahl von Pilzen die einen besonderen Indikationsstatus für Waldökosysteme besitzen; (B): Mittlere Artenzahl der Naturnähezeiger ("Urwaldzeiger"). Fehlerbalken = $\pm$ Stand.Fehler. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Nutzungsvarianten-/Bewirtschaftungsintensitäten (multiples $\alpha=0.017$).

Die mittlere Artenzahl der Pilze, die einen besonderen Indikationsstatus für Waldökosysteme besitzen unterscheidet sich demnach signifikant zwischen den Nutzungsvarianten ($F=12.2$, d.f.=2, $P<0.001$). Dasselbe kann für die mittlere Artenzahl der Naturnähe-Zeiger (Schmidt & Helfer 1999, Heilmann-Clausen 200, Lüderitz 2005, Lüderitz 2007) nachgewiesen werden ($F=12.7$, d.f.=2, $P<0.001$). Langfristig unbewirtschaftete Untersuchungsflächen (OFN-50) sind durch deutlich höhere Indikatorartenzahlen gegenüber den übrigen Wäldern

charakterisiert (t-tests, $P < 0.005$). In Bezug auf die Naturnähe-Zeiger kann ebenfalls eine Zunahme der Artenzahl mit steigender Schlagruhe beobachtet werden. Die Unterschiede zwischen kurzfristig und langfristig ungenutzten Flächen sind zwar deutlich aber statistisch nicht signifikant.

Bei den pilzlichen Direktverwertern des Holz-Bestandesabfalles (sog. „Short-Cycle-Symbionten, SCM; 24 obligate und 4 fakultative SCM-Arten, türkis unterlegt in Tab.8), die sowohl lignicol-saprophytisch als auch symbiontisch (Ektomykorrhiza mit Baumarten) sind, gibt es ebenfalls signifikante Unterschiede zwischen allen drei Nutzungsvarianten, die allerdings deutlich anders gewichtet sind (vgl. Graphik 6).

Graphik 6:



Diese i.d.R. corticoiden* Rindenpilze schließen das Totholz auf und leiten die daraus gewonnenen Nährstoffe und Elemente direkt - ohne Umweg über den Boden - wieder dem Baumpartner zu. In reinen Beständen von Baumarten mit weiterem C/N-Verhältnis und auf eher nährstoffarmen und sauren Böden spielt dieses direkte Recycling, das in borealen und montanen Biotopen oft vorherrscht, eine wesentlich größere Rolle als auf eher neutralen, nährstoffreicheren Standorten mit Mischbaumbeständen. Streu-Abbauversuche von Irmler & al. (1995, mdl. Mitt. 2008) legen ähnliche Vermutungen nahe. Das oben Gesagte kommt in der vorliegenden Untersuchung deutlich zum Ausdruck. Im Hevenbruch (OFN-12) ist eine im Durchschnitt deutlich höhere Anzahl von SCM-Arten zu finden als im Schattiner Zuschlag

(OFN-50), weil die Schattiner Böden überwiegend weniger bodensauer und nährstoffreicher sind (vgl. Irmeler & al., Tab. Boden-pH, Versorgung). Noch deutlich niedriger sind die SCM-Artenzahlen hingegen in der bewirtschafteten Variante MFN, was auf eine geringere Stabilität und Biodiversität der bewirtschafteten forstlichen Ökosysteme (durch die Nutzung ?) hinweist. Gerade bei den Mykorrhizapilzen führen Eingriffe und Bewirtschaftung und z.T. auch Verinselungseffekte (kleine Forstorte) und mangelnde Standortkontinuität bekanntermaßen zu deutlichen negativen Effekten bei der Artenvielfalt, auch (oder gerade) wenn Reinbestände auf saureren Böden vorliegen (vgl. z.B. Luderitz 1993, DFG-Projekt „Hahnheide“). * corticoid = „häutige“ Überzüge bildend

Im Hinblick auf die Standort-Produktivität kann man konstatieren, dass auf sauren, nährstoffärmeren Standorten die Short-Cycle-Mykorrhizapilze (SCM) qualitativ und quantitativ stärker hervortreten und so die bodenbedingten Standortnachteile, zumindest teilweise, ausgleichen können. Dabei verschiebt sich auch das Spektrum innerhalb der Ektomykorrhizapilzarten qualitativ und quantitativ zu Ungunsten der „normalen“ Ektomykorrhizapilze, die dem Baumpartner Nährstoffe und Minerale sowie Wasser aus der Bodenlösung zuführen. Diese Prinzipien funktionieren aber, wie frühere Untersuchungen (z.B. „Hahnheide-Projekt“, 1993) zeigen, nur in relativ ungestörten, naturnahen Waldökosystemen, was auch der deutliche Rückgang der SCM-Arten (und SCM-Abundanzen) in den forstlich genutzten Flächen (MFN) signalisiert. Die Short-Cycle-Symbionten sind ein wichtiger Faktor für die forstliche Produktivität eines Standortes, sofern dieser relativ naturnah strukturiert ist.

4.4.2.3 Artenzahlen und Abundanzen

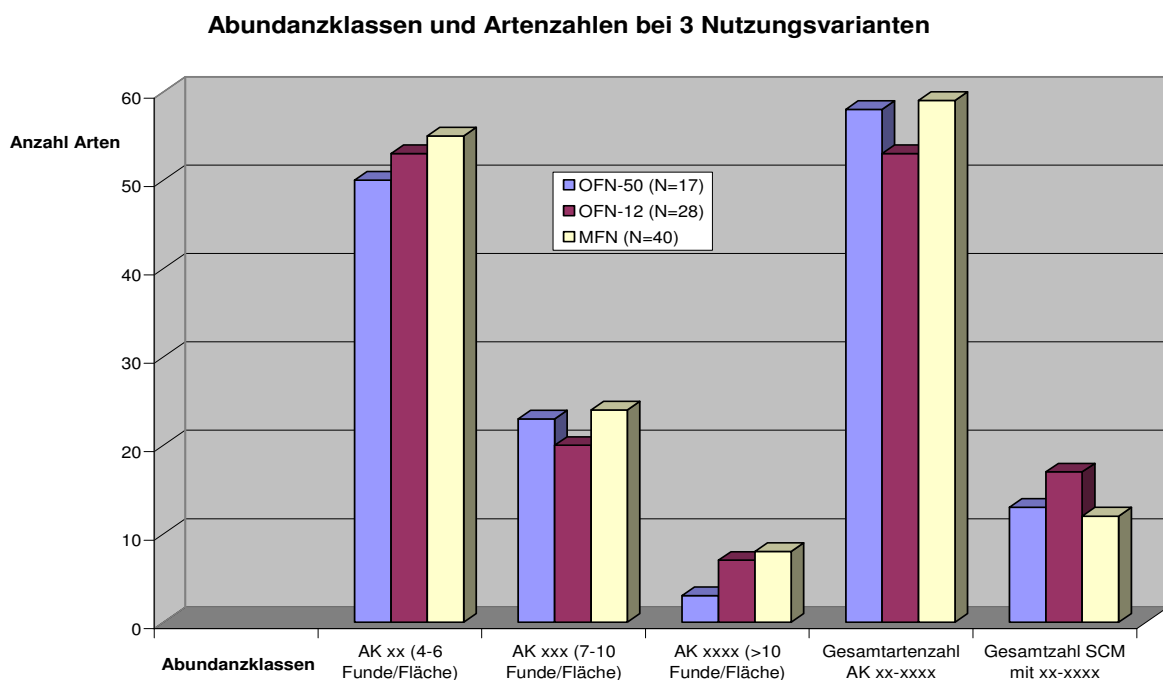
In allen 3 Nutzungsvarianten überwiegen von den Artenzahlen her eindeutig lignicole Pilze mit geringer Abundanz (Stufe x = 1-3 Funde/Myzelfelder pro Fläche). Bei den häufigeren Arten mit hoher Abundanz (Stufen xxx und xxxx) ergeben sich keine statistisch signifikanten Unterschiede zwischen den verschiedenen Nutzungsformen (vgl. Tab.9, unten). Lediglich in der Abundanzstufe xx (4-6 Funde/Myzelfelder pro ha) sind die Unterschiede zwischen den drei Nutzungsformen schwach (OFN-50 zu OFN-12) bzw. deutlich signifikant (OFN-12 und OFN-50 zu MFN, vgl. Tab.9 und Tab. 10a).

Tab. 10 a/b: Artenzahlen lignicoler Pilze in den Abundanzklassen bei 3 Nutzungsvarianten

Nutzungsvariante	Ø Artenzahl m. Abundanz xx (4-6 Funde)	Ø Artenzahl m. Abundanz xxx (7-10 Funde)	Ø Artenzahl m. Abundanz xxxx (>10 Funde)
OFN-50	5	1,7	0,18
OFN-12	4,6	1,2	0,36
MFN	3,32	1,4	0,48

Abundanzklasse/Gesamt-Artenzahl	OFN-50 (N=17)	OFN-12 (N=28)	MFN (N=40)
AK xx (4-6 Funde/Fläche)	50	53	55
AK xxx (7-10 Funde/Fläche)	23	20	24
AK xxxx (>10 Funde/Fläche)	3	7	8
Gesamtartenzahl AK xx-xxxx	58	53	59
Gesamtzahl SCM mit xx-xxxx	13	17	12

Graphik 7:



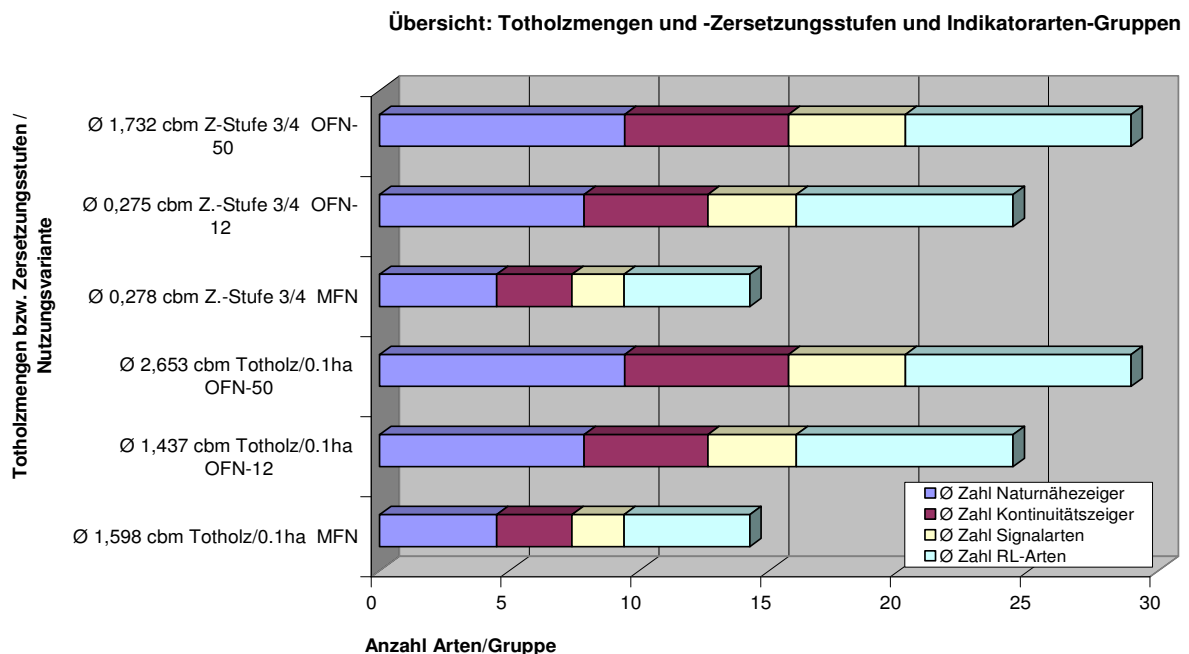
In Graphik 7 wird ebenfalls erkennbar, dass die Unterschiede in den Artenzahlen der Abundanzklassen zwischen den drei Nutzungsvarianten nur relativ gering sind. Die großen Unterschiede zwischen den drei Nutzungsvarianten ergeben sich durch die selteneren und funktionell besonderen (spezifischen) Arten, die vornehmlich der Abundanzklasse x (1-3 Funde/Fläche) zuzuordnen sind, die in Graphik 7 nicht abgebildet ist. Allerdings ist bei den Short-Cycle-Mykorrhizapilzen (rechte Säulen) auch in den Abundanzklassen xx/xxx eine deutlich höhere durchschnittliche Artenzahl pro Fläche im Hevenbruch (OFN-12) festzustellen als im Schattiner Zuschlag und im Wirtschaftswald (OFN-50 und MFN). Dieses

deckt sich auch mit den absoluten Artenzahlen der SCM-Arten (vgl. Graphik 7 u. Erläuterungen dazu).

4.4.2.4 Totholzvorräte und Artenzahlen

Für 67 der 85 Untersuchungsflächen wurden von K. Sturm (2008) die Totholzmen gen und -Zersetzungsstufen, basierend auf Kontrollstichproben, berechnet und zur Verfügung gestellt. Auf Basis dieser 67 Flächen wurden die Korrelationen mit den mykologischen Parametern durchgeführt. In Graphik 8 werden die jeweiligen durchschnittlichen Totholzmen gen (cbm/0.1 ha) und die durchschnittlichen Mengen an stärker zersetztem Totholz (Zerset zungsstufe 3, z.T. auch 4 in cbm/0.1 ha) mit den 3 Nutzungsvarianten und deren durchschnittlichem Inventar an spezifischen Indikatorarten in Beziehung gesetzt.

Graphik 8:

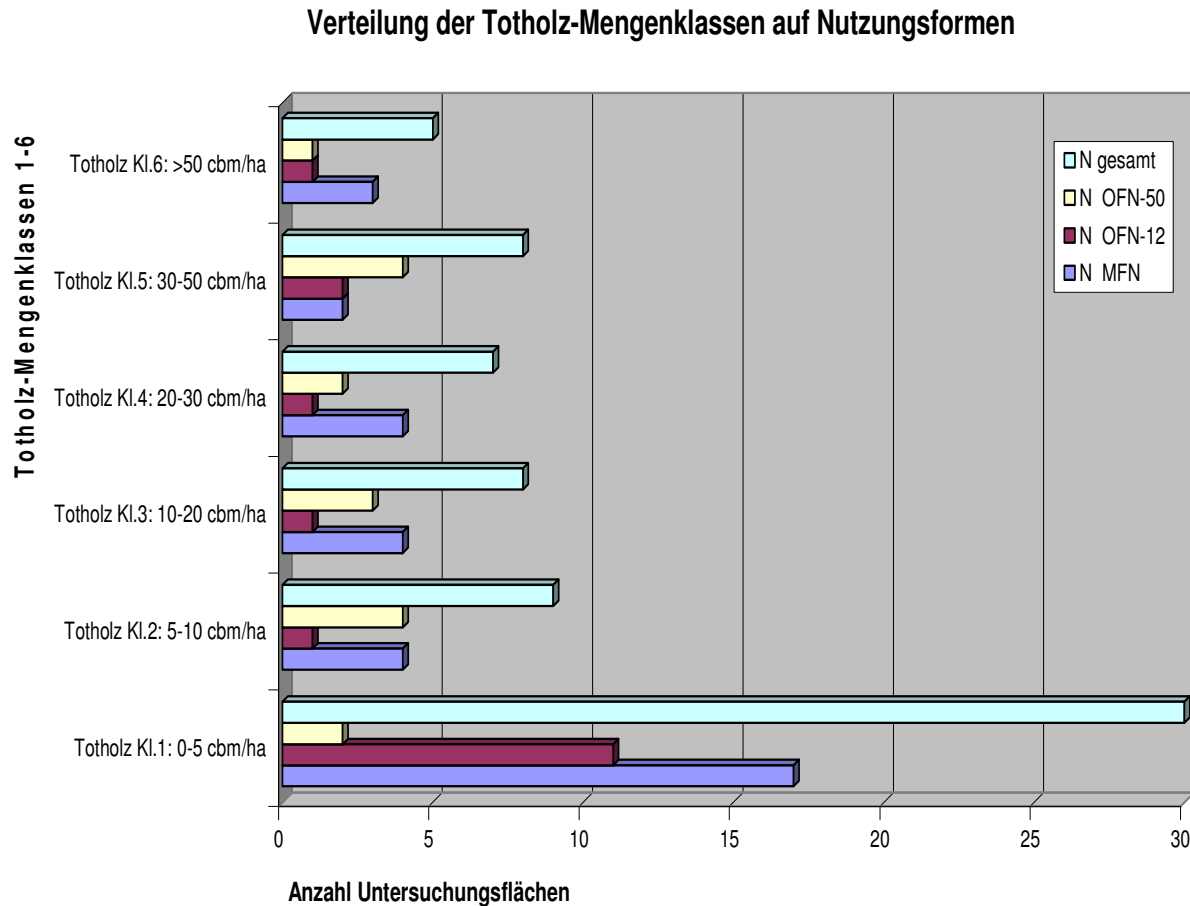


Die Totholzmen gen pro 0.1ha sind zwischen OFN-50 und OFN-12 bzw. MFN statistisch signifikant unterschiedlich, jedoch nicht zwischen OFN-12 und MFN. Das gilt für die Einzelwerte und die Durchschnittswerte. Ebenso verhält sich bei der Totholz-Mengen fraktion der Zersetzungsstufen 3/4 (stark zersetzt). Im Schattiner Zuschlag gibt es im

Verhältnis deutlich mehr Einzelflächen mit hohen Totholzvorräten und hohen Vorräten an stark zersetztem (bzw. vermulmtem) Totholz als im Hevenbruch oder den bewirtschafteten Waldflächen des Forstamtes Lübeck. Das spiegelt sich in der durchschnittlichen Gesamtzahl der Indikatorarten der ausgewählten Kategorien nicht so eindeutig wieder (Graphik 8). Hier hat die Variante OFN-50 zwar noch einen deutlichen Vorteil gegenüber OFN-12, jedoch liegen OFN-50 und OFN-12 viel näher beieinander als OFN-12 und MFN. Das bedeutet, dass neben der Menge und Qualität des Totholzes weitere strukturelle Faktoren für die Biodiversität der lignicolen Saprophyten eine Rolle spielen. Hier spielen offenbar die Kontinuität und das Alter des Waldstandortes bzw. der unmittelbaren Umgebung der Referenzflächen (vgl. Kontinuitätszeiger) eine wichtige Rolle. Außerdem werden die Ergebnisse für den Wirtschaftswald (MFN) durch verhältnismäßig höhere Zahlen an totholzarmen Flächen und vor allem durch viele Flächen, die kein Totholz der Zersetzungsklassen 3/4 aufweisen, gedrückt. Die niedrigeren Zersetzungsklassen 1 und 2 sind bezüglich ihrer lignicolen Pilzflora (first- und second-stage-Arten) wesentlich artenärmer und vor allem ärmer an seltenen Arten und Arten mit Indikationsstatus.

Die folgende Graphik (9) zeigt die Verteilung der Totholz-Mengenklassen 1 bis 6 (Durchschnitt pro 1ha) auf die unterschiedlichen Nutzungsformen. Dabei zeigt sich deutlich in den Einzelflächenergebnissen (Referenztablette von Sturm 2008) und in den Klassenverteilungs-Ergebnissen (s.u.), dass die Totholz mengen in den nutzungsfreien Varianten OFN-12 und OFN-50 heterogener über die Flächen streuen als im Wirtschaftswald (MFN). Die heterogene Verteilung von Totholz ist ein typisches strukturelles Kennzeichen naturnaher Waldbiotope. Natürliche Urwaldbiotope weisen eine noch stärker heterogene Totholz-Mengenverteilung im Raum auf. Bei der Nutzungsvariante MFN sind die verschiedenen Totholz mengen-Klassen etwa gleichmäßig über die Flächen verteilt, lediglich die totholzarmen Flächen (Klasse 1, 0-5 cbm/ha) zeigen ein deutliches (zu erwartendes) Maximum.

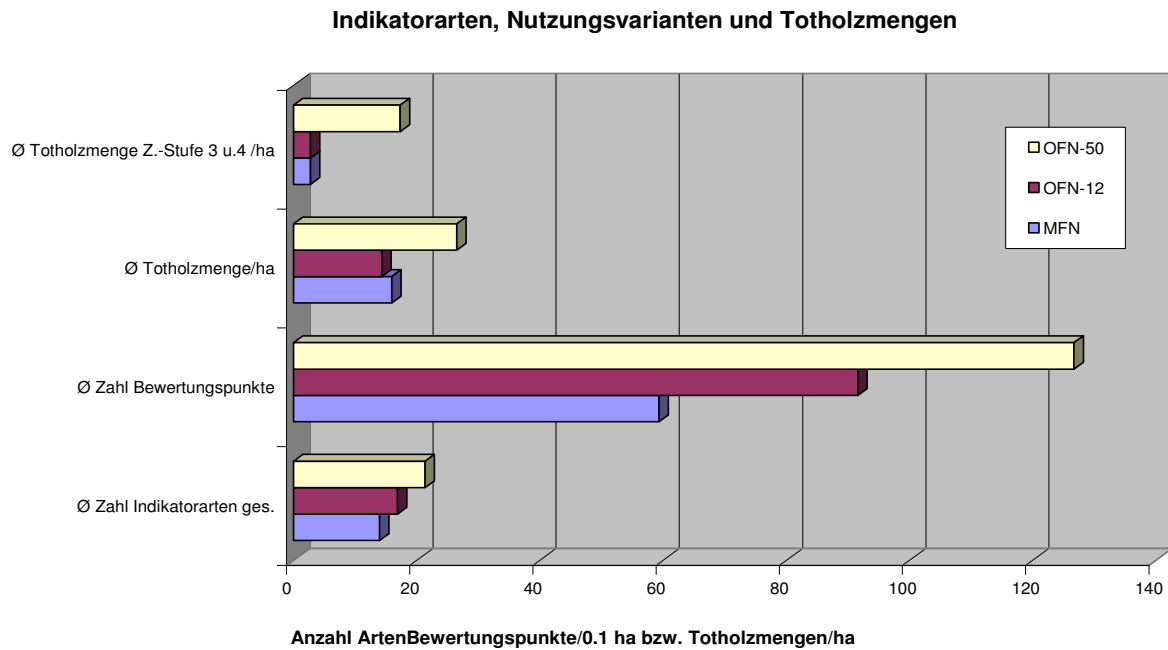
Graphik 9:



Betrachtet man nicht die Verteilung der Totholzmengen-Klassen, sondern die durchschnittlichen Totholzmengen (cbm/ha) und die durchschnittlichen Mengen von Totholz der höheren Zersetzungsstufen 3/4 bezogen auf alle 67 untersuchten Referenzflächen (Graphik 10), so ergibt sich ein ganz anderes Bild. Die Totholzvorräte und die Vorräte an stark zersetztem Totholz sind in der >50 Jahre ungenutzten Variante statistisch signifikant höher als in den Varianten MFN und OFN-12. Diese Aussage bezieht sich auf vergleichbare Gesamtflächen von 30 ha (MFN) bzw. 17 ha (OFN-12, Hevenbruch) und 16 ha (OFN-50, Schattiner Zuschlag). Das zeigt, dass sich nach einer nutzungsfreien Zeit von 12 Jahren noch keine wesentlichen strukturellen Unterschiede bezüglich der Totholzvorräte und -qualitäten im Vergleich zum Wirtschaftswald (Lübecker Modell) herausgebildet haben. Die durchschnittlichen Zahlen der Bewertungspunkte für die Indikatorarten und die Gesamtzahlen der Indikatorarten (alle Gruppen) spiegeln das nicht so klar wieder. Die Nutzungsvariante OFN-12 schneidet hier aufgrund anderer Einflußgrößen (Waldfläche, Alter

und Kontinuität der Waldstandort etc., s.o.) verhältnismäßig besser ab als der Wirtschaftswald.

Graphik 10:



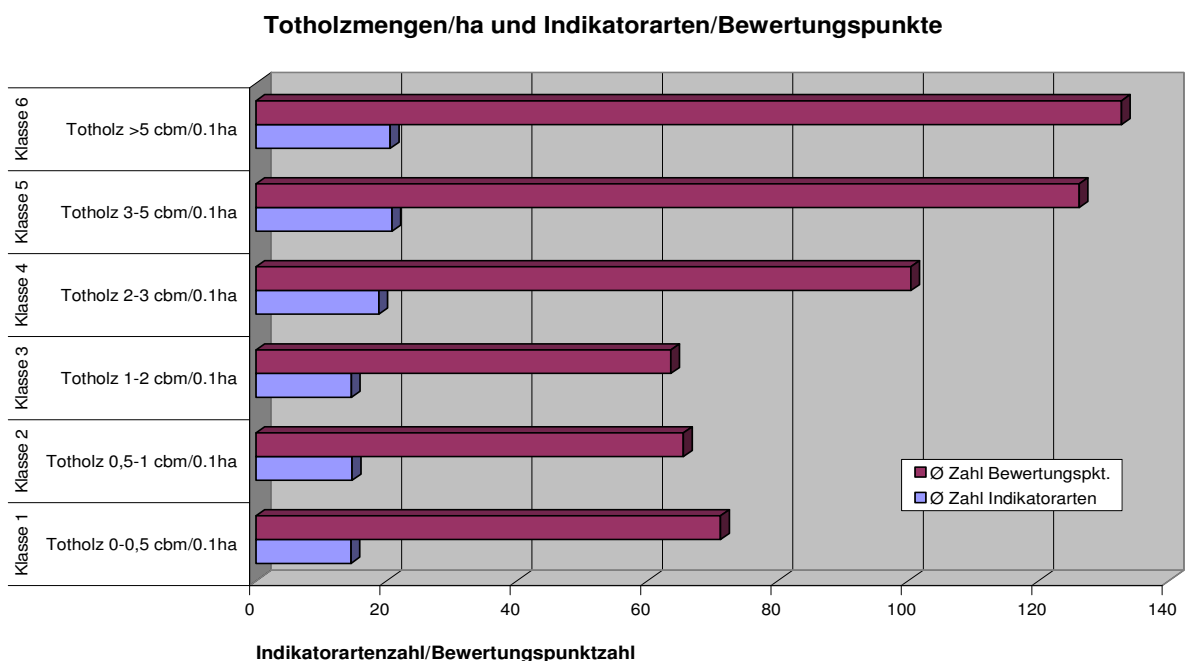
Interessant ist die Korrelation von Totholzmengen-Klassen (1-6; bezogen auf 0.1ha) und der durchschnittlichen Anzahl der bewerteten lignicolen Pilzarten (Indikatorarten) bzw. der daraus hergeleiteten Zahl von Bewertungspunkten, über alle Flächen und unabhängig von der Nutzungsform. Hier zeigt sich in Graphik 11 (S.25) ein deutlicher Bruch zwischen den Totholz-Mengenklassen 3 (1-2 cbm/0.1ha) und 4 (2-3 cbm/0.1ha). Eine genaue Berechnung auf Basis aller Referenzplots mit Totholzmengen zwischen 2 und 3 cbm/0.1ha ergab eine „kritische Gesamtotholzmasse“ = Schwellenwert (alle Zersetzungsstufen) von > 2.5 cbm/ 0.1ha = 25 cbm/ha (p-Wert 0,0092), oberhalb derer die Zahl indikationsrelevanter lignicoler Pilzarten pro Fläche rasant ansteigt, und zwar unabhängig von der Nutzungsvariante.

Tabelle 10: Kritischer Totholzmengen Schwellenwert für lignicole Pilze in Buchenwäldern

Totholzmenge cbm/0.1ha	in	Mittlere Indikatorartenzahl	p-Wert (Signifikanz)
< 2.5 (2.5-3.0 cbm/0.1ha)		23,59	0,0173
< 2.5 (2.0-2.5 cbm/0.1ha)		14,15	0,0064

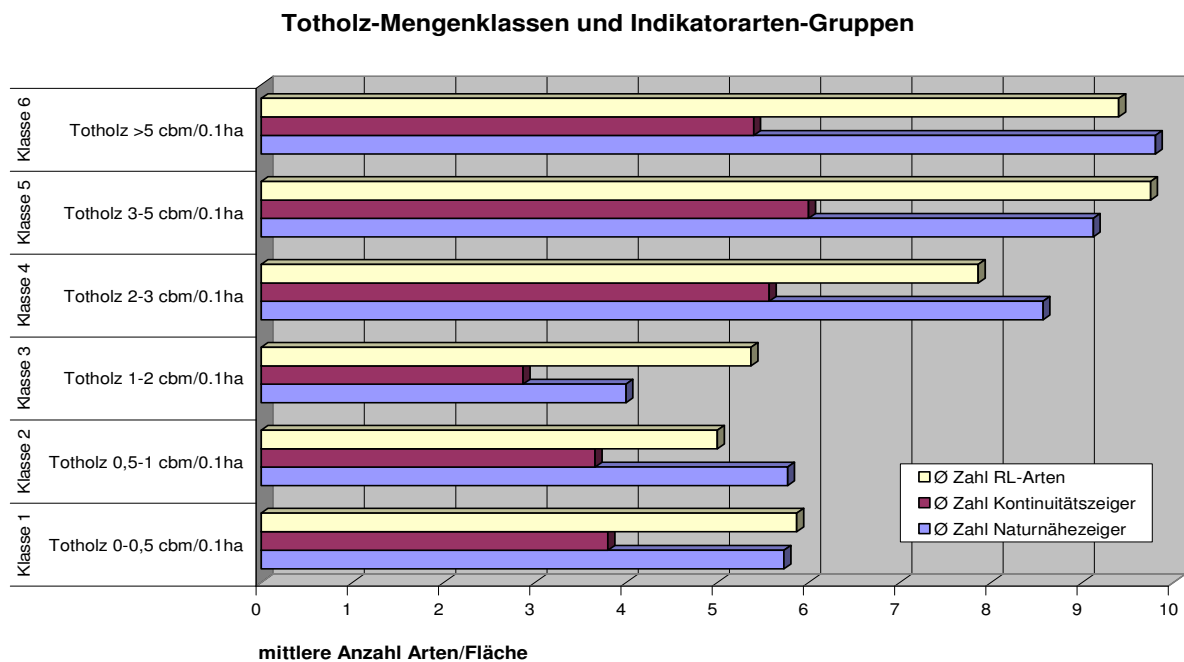
Diese kritische Totholzmasse weicht deutlich von anderen Literaturwerten ab. So geben Müller, J. Engel, H. & Blaschke, M. (2007) einen signifikanten „threshold value“ von 61 cbm/ha Totholz (p -Wert = 0.013) an, oberhalb dessen die Zahl der Naturnähe-Indikatoren (basierend auf der Artenauswahl von Schmid, H. & Helfer, W. 1999) rapide ansteigen soll. Die große Problematik der Artenauswahl von Schmid & Helfer wurde bereits diskutiert (vgl. S. 17). Leider werden hier überwiegend relativ häufige und unspezifische Buchenwaldbewohner als Naturnähe-Indikatoren herangezogen, so dass das Ergebnis von 61 cbm/ha stark angezweifelt werden muß. J. Müller (2005) gibt auf Basis verschiedener Wald-Organismengruppen (u.a. lignicol-saprophytische Käfer) einen kritischen Totholzmengen-Korridor von 30-60 cbm/ha für Forst-Ökosysteme an. Nach Müller, J., Bußler, H. & Utschick, H. (2007) fällt der kritische Totholz-Schwellenwert im Vergleich der bisherigen Literatur fast immer in den Korridor von 40 bis 60 cbm/ha. Auch hier ist es, mit Ausnahme einiger skandinavischer Arbeiten (z.b. Heilmann-Clausen & Christensen), so, dass zur Berechnung dieser Schwellenwerte in der Regel nur eine kleine Auswahl leicht erkennbarer lignicoler Pilzarten von fragwürdigem Indikationswert herangezogen wird. Das Thema soll an dieser Stelle nicht weiter diskutiert werden.

Graphik 11:



Ein ähnliches Bild ergibt sich, wenn man statt der (aggregierenden) Bewertungspunkte die durchschnittlichen Artenzahlen verschiedener Indikatorarten-Gruppen in Beziehung zu den Totholz-Mengenklassen setzt. Auch hier ist der Umschlagspunkt (Schwellenwert) zwischen den Totholzmengen-Klassen 3 und 4 (Graphik 12).

Graphik 12:



Bisher wurde in der Literatur (vgl. auch zusammenfassend: Müller, J., Bußler, H. & Utschick, H. 2007) immer nur die Totholzquantität als entscheidend für die Biodiversität, aber auch wirtschaftliche Aspekte (Holzzuwachs und -qualität) angesehen. Offenbar gibt es aber auch einen kritischen Schwellenwert für die Menge an stärker zersetztem Totholz (Zersetzungsstufen 3 und 4 nach Sturm). Es ist allgemein bekannt, dass die selteneren und indikationsrelevanten pilzlichen Buchenholzbewohner überwiegend stärker zersetztes Totholz (Optimum in der Finalphase, Stufe 3) besiedeln, während die Zersetzungsstufen 1 (Initialphase) und 2 (Optimalphase) überwiegend von den häufigeren und den ubiquitären lignicolen Pilzen besiedelt werden. Die häufigeren Charakterarten der Phasen der Pilzsukzession an Buchen-Totholz sind z.B. bei H. Kreisel (in Michael & al. 1985) oder Adamczyk (1995, „Ökologische Nischen-Substrat-Gruppen an Buchenholz“) sowie E. Arnolds (1988) zu finden.

Graphik 13 signalisiert, dass es beim Totholzvorrat der Zersetzungsstufen 3/4 ebenfalls einen Umschlagpunkt zwischen den Mengenklassen 4 (1-2 cbm/0.1ha) und 5 (> 2 cbm/0.1ha) gibt. Der kritische Schwellenwert für stärker zersetztes Totholz wurde ziemlich genau mit 2,03 cbm/0.1ha = 20,3 cbm/ha (p-Wert = 0,0294), also >20 cbm/ha, berechnet. Die durchschnittliche Indikatorarten-Zahl (alle Gruppen) auf Flächen mit stärker zersetzten Totholz mengen über diesem Schwellenwert liegt bei 23,56. Darunter (< 20 cbm/ha) liegt sie in den anderen Klassen bei 17,0 und darunter. Der Unterschied ist statistisch deutlich

signifikant. Auch für die Bewertungspunktzahl (aggregierend) und die einzelnen Indikatorarten-Gruppen gibt es ähnliche Ergebnisse (nicht dargestellt).

Besonders wichtig ist in diesem Zusammenhang, dass die Short-Cycle-Mykorrhizapilze ihr Optimum bezüglich der Artenvielfalt und der Abundanz immer an Totholz der Zersetzungsstufen 3 und 4 haben. Häufig sind Mykorrhizamatten und -nester sowie Rhizomorphen-Ansammlungen von SCM-Arten (oft tomentelloide Pilze) direkt an der Unterseite der Holzsubstrate oder direkt im Holzmulm zu beobachten. An Totholz der Zersetzungsstufe 1 kommen keine SCM-Arten vor, an Totholz der Zersetzungsstufe 2 eher selten (< 10% der beobachteten Funde). Ähnliches gilt für die „normalen“, hutbildenden Ektomykorrhizapilze, bei denen etliche Arten - je nach Standortbedingungen - auch ein begrenztes lignicol-saprophytisches Potential haben. Dazu gehören u.a. einige Filzröhrlings-Arten (*Xerocomus* spp.), einige Milchlinge (*Lactarius* spp.), der Trompetenpfeifferling (*Cantharellus tubaeformis*) und einige Schleierlings-Arten (*Cortinarius* spp.). Ektomykorrhizen dieser Arten können sowohl im Boden als auch an oder in der Nähe von stark zersetztem Totholz oder Holzmulm vorkommen, besonders bei langanhaltend trockener Witterung.

Aufgrund dieser Affinität zu Mykorrhizapilzarten ist das stärker zersetzte Totholz, das in der Regel in bewirtschafteten Waldarealen fehlt, sicherlich forstwirtschaftlich-produktionsbiologisch von großer Bedeutung.

Man kann also sagen, dass es zwei entscheidende Schwellenwerte für die lignicole Pilzflora (Biodiversität) und damit einhergehend für die forstwirtschaftliche Produktivität gibt:

quantitativ: > 25 cbm Totholz/ha (> 2.5 cbm/0.1 ha)

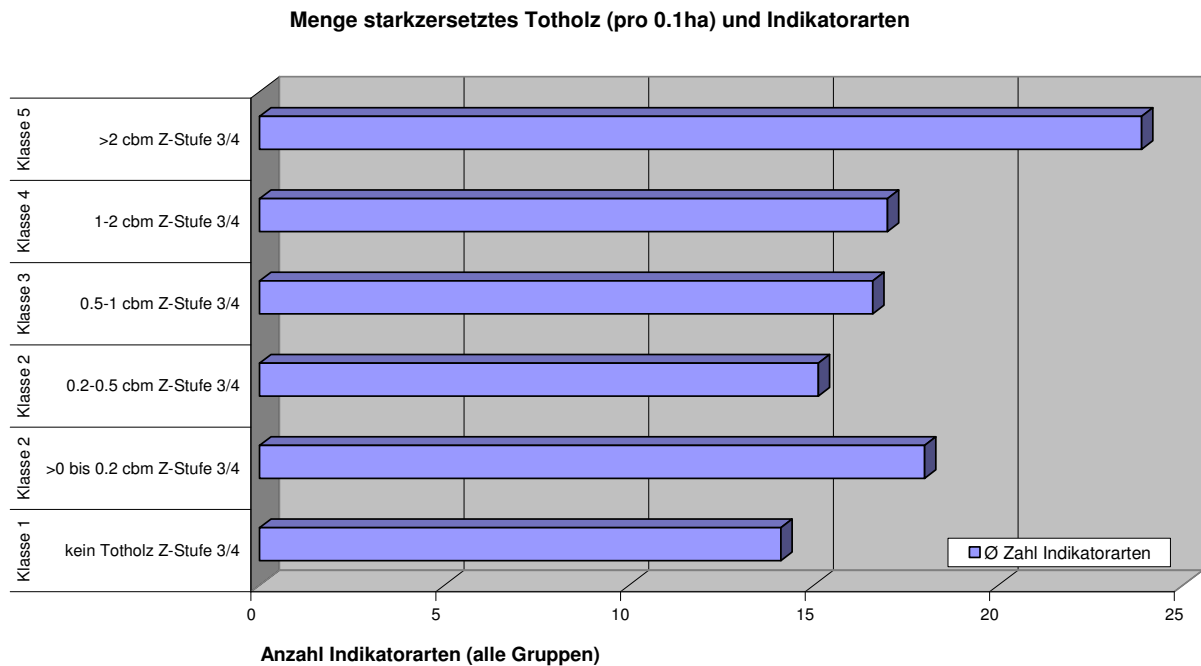
qualitativ-quantitativ: > 20 cbm stärker zersetztes Totholz (Stufe 3/4)/ha

optimal: Flächen mit >25 cbm Totholz/ha, davon > 20 cbm stärker zersetzt

Ein dritter wichtiger Parameter, die Größenverteilung des Totholzes, wurde hier nicht untersucht und berechnet. Es ist aber aus vielen Untersuchungen bekannt, dass die Menge an grobem Totholz, d.h. dickere Äste und Stämme (CWD = „coarse woody debris“), wichtig ist für die Biodiversität von Indikatorarten. Bei großen Totholz mengen auf einer Fläche bzw. großen Mengen von stark zersetztem Totholz auf einer Fläche, ist immer davon auszugehen, dass ein Großteil der Masse von CWD gebildet wird. Von daher sind die beiden hier untersuchten Totholz-Parameter die wichtigeren und primären. Nur mit dünnen Ästen sind kaum Totholz mengen > 5 cbm/ha (Klasse 2) zu erreichen. Das dünnere Astholz (< 15 cm Durchmesser) ist mykologisch relativ uninteressant, da es leicht austrocknet und nur von wenigen trockenheitsresistenten Pilzarten (z.B. *Nectria cinnabarina*, *Hypoxylon fragiforme*,

Diatrype disciformis, *Diatrype stigma*) besiedelt wird, sofern es nicht in oder unter der Laubstreu liegt. Nur wenige interessante Pilzfunde wurden im Rahmen dieser Untersuchung an dünnerem Totholz (< 15 cm Durchmesser) gemacht.

Graphik 13:



Abschließend soll die lebende Holzmasse aller Baumarten auf den Referenzflächen (LSV = Living Stand Volume in cbm/1000 qm; Daten von A. Fichtner 2008) mit den mykologischen Parametern korreliert werden. Die folgende Tabelle (11) gibt einen Überblick über die durchschnittlichen LSV-Werte für 2004 (Daten von A. Fichtner 2008):

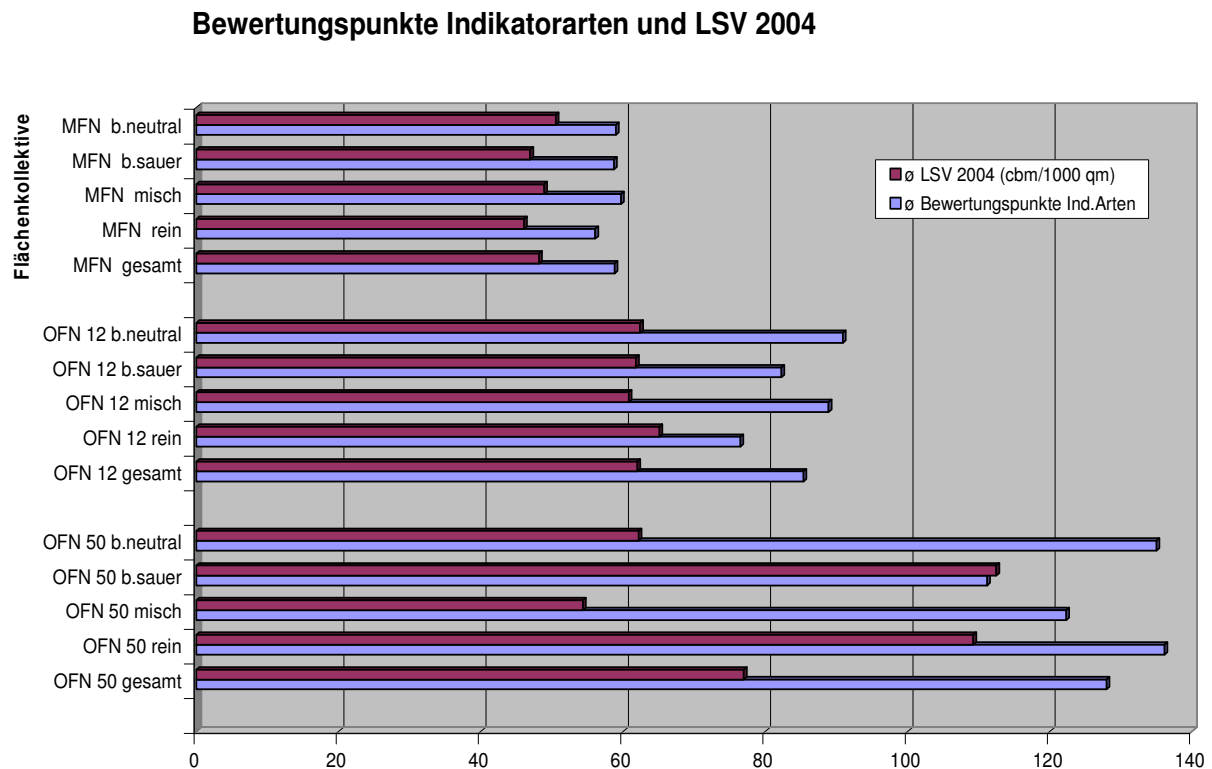
Tabelle 11:

Flächenkollektiv	Ø Living Stand Volume (LSV) in cbm/0.1ha	Signifikanz	P-Wert
(Nutzungsvariante)		Normalverteilung: ja	
OFN-50	76,97	OFN-50/OFN-12: ja	0.002707
OFN-12	62,03	OFN-12/MFN: ja	0.01108
MFN	48,21	OFN-50/MFN: ja	0.0001507

Auch bei der lebenden Holzmasse zeigen die gemittelten Werte eine eindeutige Volumensteigerung von der bewirtschafteten Forstvariante (MFN) über die >12 Jahre ungenutzte Variante (OFN-12) zur >50 Jahre nicht bewirtschafteten Nutzungsvariante (OFN-50). Die Flächen der Variante OFN-50 hatten 2004 ein durchschnittliches Gesamtholzvolumen (alle Baumarten), dass um > 1/3 höher lag als auf den nach dem Lübecker Modell

bewirtschafteten Flächen (MFN). Die folgende Graphik (14) veranschaulicht beispielhaft die Korrelation mit den mykologischen Parametern.

Graphik 14:



Der integrative mykologische Parameter „Bewertungspunkte“ für die pilzlichen Indikator-arten verhält sich gleichläufig wie das LSV, d. h. die durchschnittliche Bewertungspunktzahl (Mittel aus allen Referenzplots) nimmt von MFN nach OFN-50 deutlich zu. Auch beim Vergleich von Einzelflächen (hier nicht dargestellt) ist diese Tendenz deutlich sichtbar. Die anderen mykologischen Parameter verhalten sich ähnlich. Auch wenn kein direkter Zusammenhang zwischen der lebenden Baum-Biomasse und der pilzlichen Biodiversität besteht, so gibt es mit Sicherheit indirekte positive Zusammenhänge (Strukturstabilität, Multi-funktionalität, Nährstofferschließung u.a.m.). Deutlichere direkte Zusammenhänge wären bei der Korrelation mit Artenvielfalt, Abundanz und Biomasse von Ektomykorrhizapilzen, die hier nicht Untersuchungsgegenstand waren, zu erwarten (→ siehe Ausblick 4.4.6).

4.4.4 Schwierigkeiten und Probleme

Neben der sehr knappen Zeitbemessung für die Geländearbeit, die eine Begrenzung auf 1000 qm- Untersuchungsflächen erforderlich machte, war vor allem die Heterogenität der

Bestände ein „Problem“. Aus Sicht der ökologischen Mykologie werden Waldbestände in der Regel wesentlich differenzierter betrachtet als in der Forstwirtschaft. Im vorgegebenen Flächenpool sind reine Buchenbestände eher die Ausnahme. Insgesamt wurden nach dem FFH-System fünf verschiedene Waldlebensraumtypen unterschieden und auch die Baumartenzusammensetzungen waren oft schon innerhalb eines Wald-LRT deutlich unterschiedlich.

Daher ist neben der Gesamtauswertung aller Flächen im Vergleich auch eine getrennte Auswertung, zumindest der Buchen-Reinbestände und der Mischbestände, erfolgt. Hier ergaben sich allerdings kaum signifikante Unterschiede für die im Teilprojekt „Lignicole Pilze“ untersuchten Parameter..

Allerdings muß man bedenken, dass sich die naturnahen Varianten und Naturwald-Varianten im Laufe der Zeit ohnehin zu sehr differenzierten Mischbeständen entwickeln würden, Buchen-Reinbestände wohl kaum vorkämen. Dieses wäre ein Argument dafür, dass gerade die starke Heterogenität der Referenzplots die tatsächlichen Verhältnisse (die sich natürlicher-weise entwickeln würden) besser widerspiegelt als sehr gezielt ausgewählte Buchen-Reinbestände.

4.4.5 Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse

- Die >50 Jahre ungenutzte Variante (Schattiner Zuschlag, OFN-50) ist der >12 Jahre ungenutzten Variante (Hevenbruch, OFN-12) und der forstwirtschaftlich genutzten Variante (Stadtwald Lübeck, MFN) in vielen untersuchten mykologischen Biodiversitäts- und Naturschutz-Parametern signifikant überlegen.
- Die >12 Jahre ungenutzte Variante (OFN-12) ist der forstwirtschaftlich genutzten Variante (MFN) ebenfalls in vielen untersuchten mykologischen Biodiversitäts- und Naturschutz-Parametern signifikant überlegen.
- Insgesamt besteht ein deutliches Gefälle in der pilzlichen Biodiversität und auch in der Qualität der Indikatorarten von der Variante OFN-50 über die Variante OFN-12 zur Variante MFN.
- Das Artenspektrum lignicoler Saprophyten zeigt kurz- bis mittelfristige Reaktionen des Forstökosystems auf Nutzungsänderungen bzw. Übergang zur Nullnutzung gut an und ist daher für das vorliegende Projekt (max. Nullnutzung 50 Jahre) ein geeigneter Untersuchungsgegenstand.

- Integrative (aggregierende) Indikatorarten-Gruppen (z.B. Signalarten, Kontinuitätszeiger) sind anderen Gruppen (z.B. Rote-Liste-Arten, Naturnähezeiger ss. Schmid & Helfer) in ihrer Indikationsgüte zur Beurteilung von Waldökosystemen überlegen.
- Aus verschiedenen mykologischen Parametern berechnete Naturnähe-Indizes legen nahe, dass auch die ungenutzte Variante OFN-50 noch weit vom natürlichen Zustand entfernt ist (Indizes zwischen 38,90 und 52,88 von 100%*). Für die Variante OFN-12 liegen die Werte zwischen 25,83 und 40,27%, für die Variante MFN zwischen 17,93 und 24,58%. * gemessen an Mittelwerten für die jew. berechneten Parameter für europäische Buchen-Urwälder und –Bannwälder (= 100%).
- In Bezug auf die meisten untersuchten mykologischen Parameter ergaben separate Auswertungen bezüglich der Boden-pH-Werte, der Corg.-Gehalte im Boden sowie der Misch- und Reinbestände keine signifikanten Unterschiede. Es gibt zwar in den Artenspektren z.T. deutliche Verschiebungen, aber kaum in der Quantität und Qualität der Indikatorarten. Eine Ausnahme bilden die Short-Cycle-Symbionten (SCM).
- Die Auswertung der Abundanzklassen ergab keine wesentlichen Unterschiede zwischen den drei Nutzungsvarianten für die häufiger vorkommenden Arten. Nur bei den Abundanzklassen x (1-3 Funde/Fläche) und xx (4-6 Funde/Fläche) ergaben sich signifikante Unterschiede zwischen OFN-50, OFN-12 und MFN.
- 25 cbm Totholz/ha (2,5 cbm/0.1 ha) ist ein wichtiger Schwellenwert für die Gesamt-Totholzmenge, oberhalb derer die Biodiversität (und auch die Qualität) der lignicolen Pilzflora fast sprunghaft (und signifikant) zunehmen.
- 20 cbm stärker bzw. stark zersetztes Totholz/ha (2,0 cbm/0.1 ha) ist ein wichtiger Schwellenwert für die Gesamt-Totholzmenge (Zersetzungsstufen 3 und 4), oberhalb derer die Biodiversität (und auch die Qualität) der lignicolen Pilzflora fast sprunghaft (und signifikant) zunehmen.
- Optimal für die Biodiversität der lignicolen Pilzflora (und damit auch für die Struktur- und Funktionsstabilität der Fläche) ist eine Ausstattung der Fläche (bezogen auf 1ha) mit > 25 cbm/ha Totholz, wovon mindestens > 20cbm/ha den höheren Zersetzungsstufen (3 und 4) zuzuordnen sein sollten.
- Eine Detailanalyse hat ergeben, dass ein großer Teil der (insbesondere selteneren) Arten und der pilzlichen Biomasse (lignicole Saprophyten) an gröberes und grobes Totholz (> 15cm Durchmesser, CWD) gebunden sind. An Dünnholz sind relativ wenige und oft ubiquitäre Arten zu finden, die zudem trockenheitsresistent sind.
- Die lebende Baum-Biomasse (Living Stand Volume, LSV) nimmt (auf vielen Einzelflächen und im Durchschnitt) parallel zur Biodiversität lignicoler Indikatorarten zu,

auch wenn in der Regel nur indirekte Zusammenhänge (Ausnahme: SCM-Arten) bestehen dürften. Hier wären die terricolen Ektomykorrhizapilze aussagekräftiger.

4.4.6 Ausblick

Aufgrund des zur Verfügung stehenden Zeitrahmens konnte nur ein Teil der gewonnenen Daten hinreichend ausgewertet werden. Es bleibt zu wünschen, dass in einem Folgeprojekt ein größerer Zeitrahmen zur Verfügung steht, um viele jetzt angeschnittene Fragen vertiefend zu untersuchen.

Vor allem aber wäre es für den forstwirtschaftlichen Ansatz von großem Vorteil, in einem möglichen Folgeprojekt die terricole Mykorrhizapilzflora zu untersuchen. Es liegen schon umfangreiche methodische Erfahrungen aus früheren Projekten (z.B. Lüderitz 1993) vor, die zur Anwendung kommen könnten. Die Produktionsparameter Zuwachs und lebende Baum-Biomasse (LSV) sollten mit folgenden mykologischen Parametern korreliert werden, da die terricolen Ektomykorrhizapilze zu >90% für die Nährstoff- und Wasserversorgung der Hauptbaumarten Buche und Eiche verantwortlich sind:

- Anzahl der terricolen Ektomykorrhizapilz-Arten pro Fläche/Baum-Individuum
- Abundanz der Ektomykorrhizapilz-Arten pro Fläche/Baum-Individuum
- Oberirdische Biomasse der Ektomykorrhizapilz-Arten pro Fläche/Baum-Individuum im Jahresverlauf (Mittlere TGW-Werte für die meisten Ektomykorrhizapilz-Arten liegen vor)

Auch die Größe/Ausdehnung von Myzefeldern (potentielle Erschließungsfläche des Baumes für Nährstoffe/Wasser) und der Abgleich mit den Kronendurchmessern der Bäume wären hier von großem Interesse. Die Funktionsfähigkeit des Nährstoff-Versorgungssystems und die strukturelle Stabilität des Standortes hängen ebenfalls entscheidend von der Biodiversität terricoler Symbioten ab, da jede Pilzart im Gesamtsystem spezielle Funktionen hat (z.B. Erschließung spezieller Spurenelemente/Minerale, Langstreckentransport von Wasser mittels Rhizomorphen, Abwehr von Schadpilzen/Inhibition, mechanischer Schutz oder Austrocknungschutz der Feinwurzeln, Gefügestabilisierung des Bodens, Ton-Humus-Aggregation etc.)

Danksagung

Mein besonderer Dank gilt Herrn Manfred Fries (Vechelde), der mich bei der mykologischen Feldarbeit tatkräftig unterstützt hat. Außerdem danke ich dem ganzen Hevenbruch-Team, insbesondere Dr. S. Lütt und Dr. L. Fähser, für interessante und anregende Diskussionen. Weiterer Dank gilt Prof. U. Irmeler und A. Fichtner für die Hilfe bei der Statistik sowie K. Sturm für die Aufbereitung und Bereitstellung von Daten.

4.4.7 Literatur (Auswahl):

BfN-Handbuch (1998): Das europäische Naturschutzgebietssystem NATURA 2000; BfN-Handbuch zur Umsetzung der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutzrichtlinie. – Bundesamt f. Naturschutz, 560 S. - Bonn-Bad Godesberg

Corine Biotopes Manual (1991): Habitats of the European Community. – European Commission, GD XI 1991.- Office for Official Publications of the European Communities – Luxembourg/Brüssel

Dahlberg A. & H. Croneborg (Compilation, 2003): 33 threatened fungi in Europe. Complementary and revised information on candidates for listing in Appendix I of the Bern Convention. – Bern Conv. Doc. for EU DG Environment and Bern Convention, 82 S. – Swedish species information centre, Uppsala

Hahn C. & Blaschke M. (2005): Ökologische Studie von Rinenpilzen und Porlingen an Totholz in einem Naturwaldreservat und forstlich bewirtschafteten Vergleichsflächen. – AFJZ 176: 161-169

Heilmann-Clausen J. & Christensen M. (2000): Svampe på bøgestammer - indikatorer for værdifulde løvskovslokalteter - Svampe 42: 35-47 *)

Heilmann-Clausen J. & Christensen M. (2004): Does size matter ? – on the importance of various dead wood fractions for fungal diversity in Danish beech forests. – For. Ecol. Managem. 201: 105-117

- Heilmann-Clausen J. & Christensen M. (2004): På jagt efter urskovssvampe. – Svampe 49: 45-52 *)
- Heilmann-Clausen J. & Christensen M. (2005): Wood-inhabiting macrofungi in Danish beech forests – conflicting diversity patterns and their implications in a conservation perspective. – Biol. Conserv. 122: 633-624
- Irmeler U. (1995): Die Stellung der Bodenfauna im Stoffhaushalt schleswig-holsteinischer Wälder.- Faun.-Ökol. Mitt. Suppl. 18, 1-200. - Kiel
- Jordal J.B. (1997): Sopp I naturbeitemarker I Norge. En kunnskapsstatus over utbredelse, økologi, indikatorverdi og trusler I et europeisk perspektiv. - Utredning for DN 1997-6. Direktoratet for naturforvaltning
- Junninen K., Smilä M., Kouki J. & Kotiranta H. (2006): Assemblages of wood-inhabiting fungi along the gradients of succession and naturalness in boreal pine-dominated forests in Fennoscandia. – Ecography 29: 75-83
- Kost G. (1991): Zur Ökologie und Bioindikatorfunktion von Pilzarten in einigen Bannwäldern Baden-Württembergs, nebst Vorschlägen zum Artenschutz von Pilzen. – Schriftenr. zur Vegetationskunde 21: 161-183
- Lonsdale D., Pautasso M. & Holdenrieder O. (2007): Wood-decaying fungi in the forest: conservation needs and management options. – Eur. J. Forest Res., 22 S. (Review)
- Ludwig E. (2001): Pilzkompodium Band 1, 758 S. – IHW-Verlag (Eching)
- Ludwig E. (2007): Pilzkompodium Band 2, 723 S. – Fungicon-Verlag (Berlin)
- Lüderitz M. & al. (1993): Kleinstandörtliche Differenzierung des waldökologischen Zustandes unter besonderer Berücksichtigung der Mykorrhizapilze. – Sachbericht DFG-Projekt „Hahnheide“, Inst. f. Bodenkde. Univ. Hamburg, 75 S.
- Lüderitz M. (1996): Der Boden aus mykoökologischer Sicht: Boden – Mykorrhizapilz – Baum; das ökologische Zusammenspiel und seine Bedrohungen, dargestellt am Beispiel des Wasserfaktors (Grundwasser). – Tagungsband „Bodenschutz in S.H. -

- Spannungsfeld zwischen Nutzungsinteressen“, FH Kiel, Fachbereich Landbau: S. 66-71
- Lüderitz M. (2000): Geländeliste Großpilze Schleswig-Holstein (Stand 1/2000) – Polykopie im Auftrag des Landesamtes f. Natur und Umwelt Schleswig-Holstein
- Lüderitz M. (2001): Die Großpilze Schleswig-Holsteins – Rote Liste. Bände 1-3. – Landesamt f. Natur und Umwelt Schleswig-Holstein (Hrsg.), ca. 230 S. – Flintbek/Kiel
- Lüderitz M. (2003): „Mykologisch-ökologische Identifikationsanleitung und Kartierhilfe für ausgewählte FFH-Lebensraumtypen“ (besonders Wald-Lebensraumtypen u. Signalarten-Konzept) - CD-Veröffentlichung mit Genehmigung des LANU-SH (2007), 480 S. *)
- Lüderitz M. (2004): Übersichtsmonitoring der Großpilze auf den Stiftungsflächen Stodthagen und Hasenmoor bei Felde. – Unveröff. Gutachten im Auftrag der Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein, 117 S. *)
- Lüderitz M. (2005): Svampar i Natura 2000-områden – ett projekt för identifiering och indikering av naturtyper.- Svensk Mykologisk Tidsskr. 26(2): 90-96
- Lüderitz M. (2007): Mykologisch-ökologische Kartierung im Waldgebiet Riesewohld, Kreis Dithmarschen - ein Übersichtsmonitoring. – Unveröff. Gutachten im Auftrag des Vereins für Dithmarscher Landeskunde e.V., 155 S. *)
- Müller J., Engel H. & Blaschke M. (2007): Assemblages of wood-inhabiting fungi related to silvicultural management intensity in beech forests in southern Germany. – Eur. J. Forest Res., 15 S. (Original paper) *)
- Müller J., Bußler H & Utschick H. (2007): Wieviel Totholz braucht der Wald ? Ein wissenschaftsbasiertes Konzept gegen den Artenschwund in Totholzzönosen. – Naturschutz und Landschaftsplanung 38: 165-170
- Nitare J. (2000): Signalarter. Indikatorer pa skyddsvärd skog. Flora över Kryptogamer (incl. svampar) - Skogsstyrelsens Förlag, 384 S. – Jönköping *)

- Nitare J. (2006): Signalarter. Indikatorer på skyddsvärd skog. Flora över Kryptogamer (incl. svampar), 2. ergänzte Auflage - Skogsstyrelsens Förlag, 384 S. – Jönköping *)
- Nitare J. & Nore'n M. (1992): Nyckelbiotoper kartläggs i nytt projekt vid Skogsstyrelsen. – Svensk Bot. Tidsskr. 86: 219-226
- Odor P., Heilmann-Clausen J., Christensen M. & al. (2006): Diversity of dead wood inhabiting fungi and bryophytes in seminatural beech forests in Europe. – Biol. Conserv. 313: 58-71
- Schmid H. & Helfer W. (1999): Die Bedeutung der Naturwaldreservate für den Pilzartenschutz.- Seminarber. NUA 4: 61-78 *)
- Skogsstyrelsen (2004): Kontinuitetsskogar – en förstudie. - Skogsstyrelsens Förlag, 47 S. – Jönköping (im Internet: www.svo.se)
- Skov- og Naturstyrelsen (1994): Strategi for de danske naturskove og andre bevaringsvaerdige skovtyper. - Publ. Skov- og Naturstyrelsen – Kopenhagen
- Sturm K. (1995): Möglichkeiten, Probleme und Defizite der Integration naturschutzrelevanter Daten im Rahmen der Forsteinrichtung. – Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 43: 231-245 - BfN, Bonn-Bad Godesberg
- Sturm K. (1998): Arbeitsanweisung für die zweite Aufnahme der permanenten Stichprobepunkte (Kontrollstichprobe) im Stadtwald Lübeck. – Büro f. angewandte Waldökologie
- Utschick H. & Helfer W. (2003): Vergleichende ökologische Untersuchungen mittelschwäbischer Pilzzönosen in Wäldern unterschiedlicher Naturnähe - Ber. d. Bay. Akad. f. Natursch. u.. Landschaftspflege (ANL) 27: 115-145
- Winter S., Schumacher H., Flade M. & Möller G. (2004); F+E-Vorhaben Biologische Vielfalt und Forstwirtschaft: „Naturschutzstandards für die Bewirtschaftung von Buchenwäldern im Nordostdeutschen Tiefland“ – Sachbericht. Bundesamt für Naturschutz – Bonn

*) enthält u.a. Artenlisten zur Bioindikation mit Naturnähezeigern, Kontinuitätszeigern, Signalarten und anderen Indikatorarten-Gruppen



Foto 1 Hevenbruch (südöstlicher Teil unserer Untersuchungsfläche HB – siehe Tab.1) am 30.04.2008, dem zweiten Tag nach dem Austrieb des Buchenlaubes. Als Maßstab: Knut Sturm, 183 cm. Foto: H. Ellenberg

4.5 Die Brutvögel

von Hermann Ellenberg, Ratzeburg, nach Daten von Bernd Struwe-Juhl und Bodo Grajetzki

4.5.1 Einführung

Vögel sind für Wälder als Bioindikatoren für „Struktur“ eine gut geeignete Artengruppe (z.B. Flade 1994). Sie integrieren über ihre Aktionsräume Strukturen auf Flächen in Größenordnungen von Hektaren bis Quadratkilometern. Sie sind mobil und erreichen für sie geeignete Flächen in der Regel spätestens im auf die Geburt folgenden Frühjahr. Sie sind autökologisch gut untersucht und nutzen unterschiedlichste Habitate (Riecken 1992; Müller 2004). Siedlungsdichte-Kartierungen auf kleineren (10 bis 100 ha) und Gitterfeld-Kartierungen auf mittleren bis großen Flächen liefern reproduzierbare Ergebnisse (Schuhmann 1950; Schuhmacher 1988; Hohlfeld 2006; Utschik 1984, 2004; Ellenberg et al. 1989).

Vögel sind zudem - im Gegensatz zu den meisten übrigen Artengruppen - weitgehend vollständig und mit einfacher Methode erfassbar.

Die Datenerfassung an Stichprobe-Punkten, wie sie für die meisten anderen Untersuchungen in der vorliegenden Studie handlungsleitend war, schien dagegen weniger zielführend.

Punkt-Stop-Zählungen (Oelke) 1980; Bibby & Burgess 1992) würden - wegen der Größe der Vogelreviere - nicht wenige Arten erfassen, die für den Stichprobe-Punkt unbedeutend oder sogar untypisch wären.

Beide Methoden, flächenhafte und punktorientierte Geländearbeit, haben ihre Nachteile und Vorteile. Wir entschieden uns für die Siedlungsdichte-Kartierung, wohl wissend, dass Randeffekte bei Untersuchungsflächen von deutlich weniger als 10 ha die Ergebnisse zunehmend beeinflussen, und auch, dass homogene Flächen von vielen Hektaren in den zu bearbeitenden Wäldern kaum zu finden sein würden. Für die Anwendung beider Methoden reichte weder die Zeit noch die verfügbare „Man-power“.

Neun Untersuchungsflächen wurden mit Hilfe von Knut Sturm auf der Grundlage seiner überragenden Kenntnis der lübschen Wälder und seiner Kartenunterlagen sowie unter Beachtung der Lage der oben erwähnten Kontrollstichprobe-Punkte (forstliche Kontrollstichprobe) ausgewiesen. Unter ihnen waren auch einige mit Buchenaufwuchs im Alter von ca. 70 Jahren, weil die ursprüngliche Konzeption des DBU-Projekts, über das im

vorliegenden Band berichtet wird, auch den Vergleich jüngerer mit älteren Beständen vorsah. Die ornithologischen Geländearbeiten mussten aus methodischen Gründen bereits Ende März 2007 beginnen, um auch die früh im Jahr besonders aktiven Arten ausreichend erfassen zu können. Sie wurden deshalb vom LANU (Flintbek) vor Beginn des DBU-Projekts vorfinanziert.

Für die ornithologische Feldarbeit und einen ersten Schlussbericht (30.09.2007) wurden Dipl.-Biol. Bernd Struwe-Juhl und Dipl.-Biol. Dr. Bodo Grajetzki gewonnen.

4.5.2 Material und Methode

Gemäß den allgemeinen Zielen des Projekts wurden Buchenwälder auf typischen Standorten der Jungmoräne mit möglichst weitgehend vergleichbaren Böden (vergl. Beitrag IRMLER) ausgewählt. Sie unterlagen drei verschiedenen Nutzungsintensitäten: Wirtschaftswald (MFN; Lübecker Modell), ohne forstliche Nutzung seit mehr als 12 Jahren (OFN-12; Hevenbruch) und ohne forstliche Nutzung seit mindestens 50, großenteils seit etwa 100 Jahren (OFN-50; Schattiner Zuschlag). Zwei Mischungstypen sollten betrachtet werden: Buchenreinbestände und –mischbestände, sowie zwei Altersstufen: „alt“ (110 - 130-jähriges starkes Baumholz/Altholz) und „mittelalt“ (ca. 70-jähriges schwaches bis mittleres Baumholz).

Auf den Bestandestyp „ca. 70-jähriger Buchen-Reinbestand“ mussten wir verzichten, da keine ausreichend großen Probeflächen (als unterste Grenze hatten wir 6 ha definiert) abzugrenzen waren. Angestrebt wurden Flächen von etwa 10 ha. Tabelle 1 gibt eine Übersicht über die neun ornithologischen Probeflächen.

Tabelle 1: Charakteristik der neun ornithologisch untersuchten Buchenwaldflächen im Stadtwald Lübeck

Gebiet (Forst- abteilung)	Fläche (ha)	Alter ¹⁾	Totholz (m³/ha)	Mischung ²⁾	Bemerkung ²⁾
MFN = mit forstlicher Nutzung, Wirtschaftswald (W)					
WT = Taubenberg (62 b1, b2)	10,4	65	5-10	Hb, Ei, u.a.	„Überhälter“ Bu, Rot-Ei 104-j.
WR = Ritzerau (35 a)	7,9	110	15-20	„rein“	Hallenwald, keine Überhälter
WB = Berkenstrücken (60 b1)	6,3	68	15	Fi, u.a.	Überhälter Bu 176- j., Ei 196-j.
OFN-12 = ohne forstliche Nutzung seit mehr als 12 Jahren, NSG Hevenbruch (H)					
HA (21 a1, a2)	10,1	76	25	Es, Ei, Fi, Lä	wenige Ei- Überhälter
HB (25 a2/a4, b1, b2)	19,1	126	35	„rein“	
HC (26 a1 mit a2 + a3)	11,4	113	30	Bu 136-j. Ei 138-j.	wenige Ei- Überhälter etliche Ei 211-j.
OFN-50 = ohne forstliche Nutzung seit mehr als 50 Jahren, Schattiner Zuschlag (S)					
SA (119 b4/d1, d3)	8,5	ca.110	70	Hb (Ei)	einige Ei 172-j.
SB (119 g1, g2)	6,1	115	70	Hb, Ei, u.a.	einige Ei 193-j.
SC (119 a2/a1, a4, ab/b1)	7,8	60-75	25	Hb, Bah, FAh, Es, Ei, u.a.	in b1 Ei-Überhälter 176-j., Bu + Hb 120- j.

¹⁾ Alter des Hauptbestandes in Jahren

²⁾ Bu = Buche, Bah = Bergahorn, Ei = Eiche, Es = Esche, FAh = Feldahorn, Fi = Fichte, Hb = Hainbuche, Lä = Lärche, Rot-Ei = Roteiche, j = jährlich.

4.5.3 Ergebnisse

Bei gleicher Fläche ist Wirtschaftswald (MFN) deutlich Arten-ärmer als der nicht mehr bewirtschaftete Wald im Schattiner Zuschlag (OFN-50). Bei Untersuchungsflächen von 6,1 bis 10,6 ha lagen die Artenzahlen zwischen 15 bis 17 bzw. 22 bis 26 Vogelarten. Der Hevenbruch (OFN-12) enthält mittlere Artenzahlen (Tabelle 2, Abb.1).

Eine Ausnahme ist die Fläche „Birkenstrücken“ (MFN), die bei kleiner Untersuchungsfläche (6,3 ha) auffällig artenreich hervorsticht. Dieser Artenreichtum ist zurückzuführen auf einige recht alte Überhälter-Eichen (> 180 Jahre) und –buchen (> 160 Jahre) sowie auf eingesprengte Fichten und weitere Mischbaumarten. Sie erklären das dortige Vorkommen von Sommer- und vor allem Wintergoldhähnchen. Die Überhälter bedingen die Anwesenheit von (u.a.) Mittelspecht, Trauerschnäpper und Kernbeißer. Star und Misteldrossel finden ihre Nahrung vor allem außerhalb des Waldes.

Der Hevenbruch (OFN-12) liegt bezüglich des Artenreichtums im Mittelfeld: HA enthält einige Waldrandbewohner (Rabenkrähe, Heckenbraunelle, Grasmücken) und auf Fichten angewiesene Arten (Wintergoldhähnchen, Tannenmeise) und wird deshalb trotz jugendlichen Buchen-Hauptbestandes (76 Jahre) relativ artenreich. Wenige deutlich ältere Eichen führen zum Vorkommen eines Mittelspecht-Paares. Auch Waldbaumläufer und Blaumeise fallen - vermutlich auch aus dieser Ursache - mit erhöhten Siedlungsdichten auf.

Die „Altholz“-Untersuchungsflächen im Hevenbruch (OFN-12, HB und HC) sind mit 11 bzw. 19 ha im Rahmen unserer Untersuchung vergleichsweise groß und auch strukturell recht homogen. Sie haben noch in starkem Maße Hallenwald-Charakter mit weitgehend geschlossenem Kronendach. Mit nur 27 Arten auf (zusammen) 30 ha müssen sie eher als artenarm bezeichnet werden. Auffällig sind hier besonders die geringen Siedlungsdichten von Amseln, Singdrosseln und Rotkehlchen.

Diese Befunde sind in Tabelle 2 und Abbildung 1 detailliert dokumentiert. Dabei werden, um die Vergleichbarkeit zwischen den Flächen so gut wie möglich zu gewährleisten, die Siedlungsdichten der einzelnen Arten (Anzahl Reviere pro Flächeneinheit) auf die übliche Bezugsfläche von 10 Hektar umgerechnet.

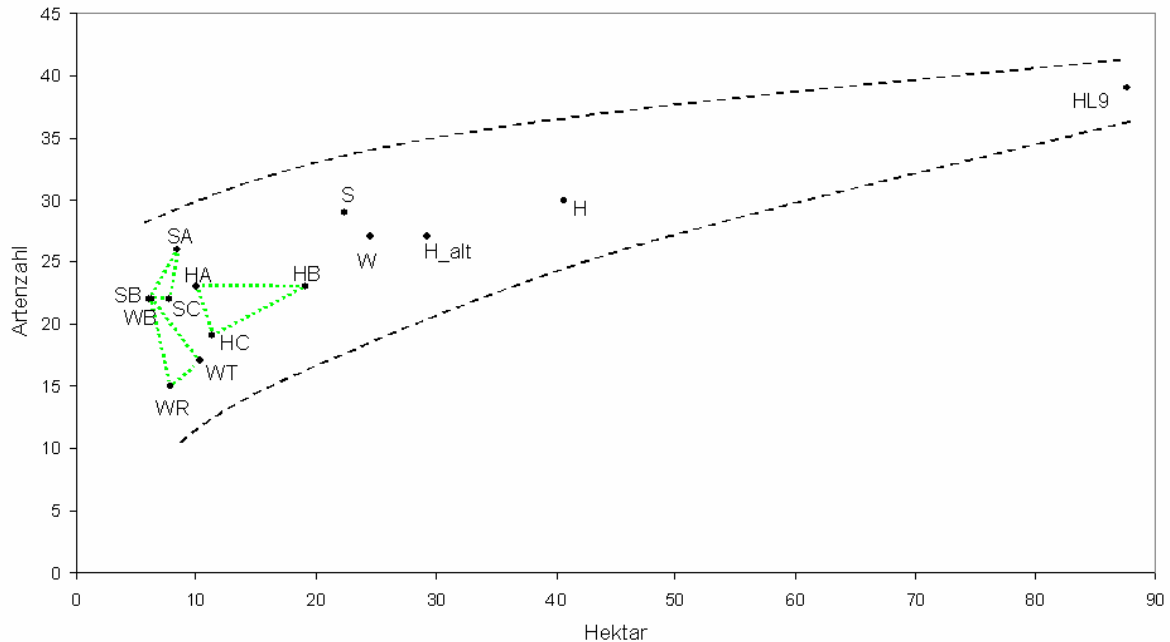


Abb. 1 Artenzahl und Flächengröße.

Ein Versuch, die erfassten Artenzahlen bei unterschiedlichen Größen der Untersuchungsflächen „optisch“ übersichtlich und vergleichbar zu machen.

Erläuterungen: HL9 = 9 ornithologische Untersuchungsflächen in den Wäldern der Hansestadt Lübeck im Kreis Herzogtum Lauenburg; H = 3 Flächen im Hevenbruch (ohne forstliche Nutzung seit 12 Jahren, OFN-12); S = 3 Flächen im Schattiner Zuschlag (ohne forstliche Nutzung seit mehr als 50 Jahren, OFN-50), W = 3 Flächen im Wirtschaftswald (bewirtschaftete Wälder, seit 1994 nach dem „Lübecker Modell“, MFN); alt = 2 Altholzflächen in H; SA, SB, SC, HA, HB, HC, WT, WR, WB = vergleiche Tabelle 1. Die 4 „Wasservogelarten“ in HB werden hier vernachlässigt.

Tabelle 2: Ergebnisse der ornithologischen Siedlungsdichte-Kartierung auf neun Probeflächen in Wäldern des Stadtwaldes Lübeck im Kreis Herzogtum Lauenburg (vergl. Tab.1).
- Angaben in „Reviere pro 10 Hektar“, je 1 Revierpaar in HB von Kranich, Graugans, Stock- und Reiherente wurden in der Tabelle nicht berücksichtigt.

Gebiet → Art ↓ (Fläche, ha)	Wirtschaftswald MFN			Hevenbruch OFN-12			Schattiner Zuschlag OFN-50		
	WT 10,4	WR 7,9	WB 6,3	HA 10,1	HC 11,4	HB 19,1	SC 7,8	SB 6,1	SA 8,5
Buchfink	13,5	11,4	19,0	9,0	7,0	8,4	15,4	14,8	15,3
Rotkehlchen	7,7	8,9	7,9	4,0	2,6	3,7	9,0	11,5	5,9
Kohlmeise	5,8	2,5	12,7	8,0	7,0	8,4	5,1	6,6	4,7
Blaumeise	4,8	3,8	9,5	7,0	5,7	4,7	3,8	4,9	7,1
Amsel	5,8	8,9	9,5	6,0	0,9	1,8	7,7	9,8	5,9
Zaunkönig	4,8	6,3	9,5	6,0	3,5	2,9	6,4	8,2	5,9
Singdrossel	4,8	6,3	4,8	1,0	0,9	1,0	3,8	4,9	3,5
Buntspecht	3,8	5,1	4,8	3,0	2,6	3,1	2,6	3,3	4,7
Mönchsgrasmücke	1,9	2,5	1,6	3,5	-	0,5	1,3	1,6	4,7
Kleiber	1,9	5,1	7,9	2,0	4,8	2,6	5,1	4,9	7,1
Gartenbaumläufer	1,9	3,8	4,8	1,0	2,6	2,1	2,6	8,2	4,7
Waldbaumläufer	-	1,3	-	2,0	0,9	0,5	2,6	1,6	1,2
Ringeltaube	1,9	2,5	-	2,0	-	1,0	2,6	6,6	3,5
Zilpzalp	2,9	1,3	3,2	3,0	-	-	-	1,6	1,8
Mittelspecht	-	-	1,6	1,0	0,9	2,1	1,3	1,6	?
Mäusebussard	-	-	1,6	1,0	0,9	0,5	1,3	-	-
Kernbeißer	-	-	1,6	-	0,9	-	5,1	3,3	3,5
Sumpfmeise	-	-	-	1,0	0,9	0,5	1,3	-	1,2
Tannenmeise	1,9	-	-	2,0	0,9	1,0	-	-	-
Wintergoldhähnchen	-	-	9,5	3,0	-	1,0	-	-	1,2
Sommergoldhähnchen	-	-	1,6	-	-	-	1,3	1,6	1,2
Gartengrasmücke	-	-	-	1,0	-	0,5	1,3	-	1,2
Waldlaubsänger	-	-	-	-	1,8	-	2,6	3,3	5,9
Rabenkrähe	1,0	-	1,6	1,0	-	-	-	-	-
Waldkauz	-	1,3	1,6	-	-	-	-	-	2,4
Trauerschnäpper	-	-	1,6	-	0,9	-	-	-	4,7
Schwarzspecht	-	-	-	-	-	0,5	-	1,6	1,2
Hohltaube	-	-	-	-	-	-	1,3	1,6	2,4
Fitis	-	-	-	-	-	-	1,3	1,6	1,2
Heckenbraunelle	2,9	-	-	2,0	-	-	-	-	-
Eichelhäher	-	-	-	1,0	-	0,5	-	-	-
Kleinspecht	1,0	-	-	-	-	-	-	-	-
Star	-	-	4,8	-	-	-	-	-	-
Misteldrossel	-	-	1,6	-	-	-	-	-	-
Grauschnäpper	-	-	-	-	0,9	-	-	-	-
Kolkrabe	-	-	-	-	-	0,5	-	-	-
Habicht	-	-	-	-	-	0,5	-	-	-
Zwergschnäpper	-	-	-	-	-	-	-	1,6	-
Weidenmeise	-	-	-	-	-	-	-	-	3,5
Artenzahl	17	...15	22	23	19	23	22	22	26
Reviere pro 10 ha	68,3	71,0	122,3	70,5	46,6	47,3	84,8	104,7	105,6

4.5.4 Diskussion

Es war zu prüfen, ob sich aus ornithologischer Sicht ein Gradient erkennen lässt, der sich mit der Nutzungsintensität der untersuchten Waldflächen parallelisieren lässt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass Wälder, die nach dem Lübecker Modell bewirtschaftet werden, als strukturell ohnehin bereits relativ naturnah gelten dürfen. Man kann insofern nicht mit einem „steilen“ Gradienten rechnen. Dazu kommt, dass - trotz besonderer Sorgfalt bei der Auswahl der Untersuchungsflächen - unter dem Druck, ausreichend große Flächen für ornithologische Siedlungsdichtekartierungen zu erhalten, Inhomogenitäten in den Strukturen der Flächen in Kauf zu nehmen waren. So enthielten sieben von neun Flächen mehr oder weniger viele Bäume, die das Alter der jeweiligen Hauptbestände deutlich übertrafen, namentlich Eichen (siehe Tabelle 1: „Überhälter“). Sie tragen wesentlich zur Strukturvielfalt dieser Flächen bei. Auch das Auftreten von Mischbaumarten in den ausgewählten Flächen macht sie mehr oder weniger heterogen. Schon weniger als zehn alte Eichen können für die Ansiedlung eines Mittelspechtpaares ausschlaggebend sein, wenn sie in geeignetem Verbund stehen. Bei Fichtenvorkommen reichen oft wenige Individuen als Habitat für Goldhähnchen oder Tannenmeisen.

Zu berücksichtigen ist weiterhin, dass zwischen den „Wirtschaftswäldern“ und den Waldflächen „ohne forstliche Nutzung seit mehr als 12 Jahren“ (OFN-12) im Hevenbruch nach dieser, für Waldentwicklungen eher knappen Zeit mit großen nutzungsbedingten Unterschieden in den Waldstrukturen kaum zu rechnen ist. Immerhin ist im Hevenbruch nach einem Dutzend Jahren ohne forstliche Eingriffe das Kronendach - bis auf wenige Windwürfe einzelner Bäume (oft Fichten!) - überwiegend dicht geschlossen im Gegensatz zu dem der bewirtschafteten Wälder. Hier haben Nutzungseingriffe stellenweise zu Auflichtungen im Kronendach geführt, auf die z.B. krautige Pflanzenarten (und auch Moose und Flechten) deutlich mit Zunahme reagieren (vergleiche den Beitrag von Dolnik et al. in diesem Band, Kapitel 4.3).

Die im Schattiner Zuschlag seit mehr als 50 Jahren ausgebliebene Nutzung (OFN-50) hat vor allem zu einer bedeutenden Akkumulation der Holzvorräte und zum Teil auch des Totholzes geführt (vergleiche die Beiträge von Fichtner bzw. Sturm). Auch hier ist das Kronendach - bis auf wenige Ausfälle durch Absterbe-Erscheinungen oder Windwurf - im Wesentlichen dicht geschlossen. Dadurch leidet die Verjüngung offensichtlich unter Lichtmangel und in dieser Situation in besonderem Maße unter Verbiss durch Rehe und Damwild (vergleiche den Beitrag von Ellenberg in diesem Band, Kapitel 4.2), letzteres als „Wechselwild“.

Wenn in diesem Beitrag von „Buchenmischwald“ oder „reiner Buche“ oder bestimmten Altersangaben die Rede ist, sei diese Charakterisierung mit dem Vorbehalt zu behandeln, dass es sich nur „überwiegend“ um solche Strukturen handelt. Ihre Benennung orientiert sich am forstlichen „Hauptbestand“, dem - wie Tabelle 1 ausweist - wesentliche weitere Elemente beigeordnet werden müssen.

Trotz der eben geäußerten Vorbehalte ergaben sich einige deutliche **Unterschiede im Vogelarten-Inventar der untersuchten Waldflächen**: Es existieren nicht wenige Arten, die sich ausschließlich bzw. deutlich häufiger als in der Vergleichskategorie in bestimmten Waldstrukturen nachweisen ließen. **Ausschließlich im „jungen“ Buchenwald** (ca. 70-jährig) angetroffen wurden Heckenbraunelle, Rabenkrähe, Kleinspecht, Star und Misteldrossel. Deutlich häufiger als im 110-jährigen Buchenwald gefunden wurden außerdem Tannenmeise und Zilpzalp. - **Ausschließlich in „älteren“ Buchenwäldern** fanden sich Grauschnäpper, Habicht, Kolkrabe, Schwarzspecht, Trauerschnäpper, Weidenmeise und Zwergschnäpper. Häufiger als im „jungen“ kamen im „älteren“ Wald Gartenbaumläufer, Mittelspecht, Kleiber und Waldkauz vor. Knapp die Hälfte **(18) von insgesamt 39 erfassten Waldvogelarten scheint somit auf das Alter der untersuchten Waldbestände zu reagieren**.

Als Arten, die im **Wirtschaftswald (MFN) nicht angetroffen** wurden, aber in den nicht mehr bewirtschafteten Wäldern vorkamen, sind zu nennen: Eichelhäher, Fitis, Gartengrasmücke, Grauschnäpper, Habicht, Hohltaube, Kolkrabe, Schwarzspecht, Sumpfmeise, Waldlaubsänger, Weidenmeise und Zwergschnäpper. Von allen diesen Arten ist bekannt, dass sie auch im Wirtschaftswald vorkommen (können).

Arten, die **in den nicht mehr genutzten Wäldern (OFN) nicht** vorkamen, die aber in den Wirtschaftswäldern nachgewiesen wurden, sind dagegen nur Star und Misteldrossel. - In der Umgebung des Schattiner Zuschlags und der Hevenbruch-Untersuchungsflächen fehlt beweidetes (das heißt: zumindest stellenweise kurzrasiges) Grünland - und damit die Nahrungsbasis für Stare. Für die Misteldrossel handelt es sich vermutlich um einen Zufallsbefund. Sie liebt Nadelholz als Beimischung, das in den untersuchten Lübecker Wäldern ohnehin nicht häufig ist. Und sie singt schon ab Februar, laut und auffällig, und kann bereits Ende März - dem Beginn der ornithologischen Feldarbeiten - unauffällig werden. Aus früheren Jahren ist mir die Art aus beiden OFN-Gebieten bekannt.

Auf Unterschiede in der Nutzungsintensität der untersuchten Buchenwälder scheinen somit 14 von 39 Vogelarten zu reagieren. Dabei ist zu berücksichtigen, dass nicht wenige dieser Arten wegen ihrer relativen Seltenheit in ihrem Vorkommen in der einen oder anderen

Wald-Kategorie auch in erheblichem Maße aufgrund von „Zufälligkeiten“ vorhanden waren oder fehlten bzw. erfasst oder übersehen wurden (siehe auch unten zum Stichwort „Gilden“).

Indizes, die die **Ähnlichkeiten im Vogelarten-Inventar je zweier Untersuchungsflächen** charakterisieren, mögen weitere Einsichten ermöglichen. Zwei bereits lange eingeführte Indizes bieten sich an, der **SØRENSEN**-Index und der **RENKONEN**-Index (Oelke 1980, Bibby & Burgess 1992). Der SØRENSEN-Index setzt die Anzahl der auf beiden Vergleichsflächen vorkommenden Arten ins Verhältnis zur Summe der Artenzahlen beider Flächen ($2 \times \text{Anzahl der gemeinsamen Arten}$ dividiert durch die Summe aus den Artenzahlen der einzelnen Vergleichsflächen). Er kann theoretisch zwischen Null und Eins liegen (SØRENSEN-Indizes über 0,85 gehören zu den Ausnahmen). Der RENKONEN-Index addiert die Dominanzen der beiden Flächen gemeinsamen Arten, indem er bei jeder der gemeinsamen Arten den jeweils geringeren Dominanzwert berücksichtigt. Theoretisch kann dieser Index zwischen Null und 100 Prozent liegen. In der Praxis werden auch bei großer Ähnlichkeit nach SØRENSEN Werte von mehr als 80 % nur ausnahmsweise erreicht, z.B. beim Vergleich identischer Flächen von Jahr zu Jahr (Ellenberg et al. 1989).

Beginnen wir mit der **Arten-Identität nach SØRENSEN**. Die nach dem optischen Eindruck intuitiv als am ähnlichsten empfundenen Waldflächen sind wohl die beiden Altholzflächen im Hevenbruch (OFN-12, HC und HB, vergl. Tab.1). HB gilt als „reine“ Buche, HC als Buchenmischwald, im Wesentlichen mit Eiche. Mit 0,71 fällt der SØRENSEN-Index für diese Flächen unerwartet gering aus. Die beiden Altholzflächen im Schattiner Zuschlag (OFN-50, SA und SB) stimmen in ihren Arteninventaren dagegen erheblich besser überein (0,83). Anscheinend finden im strukturell großflächig „noch“ homogenen Buchen-Hallenwald im Hevenbruch manche Arten erst auf größeren Flächen ihre ökologischen Nischen im Vergleich zum Schattiner Zuschlag mit seiner Totholz-Akkumulation. Ohne die drei Arten mit besonders großen Revieren in HB zu berücksichtigen (Habicht, Kolkkrabe, Schwarzspecht, mit Revieren von je mehreren km², sie „fehlen“ auch im Schattiner Zuschlag), reduziert sich die Artenzahl in HB auf 20 - aber der SØRENSEN-Index HB/HC steigt auf 0,77, d.h. bereits in den Bereich größerer Ähnlichkeiten. „Reine“ Buchenbestände im Schattiner Zuschlag (SA) und im Hevenbruch (HB) sind dagegen mit SØRENSEN-Indizes von 0,65 bzw. 0,69 ohne Berücksichtigung der drei eben genannten Arten, deutlich weniger ähnlich in ihren Arteninventaren. Da „reine“ Buchenflächen im Wirtschaftswald nicht in ausreichender Flächengröße für ornithologische Untersuchungen definiert werden konnten, sind weitere Vergleiche „reiner“ Buchenbestände nicht möglich, wohl aber zu den Kategorien „Buche gemischt“ in beiden Altersbereichen (Tabelle 3).

Tabelle 3: SØRENSEN-Indizes für den Vergleich der Vogelarten-Inventare von Buchenflächen „mit Beimischung“.

Vergleich	Wirtschaftswald Hevenbruch	Wirtschaftswald Schattiner Zuschlag	Hevenbruch Schattiner Zuschlag
Buche 70-jährig gemischt, divers (Ei-Überhälter)	WT : HA ¹⁾ 0,80	WT : SC 0,61	HA : SC 0,71
Buche 110-jährig gemischt mit Eiche u.a.	WR : HC 0,59	WR : SB 0,81	HC : SB 0,68

¹⁾ Buchstaben-Charakteristik für die Einzelflächen (vergl. Tab.1)

Relativ große Ähnlichkeiten in der Vogelarten-Ausstattung bestehen offenbar bei den jüngeren „gemischten“ Buchenflächen zwischen dem Wirtschaftswald „Taubenberg“ (WT) und einer Teilfläche des seit 12 Jahren nicht mehr genutzten Hevenbruchs (HC). Das gilt in der „älteren“ Kategorie auch für eine Teilfläche im Wirtschaftswald „Ritzerau“ (WR) und entsprechend im Schattiner Zuschlag (OFN-50, SB). - Geringe Ähnlichkeiten ergaben sich für den Vergleich der „jüngeren“ Flächen im Wirtschaftswald (MFN, WT) und im Schattiner Zuschlag (OFN-50, SC) sowie bei den „älteren“ Wäldern zwischen Teilflächen im Ritzerauer Forst (MFN, WR) und im Hevenbruch (OFN-12, HC).

Ein eindeutiger „Trend“ in den SØRENSEN-Indizes für Vergleiche zwischen Wirtschaftswald und Waldflächen, die unterschiedlich lange Zeit aus der Nutzung genommen waren, lässt sich somit beim Vergleich der Artenlisten für die einzelnen Flächen nicht erkennen.

Der **RENKONEN-Index** erfasst nicht nur die „Arten-Identität“, sondern auch Ähnlichkeiten in den Häufigkeitsstrukturen. Diese werden wesentlich bestimmt durch die Arten mit hohen Dominanzen, d.h. Arten, die mit ihren Revierzahlen relativ hohe Prozentsätze - gemessen an der Gesamtsumme der Revierzahlen aller erfassten Arten – einnehmen, also den Arten im oberen Bereich der Tabelle 2. So kann es unter Umständen trotz bereits geringerer Artenidentitäten (SØRENSEN-Index) noch zu relativ großen Ähnlichkeiten in den Häufigkeitsstrukturen (RENKONEN-Index) kommen; z.B: im Vergleich (WT : SC) der beiden etwa 70-jährigen Flächen im Wirtschaftswald und im Schattiner Zuschlag (Tabelle 4).

Tabelle 4: RENKONEN-Indizes (%) für den Vergleich der Vogelarten-Häufigkeiten von Buchenflächen „mit Beimischung“.

Vergleich	Wirtschaftswald Hevenbruch	Wirtschaftswald Schattiner Zuschlag	Hevenbruch Schattiner Zuschlag
Buche 70-jährig gemischt, divers (Ei-Überhälter)	WT : HA ¹⁾ 76	WT : SC 72	HA : SC 62
Buche 110-jährig gemischt mit Eiche u.a.	WR : HC 59	WR : SB 69	HC : SB 64

¹⁾ Vergleiche Tab. 3 und Tab. 1

RENKONEN-Indizes für Vergleiche der Altholz-Flächen im Hevenbruch (HC : HB) bzw. im Schattiner Zuschlag (SB : SA) sind 76 bzw. 77% relativ hoch, der für die Flächen mit „reiner“ Buche im Hevenbruch bzw. Schattiner Zuschlag (HB : SA) mit 61,5% jedoch eher niedrig. Auch für den Vergleich der Häufigkeiten der verschiedenen Vogelarten auf den Untersuchungsflächen zeichnet sich somit kein „Trend“ ab, der parallel zum Gradienten der Nutzungsintensität verlief.

Nach den Enttäuschungen mit den SØRENSEN- bzw. RENKONEN-Indizes wurde versucht, über „**ökologische Gilden**“ (Simberloff et Dayan, 1991) die vermuteten Trends herauszuarbeiten. Dabei werden Arten ähnlicher ökologischer Nischen zusammengefasst im Hinblick auf ihre **Brutbiologie** (Höhlenbrüter, Baum-/Kronenbrüter, Unterholz- und Strauchbrüter, Bodenbrüter), auf den **Ort ihrer Nahrungssuche** (Krone, Stamm, Luftraum, Strauchschicht, Boden, ohne Präferenz, Nahrungssuche überwiegend außerhalb des Waldes) und auf die **Nahrungszusammensetzung** (Pflanzen und Früchte, „alles“, tierische Nahrung - darunter Insekten und Spinnen, Wirbeltiere, Würmer und Schnecken, ...). Die Bildung solcher Gilden ist geeignet, Zufälligkeiten im Vorkommen einzelner Arten auszugleichen, (s.o).

Auch aus dieser Sicht lässt sich kein klarer Zusammenhang herleiten zwischen ornitho-ökologischen Parametern und der forstlichen Nutzungsintensität in den untersuchten Wäldern. Die „Altholz“-Flächen im Hevenbruch sind zwar relativ reich an **Höhlenbrütern**: um die 50% der Vogelreviere entfallen dort auf diese Kategorie. Gleichzeitig gibt es dort jedoch „absolut“ auffällig niedrige Siedlungsdichten „insgesamt“ und besonders bei den Boden- und Strauchschicht-Brütern. Letzteres führt dann rechnerisch zu den hohen Höhlenbrüter-Anteilen im Hallenwald des Hevenbruchs (vergl. Tab. 2).

Von den 15 erfassten **Höhlenbrüterarten** kommen auf den Untersuchungsflächen im Wirtschaftswald jeweils nur 5, im „untypisch“ artenreichen Berkenstrücken 8 Arten vor, im

Hevenbruch jeweils 6, 8 bzw. 7 Arten und im Schattiner Zuschlag 7, 8 bzw. 10 Arten. Hier zeichnet sich ein leichter „Trend“ ab, der der intuitiven Erwartung entspricht: im Mittel 6 Arten pro Probefläche im Wirtschaftswald, 7 Arten im 12 Jahre nicht mehr genutzten Wald und 8,3 Höhlenbrüter-Arten pro Probefläche im mehr als 50 Jahre nicht mehr genutzten Wald. Bei den 4 Arten der Bodenbrüter gibt es zwar keine Unterschiede in den Artenzahlen zwischen Wirtschaftswald und Hevenbruch, die 3 Flächen im Schattiner Zuschlag beherbergen jedoch 3 Arten im „jungen“ und jeweils alle 4 Arten in den beiden „alten“ Waldflächen. - Angesichts insgesamt 15 nachgewiesener Höhlenbrüter-Arten sind 8 Arten nicht überzeugend viele. Und bei den Bodenbrütern spricht die insgesamt geringe Artenzahl von vier gegen einen belastbaren Trend. - Über die **Nahrungsgilden** ergaben sich keine interpretierbaren Zusammenhänge.

Eventuell lässt sich - schließlich - über die jeweils registrierten Vogelarten und ihre Häufigkeiten die „**Naturnähe**“ der untersuchten Waldflächen bewerten. Zu diesem Zweck kann man die Werteskala für die Naturnähe-Indikation von Waldvogelarten heranziehen, die Utschik auf der Grundlage vieler ornithologischer Siedlungsdichte - und Punkt-Stop-Kartierungen in bayerischen Wäldern erarbeitet hat (in Ammer et al. 2002). Diese Bewertungsskala ist unabhängig von unseren Erfahrungen im südöstlichen Schleswig-Holstein entstanden und insofern wohl geeignet, ohne vorgefasste Meinungen zu Ergebnissen zu kommen. Utschik definiert wie folgt (Tabelle 5):

Tabelle 5: Werteskala für die Naturnähe-Indikation von Waldvogelarten

9 = reifer Wald:	Hohltaube, Kernbeißer, Mittelspecht, Zwergschnäpper
8 = naturnaher Laubwald:	Eichelhäher, Fitis, Gartengrasmücke, Kleinspecht, Waldlaubsänger, Weidenmeise
7 = strukturreicher Mischwald:	Blaumeise, Gartenbaumläufer, Grauschnäpper, Habicht, Kleiber, Mäusebussard, Mönchsgrasmücke, Schwarzspecht, Star, Sumpfmeise, Trauerschnäpper, Waldkauz
6 = Wald-Ubiquist:	Amsel, Buchfink, Buntspecht, Heckenbraunelle, Kohlmeise, Kolkrabe, Misteldrossel, Rabenkrähe, Ringeltaube, Rotkehlchen, Singdrossel, Zaunkönig, Zilpzalp
5 = Fragmentierung des Waldes:	Keine der in der vorliegenden Untersuchung erfassten Arten.
4 = Störung durch starke Öffnung des Kronenraumes:	wie 5
3 = Störung durch Siedlungseinfluss:	wie 5
2 = Verfremdung durch Nadelforstelement:	Sommergoldhähnchen, Tannenmeise
1 = Verfremdung durch Nadelforst:	Waldbaumläufer, Wintergoldhähnchen

Diese Bewertung (Tab. 5) wird von uns unverändert übernommen, auch wenn Ellenberg nach eigenen Befunden im Kreis Herzogtum Lauenburg einige Arten anders einstufen würde (u.a. Eichelhäher in Stufe 7, Mäusebussard in Stufe 6, Star in Stufe 6, Misteldrossel in Stufe 7, Sommergoldhähnchen in Stufe 7). Die Bewertung führt zu folgender Übersicht (Tabelle 6):

Tabelle 6: Naturnähe-Indikation („Wert“ siehe Tab. 5) für die 9 untersuchten Buchen-Waldflächen in „Prozent der Reviere“. Die Summe der Revierzahlen pro 10 ha für alle Arten pro Probefläche wurde gleich 100% gesetzt (vergl. Tab.1 und Tab. 2).

Gebiet → Wert ↓	Wirtschaftswald MFN			Hevenbruch OFN-12			Schattiner Zuschlag OFN-50		
	WT	WR	WB	HA	HC	HB	SC	SB	SA
9 = reifer Wald	0	0	2,6	1,4	3,8	4,3	9,1	7,7	5,6
8 = naturnaher Laubwald	1,5	0	0	2,8	3,8	2,0	6,1	4,7	11,2
7 = strukturreicher Mischwald	15,4	23,6	27,3	22,0	35,8	24,1	18,2	20,2	31,3
6 = Wald-Ubiquist	80,4	76,0	61,0	63,8	52,6	62,5	62,0	64,3	48,5
2 = Verfremdung durch Nadelforstelement	2,8	0	1,3	2,8	1,9	2,0	1,5	1,5	1,1
1 = Verfremdung durch Nadelforst	0	1,9	7,8	7,1	1,9	5,1	3,1	1,5	2,3
Summe der Reviere	68,3	70,0	122,3	70,5	46,6	49,3	84,8	104,7	105,6
Prozent-Summe	100,1	101,5	100,0	99,9	99,8	100,0	100,0	99,9	100,0

In dieser Betrachtung (Tab. 6) wird der Gradient der forstlichen Nutzungsintensität in seiner Wirkung auf die Verteilung der Vogelarten und ihrer Häufigkeiten in überzeugender Weise deutlich. Arten der Bewertungsstufen 8 und 9 („reifer Wald“ und „naturnaher Laubwald“) wurden im Wirtschaftswald nur zufällig und in geringer Zahl gefunden. Sie sind im seit 12 Jahren nicht mehr genutzten Hevenbruch regelmäßig in geringer Zahl vertreten und im seit 50 und mehr Jahren nicht mehr genutzten Schattiner Zuschlag insgesamt mehr als doppelt so häufig wie im Hevenbruch. Selbst in der Bewertungsstufe 7 („strukturreicher Mischwald“) scheint es noch eine Tendenz in die gleiche Richtung zu geben. In der Stufe 6 („Wald-Ubiquisten“) kehrt sich dagegen der Trend „naturgemäß“ um. - Durch die „Verfremdung“ durch Nadelholzbewohner sind besonders zwei Flächen betroffen: Berkenstrücker im Wirtschaftswald (WB) und die „jüngere“ Fläche im Hevenbruch (HA).

Die sechs „**Fernzieher**“ unter den erfassten 39 Waldvogelarten, die südlich der Sahara bzw. in Indien überwintern sind übrigens alle „Naturnähe-Zeiger“: Fitis (8), Gartengrasmücke (8), Grauschnäpper (7), Trauerschnäpper (7), Waldlaubsänger (8), Zwergschnäpper (9). Sie sind auf naturnahe Wälder in besonderer Weise angewiesen.

Zur Schwierigkeit, solche Trends mit ornithologischen Daten herauszuarbeiten, die parallel zum Intensitätsgradienten forstlicher Nutzung verlaufen, mögen verschiedene Umstände beigetragen haben.

- Durch die „ubiquitäre“ Anwesenheit von Buntspechten in den untersuchten Wäldern, mit übrigens recht einheitlichen Siedlungsdichten - weitgehend unabhängig von der

Waldstruktur, existieren überall Höhlen-Zimmerer für die Vielzahl der kleineren, auf Bruthöhlen angewiesenen Singvogelarten. Schwarzspechte schaffen im „Altholz“ eine ähnliche Situation für größere Höhlenbrüter wie Hohltaube und Waldkauz. Dies wird wegen der großen Reviere von Schwarzspechten allerdings nur bei großräumiger Betrachtung deutlich.

- Wegen historischer waldbaulicher Entscheidungen, vor allem im Hinblick auf Eichenförderung und Nadelholzanbau, existiert in den Wäldern der Hansestadt Lübeck ein weitverbreitetes, teilweise dicht geknüpftes „Netz“ oft bemerkenswert alter Eichen, das die Buchenwaldflächen durchsetzt. Praktisch überall, auch in den nicht mehr genutzten Flächen, stehen solche „Biotop-Bäume“, die für nicht wenige Vogelarten von Bedeutung sein können. Auch Nadelholz-, vor allem Fichten-Einsprengsel gibt es (noch) an vielen Stellen.
- Das Lübecker Modell der Waldbehandlung mit seinem „Minimum an forstlicher Eingriffsintensität“ belässt fast überall Bäume, die in einem intensiveren Nutzungssystem nicht (so lange) stehen geblieben wären. Viele von ihnen mögen ebenfalls als „Biotop-Holz“ für die Ansiedlung von Vögeln von Nutzen sein.
- Über die Beimischung von anderen Baumarten in Wäldern, die nach forstlichen Kriterien als Buchenwald (Hauptbestand) angesprochen werden müssen, wurde oben schon diskutiert.

Vor dem Hintergrund der hier vorgestellten Daten und Diskussionsbeiträge wird deutlich, dass wenig oder nicht mehr genutzte Buchenwälder für eine ganze Reihe von Vogelarten wesentlich sind. Sie wurden in Tabelle 5 mit den Naturnähe-Wertstufen 7, 8 und 9 benannt. Alle sechs südlich der Sahara überwinternden „Fernzieher“ gehören in diese Kategorie. Sie werden seit Jahrzehnten seltener. Zweifellos haben sie auch im Überwinterungsgebiet zunehmend Schwierigkeiten bekommen durch die „Entwicklung“ der dortigen Wälder zu landwirtschaftlichen Nutzflächen und zu Brachen. Aber auch in ihren Brutgebieten scheint das Auffinden geeigneter Habitate offensichtlich schwieriger mit zunehmender forstlicher Nutzungsintensität.

4.5.5 Literatur

- Ammer, U., K. Engel, B. Förster, M. Goßner, M. Kölbel, R. Leitz, U. Simon, U.E. Simon & H. Utschick (2002): Vergleichende waldökologische Untersuchungen in Naturwaldreservaten (ungenutzten Wäldern) und Wirtschaftswäldern unterschiedlicher Naturnähe (unter Einbeziehung der Douglasie) in Mittelschwaben. Forschungsbericht des BMBF und des Bayer. StMLF, TU München, Freisingen, 1004 S.
- Berndt, R.K., B. Koop & B. Struwe-Juhl (2003): Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Bd. 5, Brutvogelatlas, Wachholtz, Neumünster, 2. Auflage.
- Bibby, C.J. & N.D. Burgess (1992): Bird census techniques, Academic Press, London.
- Ellenberg, H., M. von Einem, H. Hudeczek, H.-J. Lade; H. U. Schumacher, M. Schweinehuber, H. Wittekindt (1985): Über Vögel in Wäldern und die Vogelwelt des Sachsenwaldes. Hamburger Avifaunistische Beiträge 20, 1-5.
- Ellenberg, H., H. Hudecek, H.J. Lade, 1989: Zur Reproduzierbarkeit ornithologischer Siedlungsdichteuntersuchungen. Die Vogelwelt. 110,5,166-171.
- Fähser, L. (2002): Stadtwald Lübeck - naturnahe Waldnutzung und Wildnis von morgen. In: Evangel. Akademie Tutzing & Nationalparkverwaltung Bayer. Wald (Hrsg): Wildnis vor der Haustür. Wiss. Schriftenr. Nationalpark Bayer.Wald/Grafenau. Tagungsbericht Heft 7: 34-45.
- Flade, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. IHW-Verlag, Eching.
- Gatter, W. (2004): Deutschlands Wälder und ihre Vogelgesellschaften im Rahmen von Gesellschaftswandel und Umwelteinflüssen. Vogelwelt 125: 151-176.
- Hohlfeld, F. (2006): Ornithologische Untersuchungen in einem Bann- und Wirtschaftswald vor und nach dem Sturm. Vogelwelt 127: 51-64.
- Müller, J. (2004): Welchen Beitrag leisten Naturwaldreservate zum Schutz von Waldvogelarten? Ornithol. Anz. 43: 3-18.

- Oelke, H. (1980): Siedlungsdichte. In: Berthold, P., E. Bezzel & G. Thielcke (Hrsg) Praktische Vogelkunde. Kilda, Greven. S. 34-45.
- Riecken, U. (1992): Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen. Schr.-R. Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 36: 3-187.
- Riecken, U. (1994): Fachliche Anforderungen an Effizienzkontrollen im tierökologischen Bereich. Schr.-R. Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 40: 51-68.
- Scherzinger, W. (1985): Die Vogelwelt der Urwaldgebiete im inneren Bayerischen Wald. Schr.-R. Bayer. Staatsministerium ELF 12: 188 S.
- Scherzinger, W. (1996): Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Scherzinger, W. & H.Schumacher (2004): Der Einfluss forstlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Waldvogelwelt - eine Übersicht. Vogelwelt 125: 215-250.
- Schumann, H. (1950): Die Vögel der Eilenriede in Hannover und ihre Beziehung zu den Pflanzengesellschaften dieses Waldes. 99.-101. Jahresber. Naturhist.Ges. Hannover: 147-182.
- Schuster, A. (1985): Die Nutzung von Bäumen durch Vögel in den Altholzbeständen des bayerischen Waldes unter besonderer Berücksichtigung des Totholzes. Ber. ornithol. Arbeitsgem. Ostbayern 1: 1-131.
- Simberloff, D. & T. Dayan (1991): The guild concept and the structure of ecological communities. Annual Review of Ecology and Systematics 22: 115-143.
- Struwe-Juhl, B., B. Grajetzki (2007): Schlussbericht zum ornithologischen Teil des "Hevenbruchprojektes". Unpubliziert. 45 S.
- Sturm, K. (1993): Prozessschutz - ein Konzept für naturschutzgerechte Waldwirtschaft. Z. Ökologie u. Naturschutz 2: 181-192.

Sturm, K. (1995): Naturnahe Waldnutzung in Mitteleuropa. Dauerwald 12: 6-21.

Südbeck, P. & T. Gall (1993): Der Mittelspecht (*Picoides medius*) in Schleswig-Holstein - Erfassungsprobleme und ihre Konsequenzen für Bestandsschätzungen. Corax 15: 211-221.

Utschick, H. (1984): Rasterkartierungen von Sommervogelbeständen zur Nutzung der Bioindikation häufiger Vogelarten. J. Ornithol. 125: 39-57.

Utschick, H. (1991): Beziehungen zwischen Totholzreichtum und Vogelwelt in Wirtschaftswäldern. Forstw. Cbl. 110: 135-148.

Utschick, H. (2004): Saisonale Veränderungen der Raumnutzungsmuster von mittelschwäbischen Waldvogelzönosen. Ornithol.Anz. 43: 19-47.

4.5.6 Einige Fotos



Tümpel im Hevenbruch (Fläche HC) am 30.04.2008. Solche Tümpel sind mit ihrer kontinuierlichen Emergenz von Mücken, Köcherfliegen und anderen kleinen Insekten nicht unwesentlich für Fliegenschnäpper und Mittelspechte. In HC wurden Grau- und Trauerfliegenschnäpper sowie ein Mittelspechtpaar kartiert.



Wirtschaftswald im Hallenwaldstadium (Ritzerauer Forst Abtlg. 33, Anfang April 2007)



Großer Koberg im Hevenbruch, Horstrevier des Kolkraben (nordwestlicher Teil der Abtlg. 23), ca. 400 m südlich unserer Untersuchungsfläche HB. (Horst etwa in Bildmitte)



Vom Sturm anbrüchige Fichte nahe dem Kolkraben-Horstrevier. Die überwiegend einzeln oder in kleinen Gruppen stehenden Fichten werden von Winterstürmen „selektiert“. Sie sind bereits Habitat für Tannenmeise und Wintergoldhähnchen.



Den nördlichen Teil des Schattiner Zuschlags entwässert ein überwiegend tief eingeschnittener Bach, 30.04.2008.



Stehendes Totholz (hier: Buche) ist als Nahrungsgrundlage für Spechte wichtig (Hevenbruch, Anfang April 2008). Käferlarven werden gezielt herausgehackt



Seeadler wohnen in einem der etwas abgelegeneren Wirtschaftswälder. Im Spätwinter sitzen sie gerne in der Nähe ihres Horstes und kontrollieren die Umgebung.



Kraniche brüten im Lauenburgischen in vielen der tieferen Waldtümpel. Im Vorfrühling sind sie auf Grünland leicht beobachtbar.



Im Raum Schattin haben sich seit einigen Jahren Nandus angesiedelt, nachdem sie aus einer „Straußenfarm“ westlich der Wakenitz freigekommen waren. Sie brüten erfolgreich. Auch Waldflächen gehören zum Aktionsraum. Im Schattiner Zuschlag wurden mehrere Mauserfedern gefunden.



Auch in den Wirtschaftswäldern stehen vielerorts „Biotopbäume“, oft Individuen mit großem Durchmesser und mit Totholzstellen. Diese Buche steht am Rand von Abtlg. 60 in Berkenstrücken. Sie enthält eine Mittelspechthöhle.

Teilprojekt 4.6 Bodenparamter und Bodenfauna

von Susanne Vahder und Ulrich Imler

4.6 Bodenparameter und Bodenfauna

4.6.1 Einleitung

Der Waldboden steht in engem Kontakt und stetigem Austausch mit den weiteren biotischen und forstwissenschaftlichen Kompartimenten des Waldes, die in den anderen angeführten Teilprojekten bearbeitet wurden. Der direkte Einfluss des Bodens auf die Bäume und umgekehrt der Bäume auf den Boden macht ihn zu einem idealen Indikator für Veränderungen in der Wuchsdynamik und Gesundheit der Pflanzen. Damit können anhand von Bodenparametern Schlussfolgerungen zu Nutzungserträgen und Naturnähe und deren bevorstehenden oder zurückliegenden Veränderungen getroffen werden. Aus diesem Grund hat die Bodenökologie schon seit langem eine eigene Stellung in der Forstwissenschaft eingenommen (Aaltonen 1948, Rehfuess 1981). Um eine konkrete Vorstellung von der Umsetzbarkeit dieser ökologischen Beziehungen in der Praxis zu bekommen, wurden in diesem Teilprojekt verschiedene bodenkundliche und bodenbiologische Parameter in Wäldern unterschiedlicher Nutzungsintensität aufgenommen, ausgewertet und miteinander verglichen.

Die Auswahl der Parameter in diesem Teilprojekt richtete sich in erster Linie nach deren Aussagefähigkeit im Zusammenhang mit dem Thema des Gesamtprojektes und der Möglichkeit der Verbindung mit den anderen Teilprojekten. In Abbildung 4.6 – 1 sind die in diesem Teilprojekt untersuchten Parameter dargestellt. Die Pfeile zeigen Zusammenhänge zwischen den Parametern auf. In den unterbrochenen Kästchen sind mögliche äußere Einwirkungen aufgeführt, die in diesem Teilprojekt nicht untersucht wurden. Nur einige dieser Faktoren lassen sich durch forstliche Tätigkeit direkt oder indirekt beeinflussen.

Naturnahe Waldwirtschaft orientiert sich hinsichtlich der Naturnähe an Urwäldern vergleichbarer Standorte. Sie geht davon aus, dass sich ungenutzte Wälder ohne anthropogene Störungen langfristig diesem Zustand annähern (Burschel & Huss 2003, Scherzinger 1996). Wie schnell diese (Rück-) Entwicklung vor sich geht und in welchen Werten sie sich für uns messbar ausdrückt, ist allerdings noch weitgehend unbekannt.

Einen entscheidenden Einfluss auf den Boden hat die anthropogene Versauerung, die durch den Austrag von Biomasse bei der Waldbewirtschaftung entsteht (Wild 1993). In den unbewirtschafteten Wäldern könnte daher der Versauerungsprozess etwas verlangsamt worden sein, wodurch der pH-Wert im Vergleich zu bewirtschafteten Wäldern höher liegen könnte. Bei höheren pH-Werten kann sich der Streuabbau beschleunigen, also die Streuauflage verringern. Endogäische Regenwürmer kommen unter stark sauren

Bedingungen nicht mehr vor, ihre Dichte steigt auf basischeren Standorten an. Bei einer Erhöhung des pH-Wertes wird daher auch die organische Substanz schneller abgebaut.

Die Höhe der Streuauflage kann zudem durch die vorkommenden Baumarten bedingt sein, deren Streu unterschiedlich schnell abgebaut wird, und selbst unterschiedliche pH-Werte aufweist.

Durch die Einstellung der Befahrung mit schweren Maschinen für die Forstwirtschaft vermindert sich voraussichtlich die Bodenverdichtung. Dies wirkt sich positiv auf Bodenfauna und –flora aus.

Durch die Speicherung von CO₂ in der Holzmasse und im Humus des Bodens könnten die Ergebnisse nicht zuletzt eine Aussage über die Rolle der Waldböden in der aktuellen Klimadiskussion enthalten und eventuell einen Hinweis darauf geben, welche Möglichkeiten der Einflussnahme durch die Waldbewirtschaftung auf die CO₂-Speicherung im Humuskörper der Waldböden enthalten sind.

Alle aufgenommenen Parameter hängen eng miteinander zusammen. Verändert sich einer dieser Parameter im Wald, werden auch die anderen auf unterschiedliche Weise beeinflusst. Die Ursache für die Veränderung der Bodenparameter ist in unserer heutigen Kulturlandschaft vielfach in menschlicher Tätigkeit zu suchen. Gerade die in Schleswig-Holstein sehr kleinen Waldgebiete reagieren verhältnismäßig schnell auf anthropogene Eingriffe wie zum Beispiel Nutzungsveränderungen.

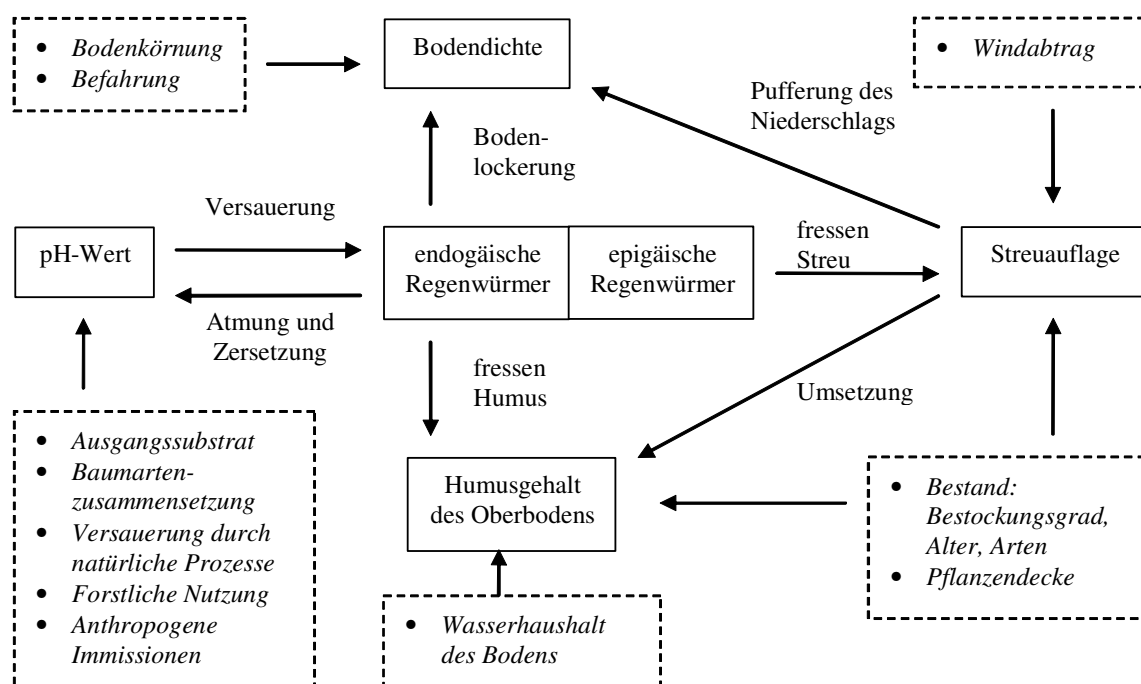


Abbildung 4.6 – 1: Zusammenhänge der aufgenommenen Parameter und mögliche äußere Einwirkungen.

4.6.2 Methodik

Für die Wahl der verschiedenen Aufnahmeverfahren musste auf wenig zeitaufwendige Methoden zurückgegriffen werden, da das Projekt auf ein Jahr begrenzt war.

Die Freilandaufnahmen erfolgten abhängig von der Jahreszeit. Dies liegt hauptsächlich an den Aktivitätszeiträumen der Regenwürmer und der damit verbundenen jahreszeitlich eingeschränkten Erfassung. Daher wurden während der vorgegebenen Zeit von einem Jahr vier Probennahmen vorgenommen: Die erste erfolgte am 5.-7. und 10./11. September 2007, die zweite am 4./5. und 8.-10. Oktober. Die dritte Probennahme fand am 5., 7./8. und 12. November und die vierte am 10. und 14.-16. April 2008 statt.

Sämtliche gewonnenen Daten wurden später zu den sechs Gruppen der Nutzungsformen (MFN, OFN-12, OFN-50) in Kombination mit den Bestandestypen (rein, misch) zusammengefasst und ausgewertet.

4.6.2.1 Standortkartierung und Baumarten

Für die Auswahl der Probepunkte nach Bewirtschaftungsintensität und Bestandestypen, wurde die Einteilung der Probepunkte durch das Forstamt Lübeck verwendet. Die drei Nutzungsformen Wirtschaftswald (MFN = mit forstlicher Nutzung), Hevenbruch (OFN-12 = ohne forstliche Nutzung seit 12 Jahren) und Schattiner Zuschlag (OFN-50 = ohne forstliche Nutzung seit 50 Jahren) sowie die Einteilung in Reinbestände (Buche) und Mischbestände (Buche mit Eiche, Esche, Hainbuche und / oder Edellaubbaumarten) wurde übernommen.

Daten der Standortkartierung lagen aus der Forsteinrichtung vor, die im Zusammenhang mit den bodenkundlichen und bodenbiologischen Untersuchungen ausgewertet wurden. Dabei wurde der ‚Geländeökologische Schätzrahmen der Forstlichen Standortaufnahme für das Pleistozäne (Diluviale) Tiefland‘ verwendet. Dieser gibt Einteilungen für Wasserhaushalt, Nährstoffversorgung und Bodenart an. Die Zuordnung der Probepunkte zu den Standortparametern liegt abteilungsweise vor. Die vorliegenden Standortstypen wurden zu Gruppen zusammengefasst (Tabelle 4.6 – 1).

Für die Darstellung von Zusammenhängen zwischen den Parametern Nutzungsformen und Bestandestypen und den Kriterien der Standortkartierung wurden den Kategorien von Wasserhaushalt, Nährstoffversorgung und Bodenart ganze Zahlen zugewiesen (Tabelle 4.6 – 2). Beim Wasserhaushalt zeigen höhere Werte trockenere Standorte an. Die Nährstoffversorgung wird auf Standorten mit höheren Werten besser, und die Körnungsgröße der Bodenart nimmt mit zunehmenden Werten ab.

Bei Aussagen zu den Daten der Standortkartierung muss beachtet werden, dass diese abteilungsweise vorliegen. Daher kann es vorkommen, dass einzelne Probepunkte unterschiedlich stark von dieser Zusammenfassung abweichen.

Tabelle 4.6 – 1: Zusammenfassung der Standortstypen zu Gruppen.

Gruppe von Standortstypen	enthält die Standortstypen
<u>Wasserhaushalt</u>	
grundwasserbeeinflusst	mäßig grundwasserbeeinflusste, grundfrische Standorte, schwach bis sehr schwach grundwasserbeeinflusste, grundfrische Standorte
stauwasserbeeinflusst	schwächer wechselfeuchte bis staufrische Standorte, stärker wechselfeuchte bis staufeuchte Standorte
grund- und stauwasserfrei	sehr frische und nachhaltig frische Standorte, frische und vorratsfrische Standorte
<u>Nährstoffversorgung</u>	
ziemlich gut versorgt	ziemlich gut versorgt
gut versorgt	gut versorgt
<u>Bodenart</u>	
lehmige Sande	schwächer und besser verlehmt Sande, kiesige Sande, geschiebeführende Sande mit Lehmunterlagerung, anlehmiger bis verlehmt Sand
sandige Lehme	verlehmt Sande und sandige Lehme (auch schluffig, tonig, kiesig oder steinig) mit stark anlehmiger bis verlehmt Sandüberlagerung, verlehmt Sand bis sandiger Lehm, mit Sandlöß- oder Lößüberlagerung und mit Unterlagerung von tonigem Lehm oder Ton
Schluffe	schluffige Feinstsande, Schluffe, Tone mit Lehmüberlagerung
Mergel	kalkhaltige Sande, Lehme und Tone mit stark anlehmiger bis verlehmt Sandüberlagerung und Geschiebelehm über Geschiebemergel und Mergelkies/-sand

Tabelle 4.6 – 2: Den Standortskriterien zugewiesene Kategorien.

	Kategorie
Wasserhaushalt	
grundwasserbeeinflusste Standorte	1
stauwasserbeeinflusste Standorte	2
grund- und stauwasserfreie Standorte	3
Nährstoffversorgung	
ziemlich gut versorgt	1
gut versorgt	2
Bodenart	
Lehmige Sande	1
Sandige Lehme	2
Schluffe	3
Mergel	4

Aus der Kontrollstichprobe des Forstamtes Lübeck wurden die Anzahl und Arten der an den Probepunkten aufgenommenen Bäume entnommen, um Zusammenhänge mit den Aufnahmeparametern zu überprüfen. Dabei wurden die Angaben „Ei“ und „SEi“ zu „Eiche“

und „Lä“, „ELä“ und „JLä“ zu „Lärche“ zusammengefasst. Auf eine Unterscheidung von Hauptbestand, Zwischen- und Unterstand wurde verzichtet. Daher können sich von der Stichprobenkontrolle abweichende Mischbaumanteile ergeben.

Die Größe der Stichprobenpunkte richtet sich nach dem Durchmesser der Bäume (Kontrollstichprobe Forstamt Lübeck). Je weiter ein Baum vom Stichprobenpunkt entfernt steht, desto größer muss sein Durchmesser sein, damit er in die Messung aufgenommen wird (Tabelle 4.6 – 3).

Die Bäume wurden nach der Zersetzungsrate ihrer Streu eingeteilt (Wittich 1961) (Tabelle 4.6 – 4).

Tabelle 4.6 – 3: Aufnahme­radius der Bäume in der Kontrollstichprobe des Forstamtes Lübeck.

BHD (cm)	Radius (m)
7-20	5,64
20-30	7,98
> 30	12,62

Tabelle 4.6 – 4: Geschwindigkeit der Streuzersetzung von Bäumen.

Zersetzungsge­ schwindigkeit	Baumart
sehr rasch	Esche, Roterle
rasch	Hainbuche, Bergahorn, Winterlinde
mittel	Birke
langsam	Rotbuche, Eiche
sehr langsam	Lärche, Fichte, Douglasie, Sitka- Fichte

4.6.2.2 Abiotische Parameter

Folgende abiotische Parameter des Bodens wurden gemessen: pH-Wert, Glühverlust als Indikator für den Anteil organischer Substanz im mineralischen Horizont, Höhe der Streuauflage und Eindringwiderstand als Indikator für die Bodenverdichtung.

4.6.2.2.1 pH-Werte und Humusgehalt

Um den pH-Wert und den Humusgehalt des Bodens zu messen, wurden während der Probennahme Anfang September 2007 Proben aus dem oberen mineralischen Horizont des Bodens entnommen. Mit einem Bohrstock wurde eine Bodensäule von 10 cm Länge und 6 cm Durchmesser am Probenpunkt entnommen. Die Bodenabschnitte von 0-5 cm und 5-10 cm Tiefe wurden jeweils in Plastikbeutel verpackt und zur weiteren Auswertung im Labor zwischengelagert.

Zur Bestimmung des pH-Wertes wurden die Bodenproben bei 35° C getrocknet und anschließend auf 2 mm Korngröße gesiebt. 5 ml Bodensubstanz wurden jeweils abgemessen und mit Calciumchloridlösung $c_{\text{CaCl}_2} = 0,01 \text{ mol/l}$ auf 50 ml aufgefüllt. Ca. zwei Minuten wurde die Lösung verrührt, um danach 10-12 Std. zu ruhen. Die so vorbehandelten

Proben wurden mit dem ‚Mikroprozessor – Hochleistungs – pH-Meter pMX 2000/pH der Wissenschaftlich-Technischen Werkstätten GmbH‘ gemessen.

Als Näherungswert für den Anteil organischer Substanz im Mineralboden wurde der Glühverlust bestimmt. Jeweils 5 g Bodensubstanz wurden bei 105° C getrocknet und dann bei 430° C geblüht. Der Glühverlust (GV) ergibt sich nach

$$\% \text{ GV} = (\text{TG} - \text{GG}) / \text{TG} \times 100$$

wobei TG = Trockengewicht, GG = Gewicht nach dem Glühen. Er wird als Indikator für die organische Substanz in Prozent vom Trockengewicht angegeben.

Tabelle 4.6 – 5: Einteilung der Werte für den Glühverlust nach Bezeichnungen für den Humusgehalt des Bodens.

Bezeichnung	Anteil der organischen Substanz (%)
stark humos	2,5-5
sehr stark humos	5-15
anmoorig	15-30
torfig	>30

Die Werte für den Anteil der organischen Substanz wurden nach den Bezeichnungen für Humusgehalte in Böden unterteilt (Erlbeck et al. 2002) (Tabelle 4.6 – 5).

4.6.2.2.2 Höhe der Streuauflage

Die Höhe der Streuauflage an den einzelnen Probepunkten wurde während der Probennahme Anfang September ermittelt. In einem Radius von 10 m um die Probepunkte wurde an fünf zufällig gewählten Punkten die Humusauflage bis zum Ah-Horizont angegraben und die Streuauflage mit Hilfe eines Zollstockes vermessen. Der Zeitpunkt im September wurde gewählt, da zu dieser Zeit der herbstliche Streufall noch nicht eingesetzt hat, und die jährliche Dekompositionsleistung weitgehend beendet ist. Im Oktober setzt bereits der neue Streufall ein und kann so die Messung der Auflage verfälschen.

4.6.2.2.3 Bodendichte

Die Messung des Eindringwiderstandes erfolgte mittels eines Penetrometers. Das ‚Bush Soil Penetrometer SP1000 Version 1.0 von Eijkelkamp Agrisearch Equipment‘ misst den Eindringwiderstand in N/cm², mit der ein zugespitzter Konus in den Boden gedrückt wird. Da die Messungen zum Vergleich zwischen den unterschiedlichen Nutzungsformen und

Bestandestypen verwendet wurden, reicht der Eindringwiderstand als Indikator für die Bodendichte aus. Die Ergebnisse wurden zur besseren Vergleichbarkeit in MPa umgerechnet.

Die Bodendichte wurde während der Probennahme Anfang Oktober 2007 aufgenommen. An jedem Probepunkt wurden an jeweils 10 zufälligen Punkten in einem Umkreis von 10 m Messungen mit dem Penetrometer vorgenommen. Bei jeder Probe wurde je 1 cm Bodentiefe eine Messung durchgeführt bis zu einer maximalen Tiefe von 30 cm. Diese Bodentiefe wurde gewählt, um einen Bezug zum Regenwurmkommen zu setzen, das auch bis zu 30 cm Tiefe erfasst wurde. Die einzelnen Messungen wurden bei der späteren Auswertung zu je 5 cm-Schritten zusammengefasst. Dies erfolgte in Anlehnung an die Bodenproben, die zur pH-Wert-Messung und zur Messung des Anteils der organischen Substanz in 0-5 cm bzw. 5-10 cm Tiefe aufgenommen wurden.

Fehler bei der Messung mit dem Penetrometer ergeben sich aus der Vorgabe einer maximalen Drucklast von 50 kg, die das Gerät misst. Bei Unterbrechungen in der Messung wegen Steinen oder Wurzeln im Boden oder einer zu starken Verdichtung, musste die gesamte Messung verworfen und eine neue aufgenommen werden. An einigen Messpunkten wurde eine unvollständige Messung vorgenommen, wenn sich nach mehreren Versuchen die untersten Horizonte als so dicht erwiesen, dass man nicht mehr mit einer vollständigen Messung über den gesamten Tiefengradienten rechnen konnte. Die Messungen beginnen bereits auf der Streuauflage, daher wurde die Streuhöhemessung pro Punkt später von der Messung des Eindringwiderstandes abgezogen, wodurch sich die Messtiefe auf 20 cm verringerte.

Die Ergebnisse zum Eindringwiderstand zeigten einen starken Einfluss durch die unterschiedlichen Nutzungsformen. Der Vergleich mit anderen Parametern und zwischen den Bestandestypen wurde dadurch erschwert. Daher wurde ein nivellierter Eindringwiderstand berechnet, um diesen Einfluss nach Möglichkeit zu verringern. Dazu wurde je Tiefenstufe der Mittelwert über alle Nutzungsformen gebildet. Dann wurden die Differenzen zwischen diesem Mittelwert und den Mitteln der Tiefenstufen für die einzelnen Nutzungsformen berechnet. Diese Differenz wurde zu den Mittelwerten der einzelnen Probepunkte je Nutzungsform und Tiefenstufe addiert.

4.6.2.3 Biotische Parameter

Die erfassten biotischen Parameter beinhalten die Dichte und Arten der im Boden vorkommenden Regenwürmer, insbesondere ihre Einteilung in epigäische und endogäische / anözische Arten, sowie deren Gesamtbiomasse.

4.6.2.3.1 Dichte und Arten der Regenwürmer

Um die Arten und Dichte der Regenwürmer (Familie Lumbricidae) an den Probepunkten zu erfassen, wurden zwei unterschiedlich Verfahren angewandt. Zunächst wurde am Probepunkt ein Stechrahmen, der eine Fläche von 0,1 m² einschließt, aufgestellt. Aus diesem Rahmen wurde die Streuauflage entnommen und für Transport und Lagerung in Plastikbeutel verpackt. Im Labor wurden die Streuprobe später auf Regenwürmer durchsucht, diese aussortiert und in 70 %igem Alkohol zwischengelagert.

Auf der gleichen Fläche, auf der die Streuprobe genommen wurden, wurden Bodenproben zur Erfassung der im Boden lebenden Regenwürmer entnommen. Dazu wurde der durch den Stechrahmen eingeschlossene Boden bis auf 30 cm Tiefe ausgehoben und auf eine weiße Unterlage verfrachtet. Vor Ort wurden die Regenwürmer per Hand aussortiert und direkt in Alkohol konserviert. Auf eine weitere Untersuchung mittels der Elektro-Oktett-Methode oder der Formalin-Methode wurde wegen der hohen Anzahl der Probepunkte verzichtet. Erfahrungsgemäß liefert die Elektro-Oktett-Methode auch keine zuverlässigen Resultate, insbesondere wenn der Boden zu trocken ist. Die Formalin-Methode wird zwar als zusätzliche Methode zur Handauslese empfohlen, verbot sich aber im vorliegenden Projekt wegen der hohen Probenzahl und der Giftigkeit des Formalins. Die zusätzliche Anwendung der Formalin-Methode liefert auch nur ergänzende Ergebnisse, wenn sich die Regenwurmfauna durch das Vorkommen von anözischen Arten auszeichnet. Hiervon konnte man aber in den Waldflächen nicht ausgehen, so dass der mögliche Fehler nur sehr gering ist.

Sowohl aus den Streu- als auch aus den Bodenproben wurden die Regenwürmer im Labor bestimmt und gezählt. Einige der Regenwürmer waren während der Probennahme so beschädigt worden, dass sie nicht mehr bestimmt werden konnten. Diese Tiere flossen zwar in die Berechnungen zur Gesamtanzahl und Biomasse mit ein, konnten bei Untersuchungen zu den Lebensformen allerdings nicht zugeordnet werden.

Bei der weiteren Datenverarbeitung interessierte hauptsächlich der Einfluss der Regenwürmer auf die Bodenbeschaffenheit. Daher wurden die Regenwurmart in zwei Gruppen gemäß ihrer Lebensformen zu epigäischen und endogäischen / anözischen Arten zusammengefasst.

4.6.2.3 2 Biomassebestimmung

Die Biomasse der Regenwürmer wurde pauschal pro Punkt erhoben. Es lässt sich also keine Auftrennung nach Lebensformen vornehmen.

Zunächst wurden die Regenwürmer bei 105° C getrocknet und anschließend das Trockengewicht bestimmt. Daraufhin wurden sie im Muffelofen bei 450° C verglüht. Die Differenz zwischen Trockengewicht und Glühgewicht ergibt die Biomasse in Gramm.

Die Ergebnisse zur Dichte und Biomasse der Regenwürmer werden zur besseren Vergleichbarkeit pro 1 m² angegeben.

4.6.2.4 Statistische Auswertung

Die statistische Verarbeitung der Daten erfolgte mit dem Programm ‚STATISTICA 6.0‘. Lag eine Normalverteilung der Daten und deren Varianzhomogenität vor, wurde eine ANOVA/MANOVA durchgeführt, um den Effekt der Nutzungsformen und Bestandestypen zu analysieren. Anschließend wurden für die Bestimmung von homogenen Gruppen und signifikanten Differenzen der ‚Fisher LSD Test‘ oder, beim Vergleich zweier Mittelwerte, der t-Test verwendet. War die Normalverteilung nicht erfüllt, wurden die Daten vor der Mittelwertberechnung logarithmiert, um eine Normalverteilung zu erreichen und den geometrischen Mittelwert zu berechnen. In den Abbildungen und Tabellen sind die Daten zur besseren Vergleichbarkeit entlogarithmiert angegeben. Bei der Darstellung von Ergebnissen mit Hilfe der ANOVA/MANOVA wurden diese nur übernommen, wenn Varianzhomogenität gegeben war oder, wenn dies nicht der Fall war, wenn kein Zusammenhang zwischen Mittelwert und Standardabweichung bestand. Wenn es nicht möglich war, eine Normalverteilung der Werte durch Transformation zu erreichen oder eine Varianzhomogenität nicht gegeben war, wurde der Median-Test verwendet. Für die Berechnung der Signifikanzen ohne Varianzhomogenität der Daten wurde der Mann-Whitney U-Test, beim Vergleich von mehr als zwei Gruppen mit Bonferroni-Korrektur, angewandt.

Um Zusammenhänge zwischen den Werten zweier Parameter aufzuzeigen, wurde die Spearmans Rangkorrelation verwendet.

Bei der Bildung von pH-Wert-Gruppen in den Abbildungen 4.3 – 20, – 21 und – 22 wurden zwei Messwerte weggelassen, da sie jeweils eine eigene und damit nicht repräsentative Gruppe gebildet hätten. Für die entsprechende MANOVA wurden die pH-Wert-Gruppen < 3,1, 3,1 – 3,4 und > 3,4 verwendet.

4.6.3 Ergebnisse

4.6.3.1 Standortkartierung und Baumarten

4.6.3.1.1 Standortkartierung

Die Standortkartierung gibt Werte für den Wasserhaushalt, die Nährstoffversorgung, Bodenart und Lagerungsverhältnisse an. Die Standortbedingungen in den untersuchten Wäldern sind Tabelle 4.6 – 6 zu entnehmen.

Bei dieser Auflistung fällt zunächst auf, dass der gesamte Schattiner Zuschlag nur mit einem Standortstyp ausgewiesen ist: stauwasserbeeinflusste, gut versorgte Mergel. Es besteht also kein Unterschied zwischen den Bestandestypen hinsichtlich des Standortes im Schattiner Zuschlag. Im Hevenbruch überwiegen die grund- und stauwasserfreien, ziemlich gut versorgten Standorte auf sandigen Lehmen. Die Mischbestände des Hevenbruchs sind zu einem großen Teil grundwasserbeeinflusst. In den Wirtschaftswäldern ist eine Mischung von Standortstypen aus dem Hevenbruch und dem Schattiner Zuschlag enthalten. Dies liegt auch daran, dass in den Wirtschaftswäldern die meisten Stichprobenpunkte angesiedelt sind. Die Verteilung der Standortskriterien nach Nutzungsformen und Bestandestypen ist in den Abbildungen 4.6 – 2, – 3 und – 4 dargestellt.

Der Einfluss des Wassers verstärkt sich vom Wirtschaftswald Lübeck über den Hevenbruch zum Schattiner Zuschlag. Die Mischbestände sind im Wirtschaftswald und im Hevenbruch durchschnittlich feuchter als die Reinbestände. Die Nährstoffversorgung ist im Schattiner Zuschlag am besten, im Hevenbruch am schlechtesten. Im Wirtschaftswald und im Hevenbruch ist ein größerer Anteil der Mischbestände besser mit Nährstoffen versorgt als bei den Reinbeständen. Die Substratkörnung ist im Hevenbruch im Mittel am größten. Nur fünf Stichprobenpunkte werden zur Bodenart Mergel gezählt. Im Schattiner Zuschlag liegt im Durchschnitt die feinste Bodenkörnung vor. Dabei weist ein größerer Anteil der Mischbestände im Wirtschaftswald und im Hevenbruch eine geringere Korngröße auf als bei den Reinbeständen.

Im Vergleich der drei Nutzungsformen ist der Schattiner Zuschlag im Mittel der Wald mit der besten Wasser- und Nährstoffversorgung und der geringsten Korngröße. Dabei besteht kein Unterschied zwischen Rein- und Mischbeständen. Die Stichprobenpunkte des Hevenbruchs verfügen durchschnittlich über eine schlechtere Wasser- und Nährstoffversorgung und gröbere Bodenkörnung als die Wirtschaftswälder. Die Standortbedingungen im Hevenbruch und im Schattiner Zuschlag unterscheiden sich stark voneinander. Im Hevenbruch und in den Wirtschaftswäldern ist ein größerer Anteil der Mischbestände besser mit Wasser und

Nährstoffen versorgt und mit einer geringeren Korngröße versehen als bei den Reinbeständen.

Tabelle 4.6 – 6: Anzahl der Probepunkte pro Standortkriterium nach Nutzung und Bestand.

	Reinbestände			Mischbestände		
	MFN	OFN-12	OFN-50	MFN	OFN-12	OFN-50
Wasserhaushalt						
grundwasserbeeinflusste	1	2		2	6	
Standorte						
stauwasserbeeinflusste	6	4	10	9		7
Standorte						
grund- und stauwasserfreie	13	9		9	7	
Standorte						
Nährstoffversorgung						
Ziemlich gut versorgt	9	13		4	8	
Gut versorgt	11	2	10	16	5	7
Bodenart						
Lehmige Sande	1	4			1	
Sandige Lehme	6	10		3	8	
Schluffe	1			1		
Mergel	12	1	10	16	4	7

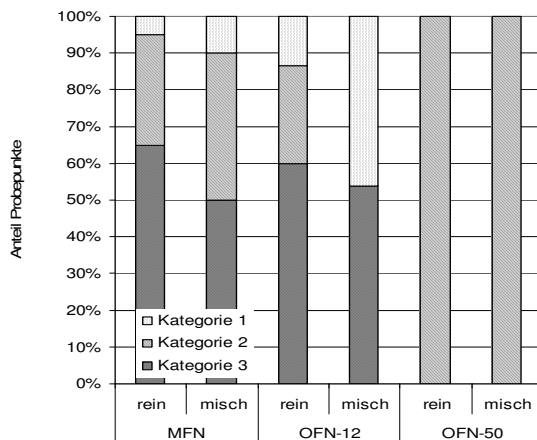


Abbildung 4.6 – 2: Anteil der Kategorien des Wasserhaushalts nach Nutzungsformen und Bestandestypen (Kategorien s. Tabelle 4.6.3 – 2).

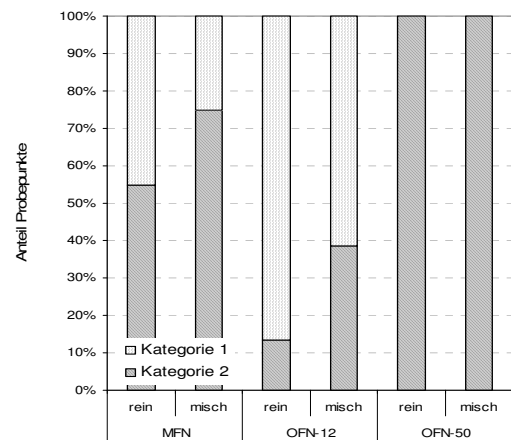


Abbildung 4.6 – 3: Anteil der Kategorien der Nährstoffversorgung nach Nutzungsformen und Bestandestypen (Kategorien s. Tabelle 4.6 – 2).

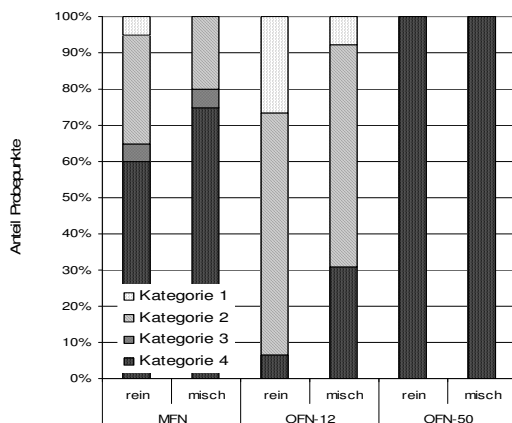


Abbildung 4.6 – 4: Anteil der Kategorien der Bodenart nach Nutzungsformen und Bestandstypen (Kategorien s. Tabelle 4.6 – 2).

4.6.3.1.2 Baumarten

Aus den Daten der Kontrollstichprobe des Forstamtes Lübeck konnten die Baumarten und deren Anzahl pro Probepunkt entnommen werden (Tabelle 4.6 – 7).

Unter Einbeziehung aller Nutzungsformen und Bestandstypen nehmen die Mischbaumarten einen Anteil von 3,8 % bis 42,2 % ein. In den Reinbeständen liegt ihr Anteil im Schattiner Zuschlag über doppelt so hoch wie in den Wirtschaftswäldern und im Hevenbruch. In den Mischbeständen sind die Mischungsanteile in den Wirtschaftswäldern am niedrigsten und im Schattiner Zuschlag am höchsten.

Die Anzahl der verschiedenen Arten liegt im Schattiner Zuschlag in den Rein- und Mischbeständen mit jeweils vier Arten gleich hoch. In den Wirtschaftswäldern und im Hevenbruch kommen in den Mischbeständen mehr Mischbaumarten vor als in den Reinbeständen. Nadelbäume sind im Hevenbruch in Rein- und Mischbeständen vorhanden sowie zu einem geringen Anteil in den Mischbeständen der Wirtschaftswälder.

In Tabelle 4.6 – 8 sind die Baumartenanteile nach der Geschwindigkeit ihrer Streuzersetzung eingeordnet. In den Reinbeständen wird in allen Nutzungsformen über 90 % der Streu „langsam“ bis „sehr langsam“ zersetzt. In den Wirtschaftswäldern und im Hevenbruch sind es unter 2 % der Streu, die schneller als „langsam“ zersetzt wird. Dagegen sind es in den Reinbeständen des Schattiner Zuschlags fast 8 %. In den Mischbeständen fallen in den Wirtschaftswäldern und im Hevenbruch zwischen 11 % und 12 % der Streu in die Zersetzungsgruppen „sehr rasch“ bis „mittel“, im Schattiner Zuschlag sind es 25 %. Misch- und Reinbestände unterscheiden sich damit in allen Nutzungsformen deutlich in der Zersetzbarkeit ihrer Streu.

Tabelle 4.6 – 7: Anteil der Baumarten (%) an den Probepunkten nach Nutzungsformen und Bestandestypen sowie die Anzahl der an den Probepunkten aufgenommenen Bäume.

	Reinbestände			Mischbestände		
	MFN	OFN-12	OFN-50	MFN	OFN-12	OFN-50
Rotbuche	95,9	95,7	90,9	72,5	68,5	59,2
Eiche	2,4	2,1	1,1	15,2	15,4	15,8
Hainbuche	0,6		6,8	2,8	2,1	22,4
Esche	0,6	0,7		6,6	3,5	2,6
Bergahorn				1,9	4,9	
Winterlinde	0,6					
Roterle				0,5	0,7	
Birke			1,1			
Lärche		0,7			2,1	
Fichte		0,7			1,4	
Douglasie				0,5		
Sitka-Fichte					1,4	
Summe Anzahl	170	140	176	211	143	76

Tabelle 4.6 – 8: Anteil der Bäume (%) mit unterschiedlicher Streuzersetzung nach Nutzungsformen und Bestandestypen.

	Reinbestände			Mischbestände		
	MFN	OFN-12	OFN-50	MFN	OFN-12	OFN-50
sehr rasch	0,6	0,7		7,1	4,2	2,6
rasch	1,2		6,8	4,7	7,0	22,4
mittel			1,1			
langsam	98,2	97,9	92,1	87,7	83,9	75,0
sehr langsam		1,4		0,5	4,9	

4.6.3.2 Abiotische Parameter

4.6.3.2.1 pH-Werte

Die pH-Werte schwanken zwischen 4,7 und 2,5. Damit befinden sie sich alle im Bereich „stark sauer“ bis „äußerst sauer“ (AG Boden 1996). Eine Übersicht über die Messungen der pH-Werte ist in Tabelle 4.6 – 9 wiedergegeben. Betrachtet man die Spannweite der pH-Werte, so fällt auf, dass sich die unteren Wertebereiche in den Rein- und Mischbeständen der Wirtschaftswälder und im Hevenbruch kaum unterscheiden; nur im Schattiner Zuschlag liegen sie deutlich höher. Demgegenüber sind die Unterschiede in den oberen Wertebereichen deutlicher ausgeprägt. Insgesamt ist die Spannbreite der pH-Werte im Hevenbruch unter Einbeziehung der Rein- und Mischbestände weiter als in den Wirtschaftswäldern.

Die Mittel der pH-Werte liegen in den Bestandestypen des Wirtschaftswaldes am dichtesten zusammen, wobei die Mischbestände einen niedrigeren pH-Wert aufweisen als die Reinbestände (Abbildung 4.6 – 5). Im Hevenbruch dreht sich dieses Verhältnis um, und der

Abstand zwischen den Bestandestypen erhöht sich. Im Schattiner Zuschlag ist der Abstand zwischen Misch- und Reinbeständen am höchsten, und der höchste gemessene pH-Wert liegt in den Mischbeständen des Schattiner Zuschlags. Nach der MANOVA hatten die Nutzungsformen einen etwas stärkeren Effekt ($F = 6,2$, $p < 0,01$) als die Bestandestypen ($F = 5,8$, $p = 0,02$). Auch der Kombinationseffekt aus Nutzung und Bestand wies eine Signifikanz auf ($F = 4,2$, $p = 0,02$). Die Mischbestände des Schattiner Zuschlags unterscheiden sich damit nach dem LSD post-hoc Test im pH-Wert signifikant von den anderen beiden Nutzungsformen, die zusammen mit den Reinbeständen des Schattiner Zuschlags eine homogene Gruppe bilden. Somit ließ sich nur im Schattiner Zuschlag ein signifikanter Unterschied zwischen Rein- und Mischbeständen nachweisen.

Da die pH-Werte für zwei verschiedene Tiefenstufen aufgenommen wurden, sind sie im Folgenden nach Tiefen und Nutzungsformen für die beiden Bestandestypen einzeln dargestellt. Außer in den Mischbeständen des Schattiner Zuschlags liegen die pH-Werte in der Tiefe von 0-5 cm bei allen Nutzungen unter den Werten in 5-10 cm Tiefe. In den Reinbeständen konnte ein signifikanter Effekt für Nutzung ($F = 4,4$, $p = 0,02$) und Tiefe ($F = 5,7$, $p = 0,02$) festgestellt werden. Eine homogene Gruppe wird jeweils von den beiden Werten des Schattiner Zuschlags und der Wirtschaftswälder sowie dem unteren Horizont (5-10 cm) des Hevenbruchs gebildet. Eine weitere Gruppe besteht aus den beiden Werten des Hevenbruchs und dem oberen Horizont (0-5 cm) der Wirtschaftswälder. Bei den Mischbeständen liegt ein signifikanter Unterschied zwischen den Werten der Wirtschaftswälder und denjenigen des Schattiner Zuschlags für beide Tiefen vor. Der Effekt der Nutzung ist signifikant ($F = 10,3$, $p < 0,01$). Eine homogene Gruppe wird von den beiden Horizonten der Wirtschaftswälder und dem oberen Horizont des Hevenbruchs gebildet. Eine zweite Gruppe setzt sich aus den beiden Horizonten des Schattiner Zuschlags und dem unteren Horizont des Hevenbruchs zusammen. Den Übergang bildet eine Gruppe, die die beiden Werte des Hevenbruchs und den unteren Horizont der Wirtschaftswälder beinhaltet.

Tabelle 4.6 – 9: pH-Wert nach Nutzungsformen und Bestandestypen. Dabei beinhaltet „Einzelwerte“ die Spanne der Werte aus den einzelnen Messungen, während „Mittel der Horizonte“ die Spanne der Mittelwerte aus den Tiefenstufen für die einzelnen Probepunkte beschreibt. Die Zeile „Gesamtmittel“ enthält die Mittelwerte aus allen Messungen für die Nutzungsformen und Bestandestypen.

	Reinbestände			Mischbestände		
	MFN	OFN-12	OFN-50	MFN	OFN-12	OFN-50
Einzelwerte	2,71 – 4,25	2,62 – 3,38	2,93 – 3,53	2,72 – 3,6	2,5 – 4,38	3,19 – 4,7
Mittel der Horizonte	2,73 – 4,04	2,62 – 3,3	3,05 – 3,46	2,74 – 3,48	2,59 – 4,16	3,27 – 4,67
Gesamtmittel	3,18	3,05	3,24	3,09	3,26	3,63

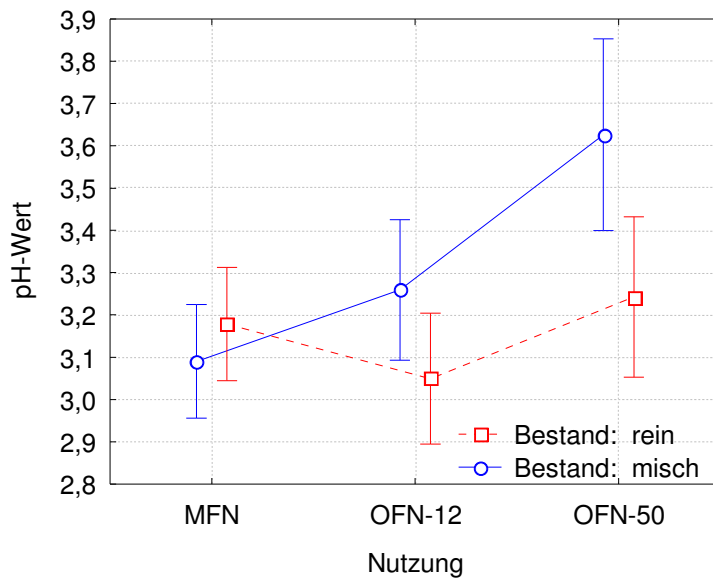


Abbildung 4.6 – 5: pH-Wert nach Nutzungsformen und Bestand; vertikale Balken bedeuten Konfidenzintervalle für $p = 0,95$.

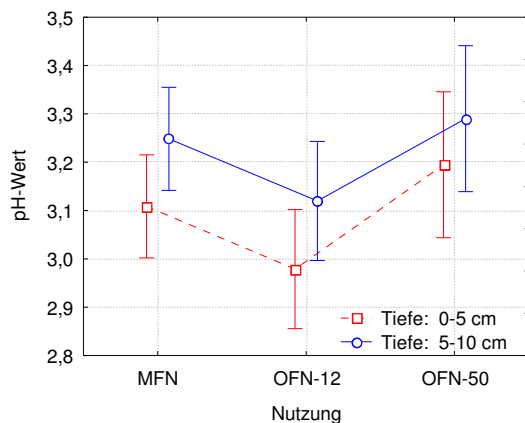


Abbildung 4.6 – 6: pH-Werte nach Nutzung und Tiefe für Reinbestände; vertikale Balken bedeuten Konfidenzintervalle für $p = 0,95$.

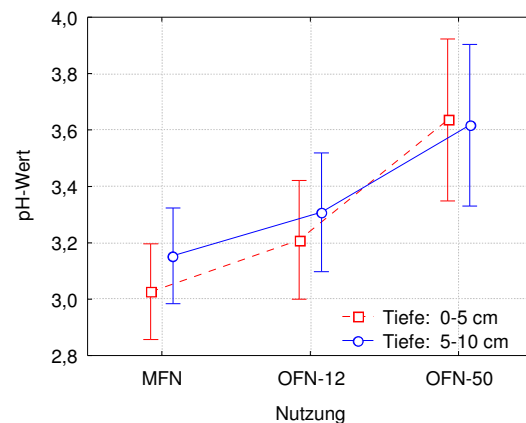


Abbildung 4.6 – 7: pH-Werte nach Nutzung und Tiefe für Mischbestände; vertikale Balken bedeuten Konfidenzintervalle für $p = 0,95$.

4.6.3.2.2 Humusgehalt

Der Anteil der organischen Substanz im Oberboden liegt zwischen 2,2 % und 75,6 %. Die Minima und Maxima des Glühverlustes sind in Tabelle 4.6 – 10 dargestellt. Die Spanne der organischen Substanz ist außerordentlich hoch und verdeutlicht, dass sich die Standorte in einem Bereich zwischen stark humosen über anmoorige bis hin zu torfigen Böden befinden. Die Mittel aller Gruppen sind dagegen sehr ähnlich und liegen im sehr stark humosen Bereich, wie es für Buchenwälder typisch ist.

Der Anteil der organischen Substanz zeigt eine umgekehrte Tendenz zum pH-Wert (Abbildung 4.6 – 8). In den Wirtschaftswäldern und dem Hevenbruch liegen die Werte etwa

auf gleicher Höhe, wobei die Mischbestände im Vergleich zu den Reinbeständen in den Wirtschaftswäldern einen höheren und im Hevenbruch einen niedrigeren Anteil an der organischen Substanz enthalten. Im Schattiner Zuschlag liegen die signifikant geringsten Werte für den Anteil der organischen Substanz vor (MFN – OFN-50: $p = 0,007$, $Z = 2,72$; OFN-12 – OFN-50: $p < 0,001$, $Z = 3,79$), wobei die Werte der Mischbestände nur wenig geringer ausfallen als die der Reinbestände. Der Median-Test gibt einen signifikanten Effekt für die Nutzung an ($\chi^2 = 9,5$, $p < 0,01$).

Auch für den Anteil der organischen Substanz sind die Ergebnisse für beide Tiefenstufen in den einzelnen Bestandestypen dargestellt (Abbildungen 4.6 – 9 und 4.6 – 10). In beiden Bestandestypen ist der Anteil der organischen Substanz in der Tiefenstufe von 0-5 cm über alle Nutzungsformen signifikant höher als in 5-10 cm (MFN: $p = 0,001$, $Z = 3,3$; OFN-12: $p < 0,001$, $Z = 3,974$; OFN-50: $p = 0,003$, $Z = 3,003$). Der Unterschied zwischen den beiden Tiefenstufen ist im Schattiner Zuschlag am geringsten.

Tabelle 4.6 – 10: Werte des Glühverlustes (%) nach Nutzungsformen und Bestandestypen. Dabei beinhaltet „Einzelwerte“ die Spanne der Werte aus den einzelnen Messungen, während „Mittel der Horizonte“ die Spanne der Mittelwerte aus den Tiefenstufen für die einzelnen Probepunkte beschreibt. Die Zeile „Gesamtmittel“ enthält die Mittelwerte aus allen Messungen für die Nutzungsformen und Bestandestypen.

	Reinbestände			Mischbestände		
	MFN	OFN-12	OFN-50	MFN	OFN-12	OFN-50
Einzelwerte	2,2 – 43,2	3,9 – 45,2	2,5 – 15,8	2,2 – 75,6	3,4 – 34,4	3,0 – 11,6
Mittel der Horizonte	3,3 – 27,5	5,0 – 25,9	3,6 – 10,0	3,9 – 46,7	5,4 – 19,2	4,1 – 7,7
Gesamtmittel	7,8	10,4	5,8	9,6	9,3	5,6

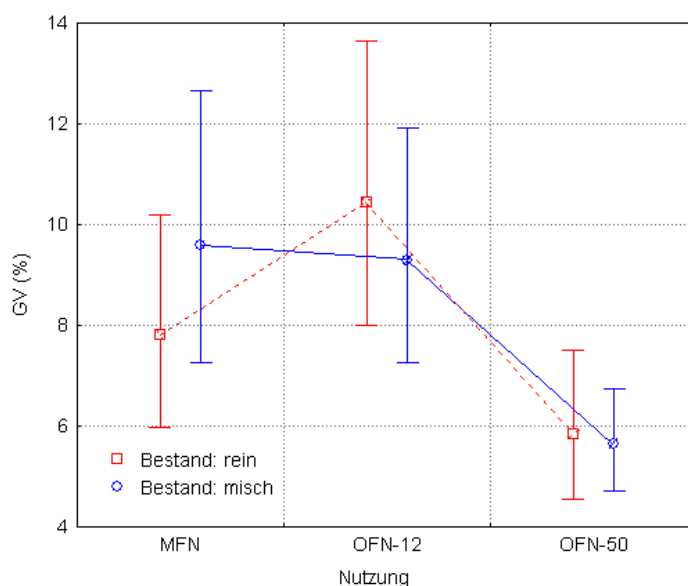


Abbildung 4.6 – 8: Höhe des GV (%) gegen Nutzungsformen und Bestandestypen; vertikale Balken bedeuten Konfidenzintervalle für $p = 0,95$.

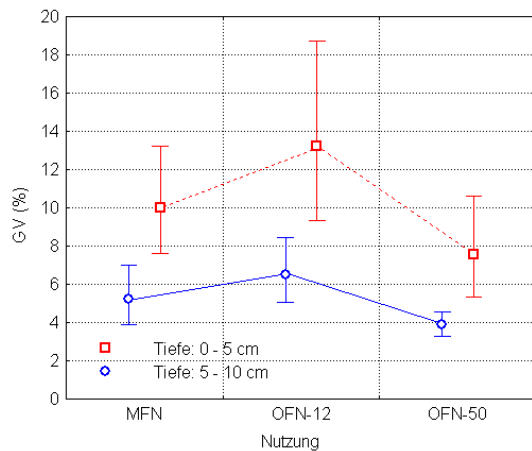


Abbildung 4.6 – 9: Anteil der organischen Substanz nach Nutzungsformen und Tiefenstufen für Reinbestände; vertikale Balken bedeuten Konfidenzintervalle für $p = 0,95$.

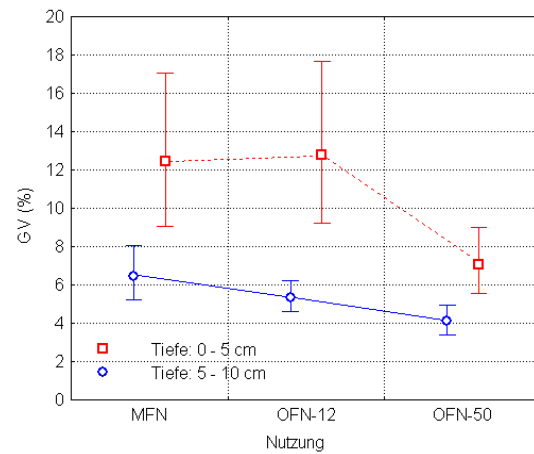


Abbildung 4.6 – 10: Anteil der organischen Substanz nach Nutzungsformen und Tiefenstufen für Mischbestände; vertikale Balken bedeuten Konfidenzintervalle für $p = 0,95$.

Die Ergebnisse aus den Messungen des Glühverlustes sind in Tabelle 4.6 – 11 zu Stufen des Humusgehalts zusammengefasst. Die Werte reichen von stark humosen bis zu torfigen Böden, wie bereits aus der Spanne der Glühverluste zu erkennen war. Im Durchschnitt über alle Nutzungsformen und Bestandestypen ist der Anteil der Probepunkte mit sehr stark humosen Böden mit 68,2 % am höchsten. Die stark humosen Böden nehmen einen Anteil von 14,12 % und die anmoorigen Böden von 16,5 % ein. Ein Probepunkt (1,2 %) liegt im torfigen Bereich. Im Hevenbruch werden ca. 20 % in den Mischbeständen und 30 % in den Reinbeständen als anmoorig bezeichnet. In den Wirtschaftswäldern sind es 20 % bzw. 15 %. Der Schattiner Zuschlag enthält keine anmoorigen Standorte. In beiden Bestandestypen des Schattiner Zuschlags kommt der größte Teil an stark humosen Standorten verglichen mit den anderen Nutzungsformen vor.

Tabelle 4.6 – 11: Anteil der Probepunkte (%) für den Humusgehalt nach Nutzungsformen und Bestandestypen.

	Reinbestände			Mischbestände		
	MFN	OFN-12	OFN-50	MFN	OFN-12	OFN-50
stark humos	20,0	6,7	30,0	15,0		14,3
sehr stark humos	65,0	60,0	70,0	65,0	76,9	85,7
anmoorig	15,0	33,3		15,0	23,1	
torfig				5,0		

4.6.3.2.3 Streuauflage

Die Höhe der Streuauflage schwankt insgesamt von weniger als 0,5 cm bis zu 9 cm. Die Minima und Maxima der Streuhöhe sind in Tabelle 4.6 – 12 für die Nutzungsformen und Bestandestypen getrennt angegeben.

In den Wirtschaftswäldern und im Hevenbruch liegen deutlich höhere Spannen in der Streuhöhe vor als in Schattin. Hier befinden sich sowohl Stichprobenpunkte mit sehr geringer Streuauflage als auch solche mit hoher Streuauflage. Insgesamt sind im Hevenbruch die höchsten Streuauflagen zu finden. Das betrifft sowohl Standorte im unteren als auch im oberen Bereich der Streuhöhe. Auffällig ist die deutlich höhere Spanne der Streuauflage in den Reinbeständen des Schattiner Zuschlags verglichen mit den Mischbeständen.

Die Streuauflage ist im Schattiner Zuschlag am niedrigsten und im Hevenbruch am höchsten (Abbildung 4.6 – 11). Dabei sind alle Nutzungsformen laut MANOVA signifikant voneinander unterschieden. In den Mischbeständen befindet sich über alle Nutzungsformen eine niedrigere Streuauflage als in den Reinbeständen. Dieser Unterschied ist allerdings nur im Hevenbruch signifikant. Signifikante Effekte bestehen für die Nutzung ($F = 20,74$, $p < 0,01$) und den Bestand ($F = 6,15$, $p = 0,02$). Eine homogene Gruppe wird von den beiden Bestandestypen des Schattiner Zuschlags gebildet, eine weitere von den Bestandestypen der Wirtschaftswälder zusammen mit den Mischbeständen des Hevenbruchs. Die Reinbestände des Schattiner Zuschlags und die Mischbestände der Wirtschaftswälder bilden eine Gruppe, sowie die Reinbestände des Hevenbruchs.

Tabelle 4.6 – 12: Streuauflage (cm) nach Nutzungsformen und Bestandestypen. Dabei beinhaltet „Einzelwerte“ die Spanne der Werte aus den einzelnen Messungen, während „Mittelwerte“ die Spanne der Mittelwerte aus den Probenahmen für die einzelnen Probepunkte beschreibt. Die Zeile „Gesamtmittel“ enthält die Mittelwerte aus allen Messungen für die Nutzungsformen und Bestandestypen.

	Reinbestände			Mischbestände		
	MFN	OFN-12	OFN-50	MFN	OFN-12	OFN-50
Einzelwerte	0,5 – 7,0	2,0 – 8,0	0,0 – 6,0	0,0 – 7,0	1,0 – 9,0	0,5 – 3,0
Mittelwerte	0,6 – 6,4	3,2 – 6,4	0,2 – 4,7	0,3 – 5,0	1,0 – 5,9	0,5 – 1,8
Gesamtmittel	3,2	4,8	2,2	3,1	3,8	1,3

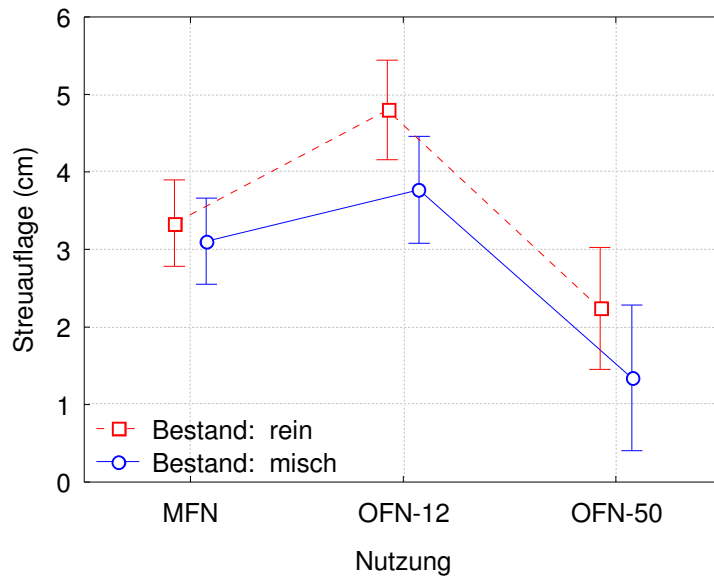


Abbildung 4.6 – 11: Höhe der Streuauflage (cm) nach Nutzungsformen und Bestandestypen; vertikale Balken bedeuten Konfidenzintervalle für $p = 0,95$.

4.6.3.2.4 Eindringwiderstand

Die Werte für den Eindringwiderstand liegen über alle Tiefen zwischen 0 und 1,89 MPa. Die Minima und Maxima sind in Tabelle 4.6 – 13 angegeben. Bei Betrachtung der Einzelwerte an den Standorten lassen sich kaum Unterschiede zwischen den Nutzungsformen und Bestandestypen erkennen. Der maximal höchste Wert wurde mit 1,89 MPa in den Mischbeständen des Schattiner Zuschlags gemessen.

Der Eindringwiderstand ist im Schattiner Zuschlag signifikant am höchsten. Hevenbruch und Wirtschaftswälder liegen etwa auf einer Höhe. Der Unterschied zwischen Rein- und Mischbeständen ist in den Wirtschaftswäldern deutlich geringer als im Schattiner Zuschlag und im Hevenbruch. In allen drei Nutzungsformen ist dieser Unterschied zwischen den Bestandestypen signifikant. Sowohl die Nutzung ($F = 15,19$, $p < 0,01$) als auch der Bestand ($F = 24,13$, $p < 0,01$) haben einen signifikanten Effekt. Die beiden Mischbestände aus Wirtschaftswäldern und Hevenbruch bilden eine homogene Gruppe. Die beiden Reinbestände der entsprechenden Wälder bilden zusammen mit den Mischbeständen des Schattiner Zuschlags eine weitere Gruppe. Eine dritte Gruppe beinhaltet ausschließlich die Reinbestände des Schattiner Zuschlags.

Der Eindringwiderstand wird mit zunehmender Tiefe größer (Abbildung 4.6 – 13). Bis 10 cm Tiefe steigen die Eindringwiderstände in den drei Nutzungsformen auf ähnlicher Höhe an. Erst ab über 10 cm Tiefe treten stärkere Unterschiede zwischen den Nutzungsformen auf. Im Schattiner Zuschlag liegt der Eindringwiderstand über alle Tiefen höher als in den anderen

Wäldern. Auch der Anstieg ist deutlich höher. Die Zunahme des Eindringwiderstandes mit der Tiefe ist im Schattiner Zuschlag fast doppelt so hoch wie im Hevenbruch und in den Wirtschaftswäldern (Tabelle 4.6 – 14). Im Hevenbruch liegen die Werte für den Eindringwiderstand bis 15 cm Tiefe über denen der Wirtschaftswälder, darunter ist der Eindringwiderstand im Hevenbruch geringer.

Tabelle 4.6 – 13: Eindringwiderstand (MPa) nach Nutzungsformen und Bestandestypen. Dabei beinhaltet „Einzelwerte“ die Spanne der Werte aus den einzelnen Messungen, während „Mittelwerte“ die Spanne der Mittelwerte aus den Probenahmen für die einzelnen Probepunkte beschreibt. Die Zeile „Gesamtmittel“ enthält die Mittelwerte aus allen Messungen für die Nutzungsformen und Bestandestypen.

	Reinbestände			Mischbestände		
	MFN	OFN-12	OFN-50	MFN	OFN-12	OFN-50
Einzelwerte	0,00 – 1,61	0,00 – 1,45	0,01 – 1,76	0,00 – 1,41	0,00 – 1,44	0,01 – 1,89
Mittelwerte	0,15 – 0,63	0,31 – 0,67	0,38 – 0,73	0,20 – 0,55	0,17 – 0,55	0,23 – 0,57
Gesamtmittel	0,40	0,43	0,53	0,34	0,34	0,43

Tabelle 4.6 – 14: Veränderung des Eindringwiderstandes (MPa) über die Tiefe.

	Reinbestände			Mischbestände		
	MFN	OFN-12	OFN-50	MFN	OFN-12	OFN-50
Tiefe 1-5cm	0,27	0,33	0,37	0,23	0,23	0,26
Tiefe 16-20cm	0,49	0,46	0,67	0,42	0,41	0,63
Differenz	0,21	0,13	0,30	0,19	0,18	0,37

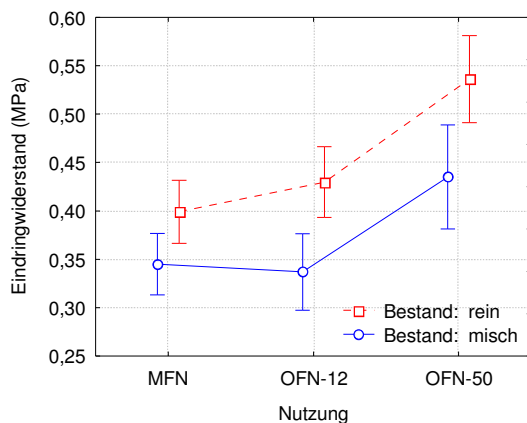


Abbildung 4.6 – 12: Eindringwiderstand (MPa) gegen Nutzung und Bestand; vertikale Balken bedeuten Konfidenzintervalle für $p = 0,95$.

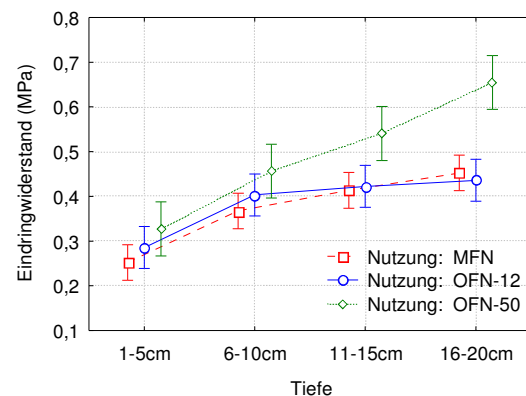


Abbildung 4.7 – 13: Eindringwiderstand (MPa) nach Nutzung und Tiefenstufen; vertikale Balken bedeuten Konfidenzintervalle für $p = 0,95$.

In Abbildung 4.6 – 14 ist der nivellierte Eindringwiderstand nach Nutzungsformen und Bestandestypen dargestellt. Mit dieser Umrechnung nimmt der Eindringwiderstand in den Mischbeständen von den Wirtschaftswäldern über den Hevenbruch zum Schattiner Zuschlag deutlich ab, während er in den Reinbeständen im Hevenbruch am höchsten und in den

Wirtschaftswäldern am niedrigsten ist. Durch die Nutzungsform konnte kein signifikanter Effekt auf die nivellierten Eindringwiderstände nachgewiesen werden, wohl aber durch den Bestandestyp ($F = 25,86$, $p < 0,001$). So wird eine homogene Gruppe durch die Mischbestände und eine andere durch die Reinbestände über alle Nutzungsformen gebildet. Es stellte sich heraus, dass die Unterschiede in der Bodendichte zwischen Rein- und Mischbeständen abhängig von den Nutzungsformen und der Tiefe stark schwanken. Die Abbildung 4.6 – 15 zeigt den Abstand zwischen den Mittelwerten des Eindringwiderstandes für Rein- und Mischbestände. In den Wirtschaftswäldern bleibt der Unterschied zwischen Rein- und Mischbeständen über die Tiefenstufen annähernd gleich, während er sich im Hevenbruch und im Schattiner Zuschlag mit zunehmender Tiefe deutlich verringert.

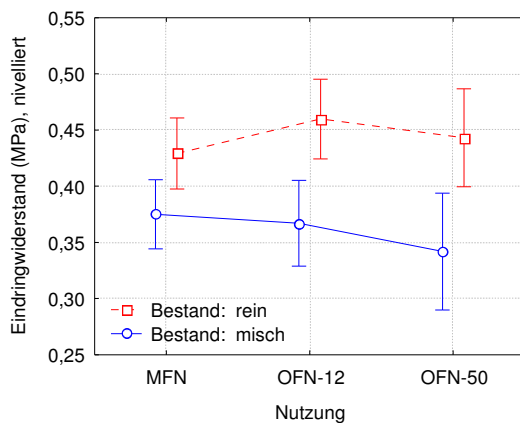


Abbildung 4.6 – 14: Nivellierter Eindringwiderstand (MPa) nach Nutzungsformen und Bestandestypen; vertikale Balken bedeuten Konfidenzintervalle für $p = 0,95$.

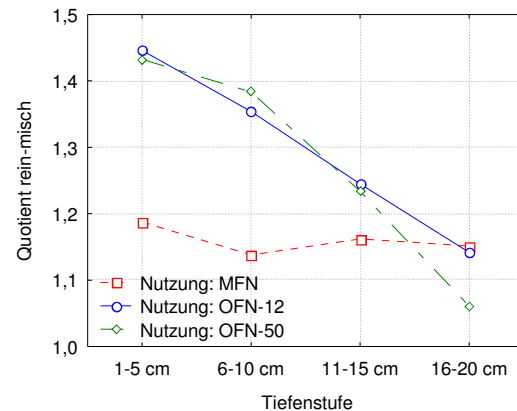


Abbildung 4.6 – 15: Quotient Reinbestand – Mischbestand des Eindringwiderstands (MPa) gegen Nutzungsformen und Tiefenstufen.

4.6.3.3 Biotische Parameter

4.6.3.3.1 Dichte und Arten der Regenwürmer

Es konnten sieben Regenwurmart an den Probepunkten bestimmt werden. Die Zuordnung der Arten zu den Lebensformen epigäisch und endogäisch / anözisch ist in Tabelle 4.6 – 15 dargestellt. Erwartungsgemäß überwog im Wald die Anzahl epigäischer Regenwurmart. Insgesamt waren vier epigäische, zwei endogäische und mit *Lumbricus terrestris* eine anözische Art vertreten. Die Dichte der aufgenommenen Regenwürmer lag zwischen 0 Ind./m² und 430 Ind./m² (Tabelle 4.6 – 16). Nur in den Mischbeständen des Schattiner Zuschlags wurden an jedem Standort bei jeder Probenahme Regenwürmer gefunden. Die Spanne der Regenwurmdichten ist sehr groß. Im Vergleich der Mittelwerte für die einzelnen

Standorte fällt auf, dass sich zwar die unteren Werte kaum zwischen den Nutzungsformen und Bestandestypen unterscheiden, die oberen Bereiche in den Mischbeständen aber deutlich höhere Werte erreichen als in den Reinbeständen.

Die entsprechende Übersicht für die Biomasse ist in Tabelle 4.6 – 17 dargestellt. Dabei reichen die Messwerte von 0 g/m² bis 20,2 g/m². Die höchsten Biomassen sind entsprechend den Dichten in den Mischbeständen des Schattiner Zuschlags zu finden. Sowohl in den Reinbeständen als auch in den Mischbeständen sind im Schattiner Zuschlag einzelne Standorte mit sehr hohen Biomassen vorhanden. Aber auch in den Wirtschaftswäldern und im Hevenbruch liegen die Maximalwerte einzelner Standorte in den Mischbeständen deutlich über den Reinbeständen, so dass insgesamt in den Mischbeständen die Spanne zwischen den Messwerten über denen der Reinbestände liegt. Im Schattiner Zuschlag kamen im Mittel die meisten Regenwürmer vor, in den Wirtschaftswäldern waren es nur geringfügig weniger als im Hevenbruch (Abbildung 4.6 – 16). Der Unterschied zwischen den Bestandestypen ist in den Wirtschaftswäldern gering. Im Hevenbruch ist fast kein Unterschied festzustellen und im Schattiner Zuschlag sind in den Mischbeständen vier- bis fünfmal so viele Regenwürmer gefunden worden wie in den Reinbeständen. Für die Regenwurmdichte können keine signifikanten Effekte angegeben werden.

Die Ergebnisse zur Biomasse der Regenwürmer entsprechen zum überwiegenden Teil denen zur Dichte (Abbildung 4.6 – 17). Biomasse und Dichte der Regenwürmer sind eng korreliert. Die Regenwurmbiomasse ist im Schattiner Zuschlag signifikant höher als in den Wirtschaftswäldern ($p = 0,011$, $Z = -2,529$). In den Wirtschaftswäldern und im Hevenbruch befinden sie sich etwa auf gleicher Höhe. Die Biomassen in den Reinbeständen liegen unter denen der Mischbestände, wobei im Schattiner Zuschlag der größte und einzige signifikante Unterschied zwischen Rein- und Mischbeständen besteht ($p = 0,011$, $Z = 2,537$). Nur die Regenwurmbiomasse in den Reinbeständen des Hevenbruchs ist anders als bei der Dichte deutlich niedriger als in den Mischbeständen.

Tabelle 4.6 – 15: Auflistung der aufgefundenen Regenwurmart und Einteilung nach Lebensformen.

Art	Lebensform	
	epigäisch	endogäisch / anözisch
	<i>Dendrobaena octaedra</i>	<i>Aporrectodea caliginosa</i>
	<i>Dendrodrius rubidus</i>	<i>Aporrectodea rosea</i>
	<i>Lumbricus castaneus</i>	<i>Lumbricus terrestris</i>
	<i>Lumbricus rubellus</i>	

Tabelle 4.6 – 16: Dichte der Regenwürmer (n/m^2) nach Nutzungsformen und Bestandestypen. Dabei beinhaltet „Einzelwerte“ die Spanne der Werte aus den einzelnen Messungen, während „Mittelwerte“ die Spanne der Mittelwerte aus den Messungen der einzelnen Probepunkte beschreibt. Die Zeile „Gesamtmittel“ enthält die Mittelwerte aus allen Messungen für die Nutzungsformen und Bestandestypen.

	Reinbestände			Mischbestände		
	MFN	OFN-12	OFN-50	MFN	OFN-12	OFN-50
Einzelwerte	0,0 – 170,0	0,0 – 200,0	0,0 – 160,0	0,0 – 380,0	0,0 – 180,0	10,0 – 430,0
Mittelwerte	5,0 – 80,0	17,5 – 112,5	12,5 – 85,0	5,0 – 237,5	10,0 – 152,5	12,5 – 305,0
Gesamtmittel	30,6	48,5	35,1	34,5	42,8	83,1

Tabelle 4.6 – 17: Biomasse der Regenwürmer (g/m^2) nach Nutzungsformen und Bestandestypen. Dabei beinhaltet „Einzelwerte“ die Spanne der Werte aus den einzelnen Messungen, während „Mittelwerte“ die Spanne der Mittelwerte aus den Messungen der einzelnen Probepunkte beschreibt. Die Zeile „Gesamtmittel“ enthält die Mittelwerte aus allen Messungen für die Nutzungsformen und Bestandestypen.

	Reinbestände			Mischbestände		
	MFN	OFN-12	OFN-50	MFN	OFN-12	OFN-50
Einzelwerte	0,00 – 8,23	0,00 – 2,69	0,00 – 4,65	0,00 – 9,06	0,00 – 6,02	0,07 – 20,18
Mittelwerte	0,03 – 1,35	0,12 – 1,03	0,09 – 2,45	0,03 – 5,96	0,05 – 3,95	0,60 – 8,41
Gesamtmittel	0,34	0,37	0,51	0,43	0,48	2,42

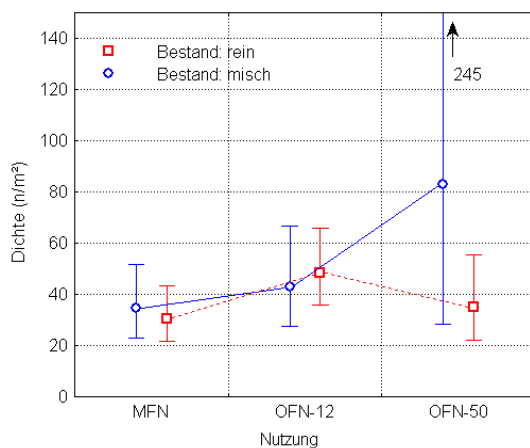


Abbildung 4.6 – 16: Dichte der Regenwürmer (n/m^2) nach Nutzungsformen und Bestandestypen; vertikale Balken bedeuten Konfidenzintervalle für $p = 0,95$.

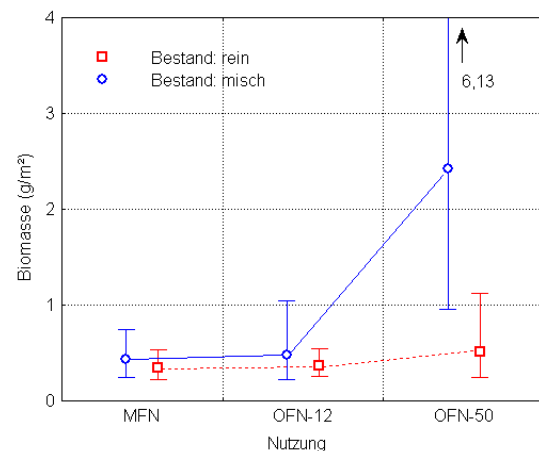


Abbildung 4.6 – 17: Biomasse der Regenwürmer (g/m^2) nach Nutzungsformen und Bestandestypen; vertikale Balken bedeuten Konfidenzintervalle für $p = 0,95$.

In Tabelle 4.6 – 18 sind die mittleren Dichten der Regenwurmart in den Nutzungsformen und Bestandestypen nach Arten und Lebensformen aufgeschlüsselt wiedergegeben. *Dendrobaena octaedra* ist die bei weitem dominierende Art in der Regenwurmgemeinschaft. Sie macht zwischen 30 % und 72 % aller epigäischen Regenwürmer aus. Die niedrigste Dominanz erreicht sie in den Mischbeständen des Schattiner Zuschlags, die höchste in den Reinbeständen des Hevenbruchs. Nur im Schattiner Zuschlag ist diese Art nicht die dominierende Art der epigäischen Regenwurmzönose. Dort kommen die etwas weniger

azidotoleranten Arten *Lumbricus castaneus* und *Lumbricus rubellus* mit etwa gleich hoher Dichte vor. Unter den endogäischen Arten dominiert in gleicher Weise *Aporrectodea caliginosa*. Auch diese Art ist zwar in den Mischbeständen aller Nutzungsformen deutlich häufiger als in den Reinbeständen, doch fällt insbesondere die stark erhöhte Dichte von *A. rosea* in den Mischbeständen im Vergleich zu den Reinbeständen auf.

Tabelle 4.6 – 18: Dichte der Regenwürmer (n/m^2) nach Nutzungsformen und Bestandestypen, aufgeteilt in Arten und Lebensformen. Angabe der Mediane, „+“ bedeutet, dass trotz eines Medianwertes von 0,00 Regenwürmer der jeweiligen Art am entsprechenden Standort gefunden wurden. Die Differenz zwischen dem Gesamtmedian und den Einzelmedianen ergibt sich durch die nicht einzeln aufgeführten unbestimmten Regenwürmer.

	Reinbestände			Mischbestände		
	MFN	OFN-12	OFN-50	MFN	OFN-12	OFN-50
<i>D. octaedra</i>	18,8	40,0	13,8	16,3	22,5	12,5
<i>D. rubidus</i>	2,5	5,0	2,5	2,5	2,5	5,0
<i>L. castaneus</i>	2,5	0,0 ⁺	3,8	2,5	0,0 ⁺	5,0
<i>L. rubellus</i>	0,0 ⁺	2,5	5,0	2,5	0,0 ⁺	12,5
epigäisch	28,8	47,5	25,0	30,0	37,5	50,0
<i>A. caliginosa</i>	0,0 ⁺	0,0 ⁺	2,5	0,0 ⁺	0,0 ⁺	47,5
<i>A. rosea</i>	0,0 ⁺	0,0 ⁺	0,0 ⁺	0,0 ⁺	0,0 ⁺	2,5
<i>L. terrestris</i>	0,0	0,0	0,0	0,0 ⁺	0,0 ⁺	0,0 ⁺
endogäisch / anözisch	0,0 ⁺	0,0 ⁺	3,8	0,0 ⁺	0,0 ⁺	50,0
Gesamtmedian	35,0	50,0	40,0	31,3	42,5	95,0

Die meisten epigäischen Regenwürmer wurden im Hevenbruch gefunden und dort in den Reinbeständen (Abbildung 4.6 – 18). In den Wirtschaftswäldern und im Schattiner Zuschlag ist die Dichte der epigäischen Regenwürmer in den Reinbeständen etwas niedriger als in den Mischbeständen. In den Mischbeständen ist im Gegensatz zu den Reinbeständen ein ansteigender Trend von den Wirtschaftswäldern über den Hevenbruch zum Schattiner Zuschlag zu erkennen. Bei der Verteilung der epigäischen Regenwürmer ist keine Varianzhomogenität gegeben, so dass keine MANOVA durchgeführt werden konnte. Signifikanzen ließen sich auch mit dem Mediantest nicht aufzeigen.

Da die Daten der endogäischen / anözischen Regenwürmer einer Normalverteilung nicht entsprechen, können nur Mediane angegeben werden. Diese liegen in den Wirtschaftswäldern und im Hevenbruch bei 0. In den Reinbeständen kommen in allen Nutzungsformen nur sehr wenige endogäische / anözische Regenwürmer vor. In den Mischbeständen wurden nur im Schattiner Zuschlag deutlich mehr endogäische / anözische Regenwürmer als in den anderen Nutzungsformen und Bestandestypen gefunden. Der Effekt der Nutzung auf die Dichte der endogäischen / anözischen Regenwürmer ist signifikant ($\chi^2 = 7,65$, $p = 0,02$).

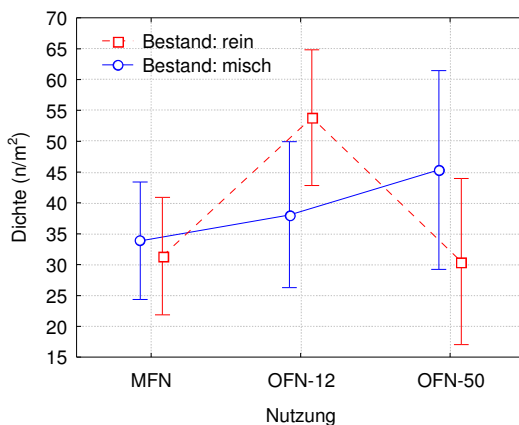


Abbildung 4.6 – 18: Dichte der epigäischen Regenwürmer (n/m^2) nach Nutzungsformen und Bestandestypen; vertikale Balken bedeuten Konfidenzintervalle für $p = 0,95$.

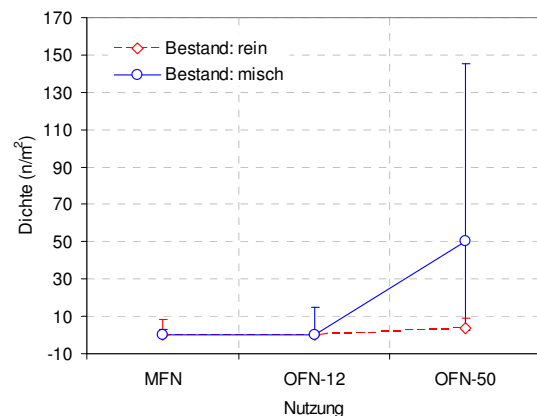


Abbildung 4.6 – 19: Dichte der endogäischen / anözischen Regenwürmer (n/m^2) nach Nutzungsformen und Bestandestypen; vertikale Balken bedeuten Quartile.

4.6.3.4 Zusammenhänge zwischen den Parametern, Nutzungs- und Bestandeseffekten

Im Folgenden sind allgemeine Relationen zwischen einzelnen bodenkundlichen und bodenbiologischen Parametern zusammengefasst (Abbildung 4.6 – 20 und 4.6 – 21). Sie zeigen die generellen Zusammenhänge zwischen den aufgenommenen Parametern unabhängig von Nutzungsform und Bestandestyp. Durch die Kombination dieser Faktoren lassen sich Effekte der Nutzungsformen und Bestandestypen in Abhängigkeit der unterschiedlichen standörtlichen Gegebenheiten analysieren. Humusgehalt, Streuhöhe und Eindringwiderstand nehmen bei höheren pH-Werten ab. Der Humusgehalt zeigt ab einem pH-Wert von 3,2 keine weitere Verminderung, die Streuhöhe nimmt bei pH-Wert 3,8 wieder zu. Beim Eindringwiderstand ist zunächst von pH-Wert 2,6-2,9 eine Zunahme zu erkennen, bevor er zurückgeht. Die Regenwurmbiomasse erhöht sich bei zunehmendem pH-Wert.

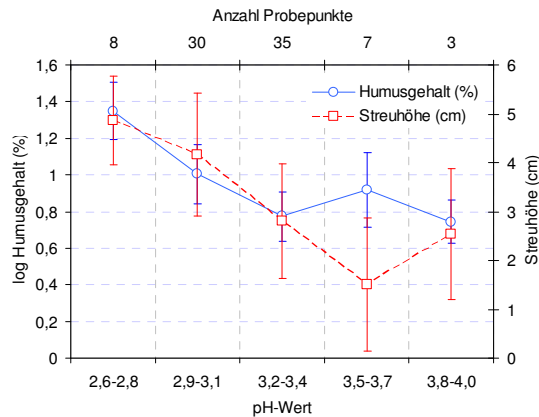


Abbildung 4.6 – 20: Logarithmus des Humusgehalts (%) und Streuhöhe (cm) gegen pH-Wert. Zusätzliche Angabe der Anzahl der Probepunkte pro pH-Wert-Gruppe. Vertikale Balken bedeuten Standardabweichung.

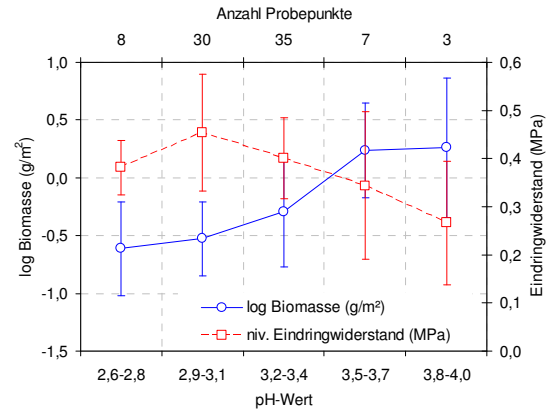


Abbildung 4.6 – 21: Logarithmus der Biomasse der Regenwürmer (g/m²) und nivellierter Eindringwiderstand (MPa) gegen pH-Wert. Zusätzliche Angabe der Anzahl der Probepunkte pro pH-Wert-Gruppe. Vertikale Balken bedeuten Standardabweichung.

Abbildung 4.6 – 22 stellt die Beziehung zwischen der Regenwurmdichte nach Lebensformen und dem pH-Wert dar. Epigäische Regenwürmer sind in der Spanne, die von der Untersuchung abgedeckt wurde, in ihrer Dichte vom pH-Wert fast unbeeinflusst. Die Anzahl der epigäischen Regenwürmer nimmt bei höheren pH-Werten nur wenig ab. Endogäische / anözische Regenwürmer treten erst ab einem pH-Wert von über 3,1 auf, und nehmen dann logarithmisch mit dem Anstieg des pH-Wertes zu. Ein signifikanter Effekt des pH-Wertes konnte für die endogäischen / anözischen Regenwürmer gefunden werden ($\chi^2 = 17,1$, $p = 0,02$).

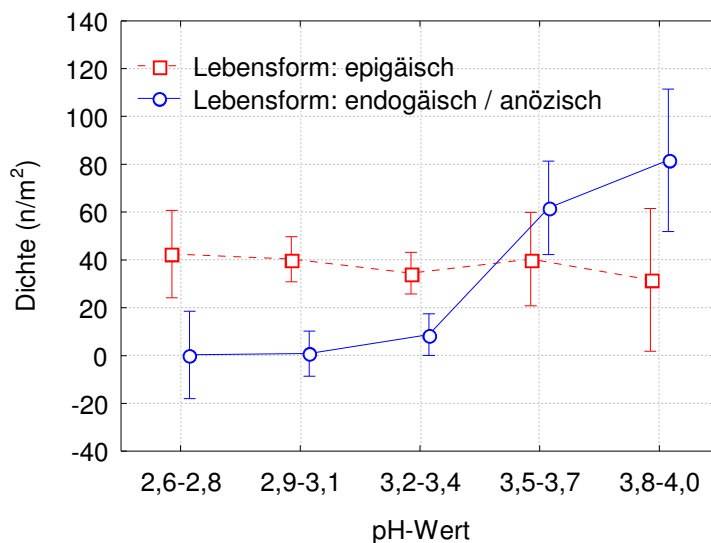


Abbildung 4.6 – 22: Dichte der Regenwürmer (n/m^2) nach pH-Wert und Lebensform; vertikale Balken bedeuten Konfidenzintervalle für $p = 0,95$.

Um die Effekte von Nutzungsformen und Bestandestypen auf die unterschiedlichen Bodenparameter genauer einordnen zu können, wurden verschiedene MANOVA-Analysen durchgeführt.

Mit den endogäischen Regenwürmern konnte keine MANOVA durchgeführt werden, da sich auch bei einer logarithmischen Transformation keine Normalverteilung der Werte erreichen lässt. Die Biomasse der Regenwürmer wird wesentlich durch die Dichte der endogäischen Regenwürmer bestimmt (Spearman's Rangkorrelation: $R = 0,71$, $p < 0,001$). Da der Logarithmus der Biomasse eine Normalverteilung aufweist, können die Ergebnisse der MANOVA mit der Biomasse auch auf die Dichte der endogäischen Regenwürmer zurückgeführt werden. Der pH-Wert hat unter Einbeziehung der Nutzungsformen ($F = 8,6$, $p < 0,01$) und Bestandestypen ($F = 8,0$, $p < 0,01$) den größten Effekt auf die Biomasse. Für die Nutzungsform ist der Effekt etwas schwächer ($F = 3,2$, $p = 0,04$) als für den Bestandestyp ($F = 5,1$, $p < 0,03$). Demnach steigt die Biomasse der Regenwürmer mit steigendem pH-Wert unter Mischbeständen deutlich stärker an als unter Reinbeständen. In der pH-Wert-Gruppe $> 3,4$ liegt die Biomasse in den Mischbeständen im Mittel bei $2,04 \pm 1,37 \text{ g/m}^2$ ($n = 10$). In den Reinbeständen der gleichen pH-Wert-Gruppe ist die Biomasse mit $0,54 \pm 0,50 \text{ g/m}^2$ ($n = 6$) nur wenig höher als in den Rein- und Mischbeständen der pH-Wert-Gruppe $< 3,1$ mit $0,31 \text{ g/m}^2$ ($n = 20$) bis $0,35 \text{ g/m}^2$ ($n = 28$). Im Vergleich der Nutzungsformen und pH-Werte liegen die Werte der Biomasse in den Wirtschaftswäldern der pH-Wert-Gruppe $> 3,4$ mit $0,56 \pm 0,65 \text{ g/m}^2$ ($n = 5$) signifikant unter den Werten der Biomasse in der gleichen pH-Wert-Gruppe im Hevenbruch ($1,58 \pm 1,50 \text{ g/m}^2$, $n = 5$) und im Schattiner Zuschlag ($1,97 \pm 1,51 \text{ g/m}^2$, $n = 6$).

Auch zwischen dem Eindringwiderstand und der Biomasse der Regenwürmer ist ein Zusammenhang zu erkennen. Die Zunahme der Biomasse der Regenwürmer mit steigendem pH-Wert geht auf den Anstieg der endogäischen / anözischen Regenwürmer zurück (Abbildung 4.6 – 22), der, wie bereits dargestellt, bei pH-Werten über 3,1 beginnt. Gegenläufig zum Anstieg der Regenwurmbiomasse sinkt der Eindringwiderstand. Die Regenwurmbiomasse ist mit dem nivellierten Eindringwiderstand signifikant negativ korreliert ($R = -0,24$, $p = 0,027$). Entsprechend den hohen Regenwurmbiomassen in den pH-Wert-Gruppen $> 3,4$ ist der Eindringwiderstand in diesen Gruppen am niedrigsten. Ein signifikanter Effekt konnte aber nur innerhalb der einzelnen Nutzungsformen festgestellt werden ($F = 6,6$, $p = 0,002$), da sich die Bodenarten in den Wäldern stark unterscheiden. So sinkt der Eindringwiderstand in den Wirtschaftswäldern in der pH-Wert-Gruppe $< 3,1$ von $0,39 \pm 0,02$ MPa auf $0,30 \pm 0,05$ MPa in der pH-Wert-Gruppe $> 3,4$. Die entsprechenden Werte der beiden anderen Nutzungsformen lauten für den Hevenbruch von $0,42 \pm 0,02$ MPa auf $0,26 \pm 0,05$ MPa und für den Schattiner Zuschlag von $0,56 \pm 0,05$ MPa auf $0,45 \pm 0,04$ MPa.

Zwischen einigen bodenkundlichen Parametern konnten signifikante Beziehungen gefunden werden, die unabhängig von Nutzungsformen und Bestandestypen auftreten. So besteht ein Zusammenhang zwischen dem Humusgehalt im mineralischen Horizont, der Höhe der Streuauflage und dem pH-Wert (Abbildung 4.6 – 20). Der Humusgehalt im mineralischen Horizont sowie die Streuauflage nehmen bei pH-Werten unter 3,2 zu. In den pH-Wert-Gruppen $> 3,4$ lassen sich keine signifikanten Unterschiede erkennen. Bei diesen pH-Werten schwankt die Streuauflage zwischen 2 und 3 cm, der Anteil der organischen Substanz im Mineralboden zwischen 5 und 10 %. Bei der Effektanalyse zwischen Nutzungsformen, Bestandestypen und pH-Wert-Gruppen ergeben sich für den pH-Wert und die Nutzungsform signifikante Effekte, nicht aber für den Bestandestyp. Die Ergebnisse der MANOVA zeigen auch bei diesem Vergleich einen stärkeren Effekt durch den pH-Wert ($F = 24,2$, $p < 0,001$) als durch die Nutzung ($F = 14,6$, $p < 0,001$). Mit steigendem pH-Wert nimmt die Höhe der Streuauflage in allen drei Nutzungsformen ab und erreicht in der pH-Wert-Gruppe $> 3,4$ in den Wirtschaftswäldern Werte zwischen $1,9 \pm 0,5$ cm ($n = 5$) bzw. $2,0 \pm 0,5$ cm ($n = 5$) im Hevenbruch und $0,9 \pm 0,4$ cm ($n = 6$) im Schattiner Zuschlag. Für den Humusgehalt konnte ein signifikanter Effekt nur durch den pH-Wert festgestellt werden, und zwar sowohl beim Test des Humusgehaltes gegen Nutzungsformen und pH-Wert ($F = 13,4$, $p < 0,001$) als auch gegen Bestandestypen und pH-Wert ($F = 26,9$, $p < 0,001$). Die Nutzungsform hat nur einen sehr schwachen nicht signifikanten Effekt ($F = 3,1$, $p = 0,05$).

Anhand der aufgenommenen Parameter besteht ein Zusammenhang zwischen der Höhe der Streuauflage und dem Wasserhaushalt über alle Bestände. Stauwasser beeinflusste Standorte weisen die niedrigsten Streuauflagen (Mittelwert: 2,4 cm) auf, während auf

Grundwasser beeinflussten Standorten die höchsten Streuauflagen (Mittelwert: 4,3 cm) gemessen wurden. Die Streuauflagen der grund- und stauwasserfreien Standorte liegen mit ihrem Mittelwert (3,9 cm) zwischen den beiden anderen Standortstypen. Ein signifikanter Effekt konnte für den Einfluss des Wasserhaushaltes auf die Streuhöhe ($\chi^2 = 12,71$, $p = 0,002$) und den pH-Wert ($\chi^2 = 7,41$, $p = 0,025$) ermittelt werden. Dabei liegen in den stauwasserbeeinflussten Standorten die signifikant niedrigsten Streuauflagen vor (stauwasserbeeinflusst – grund- und stauwasserfrei: $Z = -4,27$, $p < 0,001$; stauwasserbeeinflusst – grundwasserbeeinflusst: $Z = -2,93$, $p = 0,003$).

4.6.4 Diskussion

4.6.4.1 Deutung der Ausgangslage

Die Ergebnisse aus der Standortskartierung und die Angaben zu den Baumarten aus der Kontrollstichprobe erlauben eine Einschätzung über die Unterschiede im Ausgangszustand der untersuchten Bestände.

Die Böden im Schattiner Zuschlag wurden generell als stauwasserbeeinflusst eingestuft. Daher könnten im Schattiner Zuschlag Probleme für die Bodenlebewesen durch das Vorkommen von Stauwasser entstehen. Bei länger anhaltendem Stauwasser kann es zu Sauerstoffdefiziten kommen, worauf einige Bodentiere sehr sensibel reagieren. Dies tritt aber besonders an grundwassernahen Standorten auf (Irmmler 2004). Die durchgehende Versorgung mit kalkhaltigem Mergel verbessert wiederum die Bedingungen für Tiere und Pflanzen. Der hohe Anteil an Mischbaumarten und die vergleichsweise geringen Artenzahlen der Bäume sind vermutlich auf historische Nutzungen zurückzuführen, bei denen die Buche nicht die Hauptbaumart darstellte. Andererseits lässt die inzwischen dominante Buche kaum neue Arten aufkommen, die sich nicht schon vor ihrer Ausbreitung etabliert hatten.

Auch im Hevenbruch könnte das hoch anstehende Grundwasser in einigen Bereichen zeitweise zur Beeinträchtigung von Bodenflora und –fauna führen. Dieser Effekt wird aber bei der Betrachtung des gesamten Bestandes durch die höhere Zahl an Stau- und Grundwasser unbeeinflussten Probepunkten relativiert. Besonders in den Mischbeständen ist zu beachten, dass hier zwei vom Wasserhaushalt ganz unterschiedliche Standortstypen zusammengefasst wurden. Da die Einteilung grundwasserbeeinflusst – stauwasserbeeinflusst – grund- und stauwasserfrei keinen ineinander übergehenden Gradienten beschreibt, können sich die Ergebnisse von Kombinationen ganz anders darstellen als bei einheitlichen Standortstypen. Der geringe Anteil an Mergelstandorten im

Hevenbruch lässt auf eine durchschnittlich schlechtere Basenversorgung als in den anderen Beständen schließen. Die Probepunkte im Hevenbruch enthalten mehr Mischbaumarten als die anderen Bestände. Da es sich bei den Baumarten, die in den anderen Beständen nicht vorkommen, aber zur Hälfte um Nadelbäume handelt, ist eine Verbesserung des pH-Wertes durch diese Baumarten unwahrscheinlich.

Die Wirtschaftswälder bilden in ihrer Gesamtheit fast alle Einflussgrößen des Schattiner Zuschlags und des Hevenbruchs ab. Leider ist die Verteilung der Parameter innerhalb der Nutzungsformen sehr ungleichmäßig, und sobald eine Aufteilung z. B. in Rein- und Mischbestände vorgenommen wird, ist die Vergleichbarkeit nur noch bedingt gegeben. Die Wirtschaftswälder umfassen die meisten grund- und stauwasserfreien Probepunkte. Das könnte im Zusammenhang mit der Eignung für die Waldbewirtschaftung stehen, die in stark durch Wasser beeinflussten Wäldern erschwert ist. Die Mischbaumanteile sind in den Wirtschaftswäldern am niedrigsten, was vermutlich auch mit der Bewirtschaftung zusammenhängt. In diesen Wäldern wird die Buche als Hauptbaumart am stärksten gefördert.

Die Mischbestände in den Wirtschaftswäldern und im Hevenbruch sind durch ihre Standortseigenschaften besser gestellt als die jeweiligen Reinbestände. Sie verfügen über einen günstigeren Wasserhaushalt. Da sie stärker durch Grund- und Stauwasser beeinflusst sind, weisen sie eine bessere Nährstoffversorgung auf und umfassen mehr Probepunkte mit Mergelboden.

4.6.4.2 Generelle Zusammenhänge zwischen den Parametern

Eindeutig lassen sich an unseren Ergebnissen die generellen Zusammenhänge zwischen den aufgenommenen Bodenparametern und der Bodenfauna erkennen. Die Zusammenhänge zwischen Bodenparametern und der Ausbildung von Humusformen sowie den damit verbundenen Vorkommen und der Abbauleistung der Bodenorganismen sind für Buchenwälder sehr gut erforscht (Schäfer & Schauermann 1990, Schäfer 1991). In den Wäldern Schleswig-Holsteins hat sich gezeigt, dass sich das Mull – Moder Kontinuum im Wesentlichen auf eine gute Wasserversorgung und die damit verbundenen günstigeren pH-Werte zurückführen lässt (Irmiler 1995). Bei niedrigen pH-Werten kommen weniger Regenwürmer im Boden vor als bei höheren pH-Werten. Das hat zur Folge, dass der Abbau der Streu und die Verarbeitung des Humus gehemmt werden. Daher stellen sich eine höhere Streuauflage und ein höherer Anteil organischer Substanz im mineralischen Boden ein. Der hohe Anteil organischer Substanz im Boden könnte in den hier untersuchten Wäldern einerseits historisch begründet sein, indem alte anmoorige und heute entwässerte Standorte

vorliegen. Andererseits könnte er auch auf die aktuelle Bioturbation durch Regenwürmer zurückzuführen sein.

Da die Regenwürmer die Streu als Nahrung benötigen, könnte eine geringe Streuauflage limitierend auf die Dichte der Regenwürmer im Boden wirken. Besonders in den Mischbeständen des Schattiner Zuschlags mit einer Mullhumusauflage könnte sich dieser Effekt bemerkbar machen. Da im September an einigen Standorten keine Streu mehr gefunden wurde, ist die Zersetzung der herbstlichen Streu dort in weniger als einem Jahr abgeschlossen. Dem entspricht der geringe Anteil organischer Substanz im mineralischen Boden an diesen Standorten. Es wäre möglich, dass die organische Substanz unter Mitwirkung der endogäischen Regenwürmer bereits an der Bodenoberfläche so schnell mineralisiert wird, dass nichts mehr in den Boden eingearbeitet werden kann. Das hat außerdem zur Folge, dass an diesen Standorten die epigäische Regenwurmfauna nur sehr gering ausgeprägt ist. Wahrscheinlich kommt es hier zu einer Konkurrenz zwischen diesen beiden Lebensformen um die Streu, bei der die epigäischen Regenwürmer unterliegen. Demgegenüber steht der langsame Abbau der Streu an den sauren Standorten, wo Humus zumindest durch epigäische Regenwürmer in die oberen Bodenhorizonte eingebracht werden kann. Wälder mit typischen Rohhumus-Auflagen waren unter den untersuchten Standorten nicht vertreten.

An den Standorten mit niedrigeren pH-Werten befand sich ein höherer Kohlenstoffgehalt im mineralischen Horizont. Im Oberboden wird also mehr Kohlenstoff im Boden gebunden, wenn dessen Verarbeitung durch Bodenlebewesen an sauren Standorten gehemmt ist.

Auch die Bodendichte nimmt mit abnehmendem pH-Wert zu, da die Bodenlockerung durch die endogäischen Regenwürmer nachlässt. Bei einer hohen Streuauflage nimmt die Bodendichte allerdings ab, da die Streu bodenverdichtende Einwirkungen abpuffern kann (Erlbeck et al. 2002). Der Humusgehalt des mineralischen Horizonts besteht vor allem aus zersetzter Oberflächenstreu, weswegen er nahe der Oberfläche höher ist als in der tieferen Probenschicht. Der Unterschied zwischen den pH-Werten der zwei aufgenommenen Tiefenstufen zeigt, dass die Versauerung des Bodens von der Oberfläche her stattfindet.

Die Höhe der Streuauflage wird unter anderem von dem aus der Standortkartierung entnommenen Wasserhaushalt beeinflusst. Dieser Zusammenhang lässt sich über die Beziehung von pH-Wert und Wasserversorgung mit den Regenwürmern erklären. Die meisten Regenwürmer bevorzugen feuchte, basische Standorte. Die häufigsten hier gefundenen Arten finden ihre optimalen Standortbedingungen bei pH-Werten über 4,0 und mittleren jährlichen Wassergehalten über 40 – 50 % (Irmeler 1999). In der vorliegenden Untersuchung sind die Böden, die diesem Optimum am nächsten kommen, hauptsächlich stauwasserbeeinflusste Mergel. Dort wird die Streu durch die große Menge an

Regenwürmern schnell abgebaut. Die grundwasserbeeinflussten Standorte zeigen teilweise anmoorige Eigenschaften und sind verhältnismäßig sauer. Daher kommen dort wenige Regenwürmer vor, und der Streuabbau ist verlangsamt.

4.6.4.3 Festgestellte Unterschiede und mögliche Ursachen

Die vergleichsweise hohen pH-Werte im Schattiner Zuschlag lassen sich zum Teil durch die Bodenart erklären. Der auf ganzer Fläche vorhandene Mergel verbessert die Lebensbedingungen im Boden. Der hohe Mischbaumanteil, besonders der der Hainbuche, vermindert den Anteil versauernder Laubstreu.

Da die Nutzungsformen eine unterschiedliche Zusammensetzung der Kategorien aus der Standortkartierung aufweisen, wurde geprüft, ob die Unterschiede zwischen den Mittelwerten der gemessenen Bodenparameter allein durch die verschiedenen Standortkategorien erklärt werden kann oder ob auch die Nutzungsform einen Einfluss hat. Dies war aufgrund der Verteilung der Probepunkte nur für die Kategorie „Stauwasser – gut versorgt – Mergel“ möglich. Der Hevenbruch konnte daher in diesen Vergleich nicht mit einbezogen werden. Es wurden alle Probepunkte des Schattiner Zuschlags mit den Probepunkten der Wirtschaftswälder verglichen, die diese Standortkategorie aufweisen. Für alle untersuchten Parameter ergaben sich bei dieser Auswahl sehr ähnliche Tendenzen wie bei der Berechnung mit den Probepunkten aller Standortkategorien. Allerdings sind die Unterschiede zwischen den beiden Nutzungsformen bei der Auswahl dieser Standortkategorie nicht signifikant. Daher können die Ergebnisse zumindest nicht ausschließlich vom Standort abhängen. Dies gilt sowohl für die Unterscheidung zwischen den Nutzungsformen als auch für Rein- und Mischbestände, die sich laut Standortkartierung nicht unterscheiden.

Den größten Einfluss auf die Biomasse der Regenwürmer, den Humusgehalt im mineralischen Horizont und die Höhe der Streuauflage hat der pH-Wert. Aber auch abgesehen vom pH-Wert hat die Nutzungsform einen signifikanten Einfluss auf die Biomasse der Regenwürmer und die Höhe der Streuauflage. Durch die günstigeren pH-Werte zeigt der Schattiner Zuschlag das höchste Regenwurmorkommen. Insbesondere die Dichte der endogäischen Regenwürmer liegt deutlich über der derjenigen in den anderen Nutzungsformen, was auf bessere Verfügbarkeit von Calcium im Boden zurückzuführen ist (Ponge et al. 1999). Die Regenwürmer sorgen für einen beschleunigten Streu- und Humusabbau. Regenwürmer verursachen den größten Teil des Streuabbaus und können die Geschwindigkeit des Abbaus im Vergleich zu Standorten ohne Regenwürmer verdoppeln (Cortez 1998). In Untersuchungen von Scheu (1987) zeigte sich eine lineare Abhängigkeit

der Mineralisierungsrate von der Biomasse von *A. caliginosa*. Die vergleichsweise hohe Bodendichte im Schattiner Zuschlag lässt sich ebenfalls auf die Bodenart zurückführen. Die geringen Korngrößen des Mergels bilden einen dichteren Boden als in den beiden anderen Nutzungsformen. Außerdem kann die niedrige Streuauflage kaum ein Auffangen der Bodenverdichtung durch Niederschläge bewirken. Trotzdem lassen sich keine negativen Auswirkungen der Bodendichte auf die Regenwurmpopulation feststellen. Abgesehen von indirekten Auswirkungen wie Staunässe und Versauerung scheint sich eine Bodenverdichtung erst negativ auf die Regenwürmer auszuwirken, sobald sie aufgrund ihrer Körpergröße effektiv keine Gänge mehr graben können (Jordan et al. 1999). Auch der Stauwassereinfluss scheint dem Regenwurm vorkommen nicht zu schaden. Bis zu einem Wassergehalt des Bodens von 60% nimmt die Aktivität einiger Regenwurmart zu. Und auch darüber (bis 73%) ist keine Beeinträchtigung der Regenwürmer durch zu hohen Wassereinfluss zu erwarten (Scheu 1987). Sauerstoffdefizite treten demnach auf diesen Standorten nicht auf.

Die Mischbestände im Schattiner Zuschlag unterscheiden sich von den Reinbeständen durch höhere pH-Werte, niedrigere Humusanteile im mineralischen Horizont, eine niedrigere Streuauflage und niedrigere Bodendichte. Die hohe Dichte der Regenwürmer im Schattiner Zuschlag liegt ausschließlich in den Mischbeständen. Da die Standorte im Schattiner Zuschlag alle zu einem Typ gehören, muss der Unterschied auf den Mischbaumanteil zurückgeführt werden. Ob allerdings ein derartiger Unterschied zwischen den Probepunkten allein durch den hohen Mischbaumanteil verursacht wird, ließe sich nur mit weiterführenden Untersuchungen klären. Mischbaumarten können einerseits über ihre Streu Mikrohabitate für unterschiedliche Regenwurmart bereitstellen (Cesarz et al. 2007). Andererseits zeigen einige Untersuchungen, dass die Qualität der Streu deren Abbaurate durch Regenwürmer nicht beeinflusst, bzw. dass sich die Regenwurmfauna nicht durch unterschiedliche Streuqualität verändert (Cortez 1998, Nachtergale 2002, Aubert et al. 2003). Diese Untersuchungen stehen im Widerspruch zu Ergebnissen von Staaf (1987) und den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung. Buchenreinbestände dagegen stellen durch ihre Streu stabilere Habitate mit möglicher höherer Winteraktivität der Regenwürmer und längerer Verfügbarkeit von Streu über das Jahr (Cesarz et al. 2007). Nach Phillipson (1978) hat der Bodentyp einen größeren Einfluss auf die Regenwurmdichte als die Art der Streu. Demnach müsste die Regenwurmdichte auf Bestandesebene ähnlicher sein als auf Nutzungsebene. Diese Aussage trifft auf den Schattiner Zuschlag im Vergleich mit Hevenbruch und Wirtschaftswäldern nicht zu.

Nachtergale (2002) zeigte, dass in ungestörten Buchenwäldern mehr Regenwürmer vorkommen, als auf Störungsflächen. Entsprechende Untersuchungen liegen auch für

Nadelwälder vor (Gemési et al. 1995). Diese Ergebnisse stimmen mit der hier gefundenen Beziehung zwischen der Regenwurmdichte und den verschiedenen Nutzungsformen überein, erklären aber nicht die Unterschiede zwischen den Bestandestypen in dieser Untersuchung.

Trotz der ungünstigen Bodenart liegen die pH-Werte im Hevenbruch im Mittel leicht über denen in den Wirtschaftswäldern. Dies könnte schon eine Auswirkung der Nutzungsaufgabe sein. In einer Untersuchung in Traubeneichenwäldern in Rheinland-Pfalz wurde gezeigt, dass dem Waldökosystem durch forstliche Nutzung teilweise verhältnismäßig große Mengen an Mineralstoffen entzogen werden, was zu einer beschleunigten Bodenversauerung führen kann (Block et al. 2007). Allerdings ist der Humusanteil im Hevenbruch noch etwas höher als in den Wirtschaftswäldern. Im Hevenbruch sind die höchsten Streuauflagen und die höchsten Humusgehalte im mineralischen Horizont gemessen worden. Damit liegt dort der größte Kohlenstoffspeicher im Boden im Vergleich mit den anderen Nutzungsformen. Der vorliegenden Untersuchung zufolge sind die endogäischen / anözischen Regenwürmer die Hauptursache für den beschleunigten Abbau von Streu und Humusgehalt. Fehlen die endogäischen / anözischen Regenwürmer aufgrund niedriger pH-Werte, akkumuliert sich kohlenstoffhaltiges Material in Boden und Streu. Da im Schattiner Zuschlag die signifikant niedrigsten Werte der Streuauflage und des Humusgehaltes im mineralischen Horizont gefunden wurden, kann nach der vorliegenden Untersuchung mit steigender Nutzungsintensität eine steigende Kohlenstoffspeicherung im Boden verbunden sein. Dies steht im Gegensatz zu Ergebnissen aus Untersuchungen im Nationalpark Hainich (Knohl et al. 2003, Mund 2004). Bei diesen wurde anders als im vorliegenden Projekt der größte Anteil im Boden gespeicherten Kohlenstoffs in den nicht bewirtschafteten Wäldern gefunden. Im Hevenbruch kommen auch etwas mehr Regenwürmer als in den Wirtschaftswäldern vor, wobei besonders die Dichte der epigäischen Regenwürmer verhältnismäßig hoch ist. Die Abweichung der Biomasse von der Regenwurmdichte in den Reinbeständen des Hevenbruchs kommt dadurch zustande, dass an diesen Probepunkten fast ausschließlich epigäische Regenwürmer gefunden wurden, die artspezifisch kleiner sind als die endogäischen Regenwurmart. Da die Streuauflage im Hevenbruch am höchsten ist, könnte der zusätzliche Lebensraum in der Laubstreu bewirken, dass die epigäischen Regenwürmer in so hoher Zahl vorkommen. Zudem fällt eine mögliche Konkurrenz mit endogäischen Arten auf diesen sauren Standorten fast aus.

Die Werte der Bodendichte liegen im Hevenbruch zwar nahe der Oberfläche über denen der Wirtschaftswälder, steigen aber ab ca. 8 cm Tiefe kaum mehr an. Diese Werte kommen dadurch zustande, dass bei Probepunkten mit der Bodenart „Lehmige Sande“ die Bodendichte über alle Bestände ab 9cm Tiefe wieder abfällt und im Hevenbruch die meisten

Punkte mit dieser Bodenart liegen. Da es natürlicherweise ungewöhnlich ist, dass die Bodendichte in größeren Tiefen abnimmt – sofern wie in diesem Fall keine besonderen Gründe dafür vorliegen –, steht zu vermuten, dass bis mindestens 20 cm Tiefe im Hevenbruch eine Bodenverdichtung durch Nutzungsmaßnahmen vorliegt, die sich besonders auf Böden der Bodenart „Lehmige Sande“ auswirkt und auf diesen Böden auch noch lange messbar bleibt. Nach dieser Hypothese müsste die Bodendichte in geringer Tiefe mit der Zeit zurückgehen und die Kurve des Eindringwiderstandes über der Tiefe steiler werden. Diese Deutung entspricht der Aussage, dass sich die Lagerungsdichte in überverdichteten Böden mit der Tiefe kaum erhöht, während sie in normalverdichteten Böden mit der Tiefe zunimmt (Gisi et al. 1990).

Ähnlich wie im Schattiner Zuschlag zeichnen sich die Mischbestände im Hevenbruch im Vergleich zu den Reinbeständen durch höhere pH-Werte, niedrigere Humusanteile, eine niedrigere Streuauflage und niedrigere Bodendichte aus. Die Dichte der Regenwürmer unterscheidet sich kaum zwischen den Beständen. Allerdings kommen endogäische Regenwürmer fast nur in den Mischbeständen vor. Dort wurden sie sogar bei einem pH-Wert von 2,9 aufgefunden. In anderen Untersuchungen waren schon bei einem pH-Wert von 4,0 keine endogäischen / anözischen Regenwürmer mehr im Boden zu finden (Potthoff et al. 2008). Diese Unterschiede können sowohl durch die Standortbedingungen als auch durch das Vorkommen und den Anteil der Mischbäume zustande gekommen sein.

Die Wirtschaftswälder unterscheiden sich in den untersuchten Parametern im Mittel nur unwesentlich von denen des Hevenbruchs. Auch die Unterschiede zwischen Rein- und Mischbeständen entsprechen zum großen Teil denen im Hevenbruch bzw. im Schattiner Zuschlag. Nur der pH-Wert liegt in den Mischbeständen der Wirtschaftswälder geringfügig unter dem in den Reinbeständen, wohingegen der Humusanteil im mineralischen Horizont in den Mischbeständen höher ist. Dies stellt eine Verschiebung im Vergleich zu den Rein- und Mischbeständen der anderen Nutzungsformen dar. Es könnte ein Hinweis darauf sein, dass die Mischbestände durch die Bewirtschaftung stärker beeinflusst werden als die Reinbestände.

Wie im Hevenbruch lässt die Kurve des Eindringwiderstandes über der Tiefe auch in den Wirtschaftswäldern eine anthropogene Bodenverdichtung vermuten. Zwar enthalten die Wirtschaftswälder nur einen Probepunkt mit der Bodenart „Lehmige Sande“, wodurch der Verdichtungseffekt in der Gesamtbetrachtung möglicherweise nicht ganz so deutlich wird. Da die Ursache aber die gleiche ist, müsste sich auch in den Wirtschaftswäldern bei Nutzungsaufgabe mit der Zeit eine steilere Kurve des Eindringwiderstandes über der Tiefe zeigen.

Betrachtet man die Bodendichte nach Nutzung und Bestand über der Tiefe, so stellt man fest, dass sich die Bodendichten der Rein- und Mischbestände im Hevenbruch und im Schattiner Zuschlag mit zunehmender Tiefe annähern. In den Wirtschaftswäldern liegen die Werte für die Bodendichte in Rein- und Mischbeständen am dichtesten beieinander. Zudem lässt sich anders als im Hevenbruch und im Schattiner Zuschlag keine Annäherung der Bestände über die gemessene Tiefe feststellen. Das kann entweder daran liegen, dass die Böden der Mischbestände z.B. durch den vielseitigeren Unterwuchs, die Bevorzugung durch bodenwühlende Tiere oder durch mehrschichtigen Bestandsaufbau besser gelockert werden. Das lässt sich auch mit den vorliegenden Ergebnissen unterstützen. Der Eindringwiderstand sinkt, wenn die Regenwurmbiomasse zunimmt, sofern man die Unterschiede durch die Nutzungsarten herausrechnet. Eine zweite mögliche Begründung ist eine abweichende Bewirtschaftung von Rein- und Mischbeständen bzw. eine höhere Anfälligkeit der Mischbestände für Bewirtschaftungsmaßnahmen. Dabei könnte es bei stärkerer Nutzung in den Mischbeständen zu einer höheren Verdichtung in den oberen Bodenschichten kommen. Diese Hypothese stimmt auch mit den Überlegungen zu pH-Werten und Humusgehalten überein. Eine unterschiedliche Bewirtschaftung der Bestandestypen wurde in der vorliegenden Arbeit nicht untersucht. Ist aber durchaus denkbar, da baumartenspezifische Bestandesbehandlungen in Mischbeständen häufig eine insgesamt stärkere Pflegeintensität erfordern als in Reinbeständen.

4.6.3.3.4 Zusammenfassung der Ergebnisse und Behandlungsempfehlungen

Den erhobenen Daten zufolge unterscheidet sich der Hevenbruch außer in der Höhe der Streuauflage im Mittel nicht signifikant von den Wirtschaftswäldern. Daraus lässt sich schließen, dass nach 12 Jahren der Nutzungsaufgabe noch keine messbaren Veränderungen der Bodenparameter festzustellen sind. Die Tendenz einer „Erholung“ ist aber aus allen untersuchten Parametern ersichtlich. Der Schattiner Zuschlag unterscheidet sich von den Wirtschaftswäldern und dem Hevenbruch signifikant durch die geringe Höhe der Streuauflage, den hohen pH-Wert und den niedrigen Humusanteil im mineralischen Horizont des Bodens, die Bodendichte sowie die hohe Regenwurmbiomasse und das reiche Vorkommen endogäischer Regenwürmer. Diese Unterschiede lassen vermuten, dass die Nutzungsaufgabe im Schattiner Zuschlag inzwischen messbare Verbesserungen für Bodenfauna und -flora bewirkt hat.

Unterschiede zwischen den Beständen der einzelnen Nutzungsformen sind nur bei der Bodendichte über alle Nutzungsformen signifikant und im Schattiner Zuschlag auch bei den

pH-Werten und der Regenwurmbiomasse. Die Bodenverdichtung scheint sich auf die Mischbestände stärker auszuwirken als auf die Reinbestände.

Als Fazit lässt sich anhand der vorliegenden Ergebnisse herausstellen, dass die Nutzungsaufgabe im Bereich der Bodenparameter und Bodenfauna aufgrund der vorliegenden Untersuchung diverse positive Folgen für den Wald hat, auch wenn die unterschiedlichen Nutzungsformen aufgrund der teilweise spezifischen Standortseigenschaften nur bedingt vergleichbar sind. Dies trifft insbesondere dann zu, wenn sie über den Zeitraum einer Forsteinrichtungsperiode hinausgeht. Die Unterschiede zwischen Rein- und Mischbeständen sind außer im Schattiner Zuschlag so gering, dass sie kaum als Grund für eine veränderte Bewirtschaftung herangezogen werden können. Lediglich um die Bodenverdichtung zu verringern, könnte sich eine Förderung der Mischungsanteile lohnen. Diese kann aber durch intensiveren Pflegebedarf wiederum zu negativen Auswirkungen auf den Bestand führen.

Dass es nur nach sehr langen Zeiträumen möglich ist, eine Verbesserung der Bodenparameter zu erreichen, ist allerdings noch kein Hinweis dafür, dass auch entgegen gesetzte Entwicklungen mit einer ähnlichen Verzögerung auftreten. Bei einer intensiveren Bewirtschaftung ist durchaus anzunehmen, dass sich sehr schnell eine signifikante Verschlechterung einstellt.

4.6.5 Ausblick

Während der Probennahme waren verschiedene Parameter aufgefallen, die weiteren Einfluss auf den Waldboden haben und die Ergebnisse verfälschen oder überlagern könnten. Die Nähe einzelner Probestpunkte zum Waldrand könnte zwei unterschiedliche Einflüsse auf die Ergebnisse haben. Zum einen grenzt der Wald meistens an landwirtschaftlich genutzte Flächen, von denen ein Eintrag von Nährstoffen und / oder Kalk zu erwarten ist. Kalk könnte außerdem von mit kalkhaltigem Gestein geschotterten Wegen in den Wald eingebracht worden sein. Dies ist heute häufig nicht mehr nachvollziehbar. Vermehrter Kalkeintrag in den Boden bedeutet zunächst eine kleinstandörtliche Verschiebung des pH-Wertes und damit eine mittelfristige Zunahme der Regenwürmer. Weitere Auswirkungen können auch die anderen gewonnen Bodenparameter beeinflussen. Zum Zweiten ist eine Waldrandlage häufig windexponiert. Durch die Winderosion könnte Streu verblasen werden und die Streuauflage mit der Nähe zum Waldrand abnehmen. Zudem wäre eine Austrocknung windexponierter Waldrandlagen denkbar. Eine erste Auswertung unter Einbeziehung der Waldrandlage gab zwar keinen signifikanten Einfluss, trotzdem muss dieser Faktor intensiver

untersucht werden. Hierdurch könnten auch Hinweise auf die Bedeutung eines stufig aufgebauten Waldrandes für die forstliche Nutzung gewonnen werden.

An einigen Probepunkten war auf dem Waldboden eine starke Tätigkeit bodenwühlender Säugetiere zu beobachten, insbesondere Wildschweine, Maulwürfe und Wühlmäuse. Möglicherweise könnte eine gegenseitige Einflussnahme dieser Tiere auf die im Projekt untersuchten Regenwürmer vorliegen. Gelegentliche Übereinstimmungen zwischen der beobachteten Wühltätigkeit und der Dichte der Regenwürmer an bestimmten Probepunkten wurden beobachtet. Die Auflockerung des Bodens durch die Säugetiere und die Untermischung von Laubstreu könnten die Lebensbedingungen für die Regenwürmer verbessern. Andererseits könnte eine hohe Regenwurmdichte Wildschweine, Maulwürfe und Wühlmäuse anlocken, zu deren Nahrung die Regenwürmer gehören. Ob diese Verbindung zwischen bodenwühlenden Säugetieren und Regenwürmern statistisch gesehen besteht und einen messbaren Einfluss auf die aufgenommenen Daten hat, konnte in diesem Projekt nicht untersucht werden.

Eine direkte Messung des Streuabbaus durch Netzbeutel wäre ebenfalls erstrebenswert, da diese Methode die beste Möglichkeit zur Messung von Abbauraten liefert. Eine einfache Screening-Methode in dieser Hinsicht ist die Messung der Fraßaktivität von Bodentieren mit Fraßstäbchen. Innerhalb der vorhandenen Projektdauer waren diese Methoden wegen ihres großen Aufwandes aber nicht anwendbar.

4.6.6 Literatur

Aaltonen V. T. (1948): Boden und Wald. Paul Parey, Berlin.

AGBoden (1996): Bodenkundliche Kartieranleitung. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

Aubert M., Hedde M., Decaëns T., Bureau F., Margerie P. & Alard D. (2003): Effects of tree canopy composition on earthworms and other macro-invertebrates in beech forests of Upper Normandy (France). *Pedobiologia* 47, 904-912.

Block J., Schuck J. & Seifert T. (2007): Einfluss der waldbaulichen Behandlung und der Holznutzung auf den Nährstoffhaushalt von Traubeneichenökosystemen. *Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz* Nr. 63/07, 117-150.

- Burschel P. & Huss J. (2003): Grundriss des Waldbaus. Eugen Ulmer GmbH & Co., Stuttgart.
- Cesarz S., Fahrenholz N., Migge-Kleian S., Platner C. & Schaefer M. (2007): Earthworm communities in relation to tree diversity in a deciduous forest. *European Journal of Soil Biology* 43, 61-67.
- Cortez J. (1998): Field decomposition of leaf litters: relationships between decomposition rates and soil moisture, soil temperature and earthworm activity. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 30, No. 6, 783-793.
- Erlbeck R., Haseder I. E. & Stinglwagner G. K. F. (2002): Das Kosmos Wald- und Forstlexikon. Kosmos, Stuttgart.
- Gemesi O., Skambracks D. & Topp W. (1995): Einfluß eines geregelten forstlichen Eingriffs auf die Besiedlungsdichte und den Streuabbau der Regenwürmer im Flysch der Tegernseer Berge. *Forstw. Cbl.* 114, 272-281.
- Gisi U., Schenker R., Schulin R., Stadelmann F. X. & Sticher H. (1990): Bodenökologie. Thieme, Stuttgart.
- Irmeler U. (1995): Die Stellung der Bodenfauna im Stoffhaushalt Schleswig-Holsteinischer Wälder. *Faunistisch-Ökologische Mitteilungen Suppl.* 18, 1-198.
- Irmeler U. (1999): Die standörtlichen Bedingungen der Regenwürmer (Lumbricidae) in Schleswig-Holstein. *Faunistisch-Ökologische Mitteilungen* 7, 509-518.
- Irmeler U. (2004): Long-term fluctuation of the soil fauna (Collembola and Oribatida) at groundwater-near sites in an alder wood. *Pedobiologia* 48, 349-363.
- Jordan D., Hubbard V. C., Ponder Jr. F. & Berry E. C. (1999): Effect of soil compaction and organic matter removal on two earthworm populations and some soil properties in a hardwood forest. *Pedobiologia* 43, 802-807.

- Knohl A., Schulze E.-D., Kolle O. & Buchmann N. (2003): Large carbon uptake by an unmanaged 250-year-old deciduous forest in Central Germany. *Agricultural and Forest Meteorology* 118, 151-167.
- Mund M. (2004): Carbon pools of European beech forests (*Fagus sylvatica*) under different silvicultural management. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Georg-August-Universität Göttingen.
- Nachtergale L., Ghekiere K., Schrijver A. D., Muys B., Luyssaert S. & Lust N. (2002): Earthworm biomass and species diversity in windthrow sites of a temperate lowland forest. *Pedobiologia* 46, 440-451.
- Phillipson J., Abel R., Steel J. & Woodell S. R. J. (1978): Earthworm Numbers, Biomass and Respiratory Metabolism in a Beech Woodland – Wytham Woods, Oxford. *Oecologia* 33, 291-309.
- Ponge J.-F., Patzel N., Delhay L., Devigne E., Levieux C., Beros P. & Wittebroodt R. (1999): Interactions between earthworms, litter and trees in an old-growth beech forest. *Biol Fertil Soils* 29, 360-370.
- Potthoff M., Asche N., Stein B., Muhs A. & Beese F. (2008): Earthworm communities in temperate beech wood forest soils affected by liming. *European Journal of Soil Biology* 44, 247-254.
- Rehfuess K. (1981): Waldböden. Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung. Parey, Hamburg, Berlin.
- Schäfer M. (1991): The animal community: diversity and resources. In: Röhrig E. & Ulrich B. (eds.) *Temperate deciduous forests*. Elsevier, Amsterdam, London, New York, 51-120.
- Schäfer M. & Schauermann J. (1990): The soil fauna of beech forests: comparison between a mull and a moder soil. *Pedobiologia* 34, 299-314.
- Scherzinger W. (1996): Naturschutz im Wald: Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Verlag Eugen Ulmer & Co., Stuttgart.

- Scheu S. (1987): The role of substrate feeding earthworms (Lumbricidae) for bioturbation in a beechwood soil. *Oecologia* 72, 192-196.
- Scheu S. (1987): The influence of earthworms (Lumbricidae) on the nitrogen dynamics in the soil litter system of a deciduous forest. *Oecologia* 72, 197-201.
- Staaf H. (1987): Foliage litter turnover and earthworm populations in three beech forests of contrasting soil and vegetation types. *Oecologia* 72, 58-64.
- Wild A. (1993): Umweltorientierte Bodenkunde: Eine Einführung. Spektrum Akademischer Verlag GmbH, Heidelberg, Berlin, Oxford.
- Wittich W. (1961): Der Einfluß der Baumart auf den Bodenzustand. *Allgemeine Forstzeitschrift*, 16. Jahrgang – Nr. 2, 41-45.

Teilprojekt 4.7 Waldbauliche Schlussfolgerungen

von Knut Sturm, *SilvaVerde*

4.7 Waldbauliche Schlussfolgerungen

4.7.1 Einleitung

Auf der Basis der Ergebnissen und Erfahrungen der Folgeinventur werden Konsequenzen für das Lübecker Waldbaukonzept (integrierter Prozessschutz) aufgezeigt. Bezüglich der allgemeinen waldbaulichen Strategie sei auf den Allgemeinen Teil der Forsteinrichtung und die Zertifizierungsvorgaben der Naturland Waldzertifizierung verwiesen. Zum besseren Verständnis werden jedoch einleitend einige ökologische Grundlagen skizziert, welche die Unterschiede in der waldbaulichen Denkweise zwischen dem hier bearbeiteten Ansatz und dem „üblichen waldbaulichen Vorgehen“ darstellen sollen. Die untersuchten Buchenwälder unterscheiden sich deutlich hinsichtlich des Waldwachstums. Dies ist in erster Linie auf die Bewirtschaftungsintensität zurückzuführen. Will man Referenzflächen als waldbauliche Lernflächen nutzen, so ist eine waldbauliche Orientierung an dem Wachstum und der Entwicklung der Naturwälder erforderlich.

Der Wald als langlebiges Ökosystem entwickelt sein komplexes Gefüge in großen Zeiträumen. Die in diesen Zeiträumen vorherrschenden Entwicklungsbedingungen prägen die Biozönose sowie abiotische Faktoren. Waldbauliche Eingriffe verändern die Artenausstattung und Struktur der Waldbestände. Negative Auswirkungen sind vor allem für Arten, die auf die Fortdauer der natürlichen Entwicklungsdynamik angewiesen sind, zu erwarten. Eine auf Extensivierung basierende Waldwirtschaft zielt deshalb vor allem darauf ab wirtschaftliche, ökologische und soziale Rahmenbedingungen zu schaffen, bei denen weitgehend natürliche Entwicklungsabläufe ermöglicht werden („Die Natur wird genutzt hat es aber nicht gemerkt.“). Prozessschutz orientierter Waldbau bedeutet, dass primär nicht Zustände, sondern Entwicklungsbedingungen zu schützen sind. Spurr und Barnes stellen dazu fest: *"Es wird mehr und mehr erkennbar, dass der Wald niemals stabil ist, sondern in den späten Sukzessionsphasen ebenso wie in den früheren Phasen der Pflanzensukzession eine dynamische Gemeinschaft bleibt. Ebenso wie ein Wald, der aus intoleranten Pionierbaumarten zusammengesetzt ist, ändert sich ein Wald aus toleranten Schattbaumarten dauerhaft in Zusammensetzung und Struktur und in der dazugehörigen Fauna und Flora. Die Rate der Veränderung mag geringer sein, sie mag wie eine Asymptote erscheinen oder um diese fluktuieren, aber die Veränderung ist immer noch ein Charakteristikum der Gemeinschaft"*. (s. Spurr und Barnes 1980, S. 416, in sinngemäßer Übersetzung).

Aus der Beobachtung der natürlichen Prozesse im Wald wird zunehmend deutlich, dass sich Waldökosysteme als relativ stabile Ökosysteme unter zufallsbeeinflussten Bedingungen entwickeln, die auch durch wiederkehrende Störungen unterschiedlicher Art und unterschiedlichen Ausmaßes gekennzeichnet sind. Diese Störungen sind eine wesentliche Ursache für das vielfältige Erscheinungsbild von Wäldern und damit indirekt auch für deren Selbstregulation. Diese relative Vielfalt ist jedoch nicht mit einer absoluten höchst möglichen Vielfalt gleichzusetzen. Sie ist vielmehr das Ergebnis eines zufallsbeeinflussten multivariablen Sukzessionsmosaiks (vgl. auch Sturm 1993). Prozessschutz orientierter Waldbau bedeutet deshalb, *"den Zufall zu schützen"* und waldbauliche Eingriffe möglichst zu vermeiden oder zumindest zu minimieren.

Der „herkömmliche“ Waldbau sieht nicht selten eine seiner wesentlichen Aufgaben darin, die Natur berechenbar zu machen und den Zufall damit auszuschalten: *"... ergibt sich die unabweisbare Pflicht, waldbauliche Ziele langfristig zu setzen, und sei es nur, um die Entwicklung des Waldes dem Spiel blinder Zufälligkeiten zu entziehen"* (s. Kremser 1989, S.1). Die Waldpflege strebt also in der Regel danach, Bäume und Bestände in stabilen Gemeinschaften zu halten und gegen Windwurf, Schneebruch, Brand oder Insektenkalamitäten zu stabilisieren, also gegen eben jene Zufälle, welche die Entwicklungsdynamik entscheidend anstoßen. Qualitätsmerkmale im holztechnischen Sinne oder eine physikalische Stabilität von Individuen oder Beständen bringen eine einseitige Auslese nach bestimmten Merkmalen. Damit wird die zufallsbedingte Multivariabilität eingeengt.

Auch gezielte Naturschutzmaßnahmen können den Zufall nicht nachahmen. So können auch die z.B. von Hill (1987) und Völkl (1991) geforderten Kahlfächen oder Lichtungen und ihre Vernetzung im Wald zur Förderung der Pionier- und "Katastrophenarten" echte zufallsbeeinflusste, multivariable Sukzessionsmosaiken nicht ersetzen. Aus systemorientierter Sicht kann die Vermeidung von Zufall zu Uniformität führen.

Die Ergebnisse dieser Studie belegen weitgehend die im Vorfeld getroffenen theoretischen Überlegungen. Sie zeigen aber auch an welchen „Stellen“ des waldbaulichen Handelns noch „Minimierungsmöglichkeiten“ bestehen. Dient der Naturwald als „Maßstab“ für die Funktionsfähigkeit der Buchenwaldökosysteme, spielt die Kontinuität bzw. die weitgehende Ungestörtheit der Entwicklung eine besondere Bedeutung. Somit ergibt sich für den Waldbau, dass es zu einer möglichst weitreichenden Eingriffsminimierung kommen sollte, die aber die wirtschaftlichen und sozialen Ziele der Waldwirtschaft nicht vernachlässigt.

Die nachfolgenden waldbaulichen Minimierungsvorschläge basieren auf den Erfassungen und Erfahrungen der vergangenen 15 Jahren im Stadtwald Lübeck und stellen somit erste

Ergebnisse eines auf Langfristigkeit abzielenden Konzeptes dar. Sie sind als Arbeitshypothesen aufzufassen, die im weiteren Verlauf auf Ihre Plausibilität geprüft und immer wieder in Relation zu den Referenzflächen gesetzt werden müssen.

4.7.2 Waldbauliche Minimierungsoptionen

4.7.2.1 Baumartenwahl

In einigen Untersuchungen des Projektes konnte gezeigt werden welche Bedeutung Mischbaumarten in den Buchenwaldökosystemen besitzen (s. u.a. Teilprojekt Boden 4.6). Die Buche als langfristig konkurrenzstärkste Baumart lässt Mischbaumarten in bestimmten Waldentwicklungsphasen zu. Dies führt über ein kleinflächiges Sukzessionsmosaik letztlich dazu, dass Mischbaumarten je nach standörtlichen Verhältnissen mehr oder weniger ganzflächig verbreitet sind. Der entscheidende Faktor für die langfristige Beteiligung von Mischbaumarten in den untersuchten Buchenwäldern ist nicht die forstliche Förderung, sondern vielmehr das Etablierungspotenziale der Baumarten. Der Wildverbiss und das in Abhängigkeit der Kronendachlücken vorhandene Strahlungsangebot sind die wesentlichen Faktoren des Auftretens von Mischbaumarten. Daher ist für die Mischbaumartenförderung ein gezieltes Jagdmanagement, das die Mischbaumarten in die entsprechenden Sukzessionsphasen integriert, waldbauliche Maßnahmen vorzuziehen. Die Förderung einzelner Mischbaumarten sollte weiterhin ausschließlich qualitativ motiviert sein.

4.7.2.2 Pflegestufen und deren waldbauliche Behandlung

Etablierungsphase

Bestände der Waldetablierungsphase wurden nicht untersucht. Entsprechend den Empfehlungen des integrierten Prozessschutzes ist auf eine Pflanzung weitgehend zu verzichten. In der Naturverjüngung sollten Pionierbaumarten dominieren.

Qualifizierungsphase

In der Qualifizierungsphase steht vor allem die qualitative Differenzierung der Bestände im Vordergrund. Am Ende dieser Entwicklungsphase haben die herrschenden Bäume einen astfreien Schaft von 6 bis 10 m Länge entwickelt und die am Bestandesaufbau beteiligten Individuen können nach Qualität und Vitalität eingeschätzt werden. Pflegeeingriffe sind in dieser Phase weder nötig noch zielführend.

Auslesephase

Die Qualifizierungsphase wird durch die Auslesephase abgelöst. Das waldbauliche Ziel in dieser Entwicklungsphase ist die Erhaltung und ggf. Förderung der vitalen und qualitativ hochwertigen Bäume bzw. die Zuwachssteigerung dieser Individuen. Im herkömmlichen Sinne werden dazu 50 bis 200 Z- Bäume ausgewählt und im Rahmen von Durchforstungen je nach waldbaulicher Vorgabe alle 5 Jahre durch das Entfernen von 1 bis 7 Bedränger pro Z-Baum gefördert.

Im Rahmen der vorliegenden Studie konnte gezeigt werden, dass es keine ertragskundliche Rechtfertigung für 5-jährige Durchforstungsintervalle gibt (s. Teilprojekt Waldwachstum). Erst nach 50 Jahren ohne Pflege sinkt der Durchmesserzuwachs auf ein signifikant niedrigeres Niveau ab. 12 Jahre Nicht-Pflege besitzen keinen Einfluss. Außerdem konnte belegt werden, dass die vitalsten Bäume eines Kollektivs auch nach 50 Jahren nur geringe Unterschiede im Durchmesserzuwachs aufweisen. Des Weiteren führt eine starke Durchforstung zu flächenbezogenen Zuwachsverlusten (s. Teilprojekt Waldwachstum). In der Auslesephase im BHD Bereich von 20 bis 40 cm besitzt die Bestandesdichte einen negativen Einfluss auf den Einzelbaumzuwachs. Ab einem BHD von 40 cm ist der Durchmesserzuwachs nahezu unabhängig von der Bestandesdichte. Daraus ergibt sich eine Neuorientierung in der Auslesephase. Im Durchmesserbereich von 20 bis 40 cm können Durchforstungen zur Förderung der qualitativ besten Bäume sinnvoll sein. Hierzu sind Bedränger der Z-Bäume zu entnehmen, die die gleiche oder bessere Vitalität als die Z-Bäume aufweisen. Bäume mit geringerer Vitalität sind zu schonen. Die Eingriffsintervalle sind von 5 auf 15 Jahre zu strecken. Das bedeutet 3 Durchforstungen im Durchmesserbereich von 20 bis 40 cm.

Die Kriterien für einen Z-Baum sind:

1. Vitalität
 - Gesundheit (soweit an äußeren Merkmalen feststellbar)
 - Soziale Stellung (nur Krafft'sche Baumklasse 1 und 2)
 - Kronenform (wipfelschäftig, keine Zwiesel etc.)
 - Belaubungsdichte

2. Qualität

- keine erkennbare biotische (z.B. Insekten, Pilz- und Schälsschäden, Krebs etc)
- keine abiotischen (z.B. Sonnenbrand, Fäll- und Rückeschäden etc.) Schäden
- auf mindestens 25 % der auf dem gegebenen Standort zu erwartenden Endbaumhöhe (das entspricht i.d.R. 7 - 10 (12) in Stammlänge) ist B-Qualität zu erwarten

Werden die Kriterien für die Ausleseebäume konsequent eingehalten und nur deren schärfste Bedränger entnommen, die dann ebenfalls vorherrschende und herrschende Individuen sein müssen, sind Eingriffe in Mittel- und Unterstand grundsätzlich zu unterlassen. Dadurch wird die Rolle der Bedränger vollkommen neu definiert. Des Weiteren scheint der Erhalt von schwachwüchsigen Unterständler einen positiven Effekt auf ephiphytische Flechten zu besitzen (s. Teilprojekt Botanik). Eingriffe zur Entrümpelung von Beständen oder Bestandesteilen, in denen keine Z-Bäume gefunden wurden, sind ebenfalls grundsätzlich zu unterlassen. In Bestände, in denen kaum Ausleseebäume gefunden werden, ist nur die vorgefundene ggf. auch sehr geringe Zahl an Ausleseebäumen zu fördern. Hier gilt es vielmehr die Bestandesentwicklung abzuwarten anstatt „Ausleseebäume mit herabgesetzten Anforderungen“ auszuwählen.

Vorratspflegephase

Die Vorratspflegephase schließt an die Auslesephase an. Hier sollen die wertvollen Holzvorräte bis zur Zielstärke geführt werden.

In der Regel werden in den meisten Waldbaukonzepten schwächere Durchforstungsmaßnahmen zur weiteren Kronenpflege der Z-Bäume durchgeführt. Allerdings reduzieren Durchforstungen den flächenmäßigen Zuwachs und besitzen gemäß den vorliegenden Ergebnissen lediglich bis zu einer Stammstärke von 40 cm einen deutlichen positiven Effekt. Daher wird eine Hiebsruhe für Bestände ab BHD von 40 cm vorgeschlagen. Die Nutzung setzt erst wieder ein, wenn die ersten Bäume die Zieldurchmesser erreicht haben. Damit wird der flächenmäßige und einzelbaumbezogene Zuwachs optimal genutzt.

Dauerwaldphase

Die Dauerwaldphase sollte durch ein möglichst kleinflächiges Sukzessionsmosaik verschiedenen Waldentwicklungsphasen geprägt sein, wobei ganzflächig ältere Bäume vorhanden sind bzw. das Bestandesbild prägen. Die vorherrschende Nutzungsform ist die Zielstärkennutzung.

Die insgesamt schwächeren waldbaulichen Eingriffe sollten zu einer starken Durchmesserdiversifizierung in den Beständen geführt haben, die eine kontinuierliche Zielstärkennutzung ermöglicht. Diese ist dann konsequent für alle Bäume mit mindestens B-Holzqualität durchzuführen. Ein Teil oder alle Bäume mit schlechteren Qualitäten sind als Biotopholz zu erhalten.

4.7.2.3 Zielvorräte

Im Kapitel 4.1. (Teilprojekt Waldwachstum) wurde bereits die Frage der Zielvorräte diskutiert. Die vorliegenden Ergebnisse lassen dauerhafte Zielvorräte von 600 VFm m.R. für die hier vorgestellte waldbauliche Behandlung der Buchenwälder der Jungmoräne sinnvoll erscheinen.

4.7.2.4 Biotopholz

Lebendes sowie totes Biotopholz ist eines der Schlüsselhabitate für typische Waldarten und spielt eine bedeutende Rolle für die natürliche Artendiversität. Selbst durch naturnahe Bewirtschaftungsformen werden sie im Rahmen der Waldpflege nicht ausreichend geschützt. So konnte gezeigt werden, dass der Biotopholzanteil in den Lübecker Wirtschaftswäldern nur halb so hoch ist wie in den seit Einführung des Konzeptes nicht mehr bewirtschafteten Buchenwäldern. Es liegt die Vermutung nahe, dass nur die konsequente Extensivierung der waldbaulichen Eingriffe verbunden mit einem konsequenten Vorratsaufbau zu einer nachhaltigen Erhöhung der Biotopholzanteile führt. Als konkrete Maßnahmen und Unterlassungen sollten die bereits beschriebenen waldbaulichen Konsequenzen umgesetzt werden (vor allem das Schonen der schwachwüchsigen Unterständler sowie der mit schlechter Qualität ausgestatteten, alten Bäume). Weitere Maßnahmen zum Schutz der Alt- und Totholzbiozönose, wie sie im Rahmen des integrierten Prozessschutzes und der

Naturlandzertifizierung definiert sind, sollten selbstverständlich weiterhin durchgeführt werden.

Weiterer Forschungsbedarf besteht in der Anwendung des Schutzes aller schlechten Bäume in der Dauerwaldphase. Hier bleibt abzuwarten, wie diese die Bestandesstruktur verändern bzw. die Entwicklung von qualitativ guten, jüngeren Bäumen beeinflussen können.

4.7.2.5 Erschließung

Der Schutz der Waldböden ist ein zentraler Punkt für die Waldwirtschaft. Die Erschließung wirkt aber nicht nur direkt auf den Waldboden (Verdichtung), sondern auch indirekt als „Eintrittspforte“ für ruderale Pflanzenarten. Durch die Befahrung der Rückegassen wird eine permanente Störung hervorgerufen, die zu einer nicht erwünschten, stärkeren Ausbreitung von ruderalen Pflanzenarten und Neophyten in den Waldlebensgemeinschaften führt (s. Teilprojekt Botanik 4.3). Somit bestehen im Rahmen der Walderschließung Minimierungsoptionen für die Befahrungsintervalle und die Dichte der Erschließung. Die Befahrungsintervalle richten sich nach den Eingriffsintervallen, was eine Streckung von 5 auf 15 Jahre bedeutet (vgl. Abschnitt Pflegestufen). Die Erschließungsdichte ist durch die Naturland Waldzertifizierung mit zurzeit 40 m Abstand vorgegeben und wurde entsprechend in den letzten 15 Jahren angelegt. Zu Abweichungen kam es nur in nadelholzdominierten Beständen. Eine flächige Bodenbefahrung hat in den letzten 15 Jahren nicht mehr stattgefunden.

Für buchendominierten Beständen wird eine Ausweitung des Rückgassenabstand auf (80) bzw. 100 m vorgeschlagen. Dies lässt sich umsetzen, indem die Holzernte auf eine Zielstärkennutzung mit Bäumen, deren Höhe bei Zielstärke mehr als 40 m beträgt, konzentriert wird. Die Pflegeeingriffe werden dadurch deutlich reduziert. Somit wird auf lange Sicht der Zielstärkennutzungsanteil an der Gesamtnutzung auf über 80 % von derzeit schon 60 % ansteigen. Aufgrund der geringen Stückmasse des Durchforstungsholzes (20 bis 40 cm BHD) kann es mit Pferden an die Rückgasse vorgeliefert werden. Das Zielstärkennutzungsholz ist entsprechend zu seilen.

Teilprojekt 4.8 Betriebswirtschaftliche Bewertung

Von Lutz Fähser, Ulrich Hampicke, Götz Heeschen und Achim Schäfer

4.8.1 Die Bestandeswerte des Wirtschaftswaldes Lübeck sowie der Naturwälder „Hevenbruch“ und „Schattiner Zuschlag“ des Stadtwaldes Lübeck (Götz Heeschen, LANU)

Die betriebswirtschaftliche Bewertung umfasst folgende Waldflächen des Stadtwaldes Lübeck (ausgewerteter Holzboden):

1.533,6 ha	Wirtschaftswald auf Jungmoräne (WiW)
161,1 ha	Naturwald Hevenbruch (NW Hev)
50,5 ha	Naturwald Schattiner Zuschlag (NW Scha)

Die Bestandesdaten wurden 2003 durch die Forsteinrichtung erhoben.

Die drei Waldflächen unterscheiden sich in der Flächengröße. Sie repräsentieren bei gleichem Standort typische Buchen- und Eichenbestände des Stadtwaldes Lübeck. In der Baumarten- und Alterszusammensetzung liegen naturgemäß Unterschiede vor, vgl. Tabelle 1, Pos.1 u.2. Der Wirtschaftswald ist im Durchschnitt 83 Jahre, der Naturwald Hevenbruch 101 Jahre und der Naturwald Schattin 94 Jahre alt. Die Baumartenverteilung der drei Flächen ist ähnlich (40-50% Buche, 10-30% Eiche).

Die durchschnittlichen Bestandeswerte für Buche nach der Waldwertrechnung NRW ergeben für die drei Flächen 13.000 bis 18.000 EUR, die aufgrund der unterschiedlichen Alterszusammensetzung und der Bonitäten zustande kommen. Qualitätsunterschiede sind nicht nachweisbar, vgl. Tabelle1, Pos.3.

Die durchschnittlichen Bestandeswerte für Eiche ergeben für die drei Flächen 27.000 bis 35.000 EUR, die ebenso begründet sind. Deutliche Qualitätsunterschiede sind auch hier nicht nachweisbar, vgl. Tabelle 1 Pos.4.

Der betriebswirtschaftliche Vergleich hat also ergeben, dass die Stilllegung von Wäldern im Stadtwald Lübeck in einem Zeitraum von 20-50 Jahren zu keiner Qualitätsverschlechterung führte.

Tabelle 1

Betriebswirtschaftlicher Vergleich					
des Wirtschaftswaldes auf Jungmoräne, der Naturwälder "Hevenbruch"					
und "Schattiner Zuschlag"					
des Stadtwaldes Lübeck					
Auswertungsfläche:					
	1.533,6	ha	Wirtschaftswald auf Jungmoräne (WiW)		
	161,1	ha	Naturwald Hevenbruch (NW Hev)		
	50,5	ha	Naturwald Schattiner Zuschlag (NW Scha)		
Aufnahme	2003				
1. Altersklassenverteilung					
	WiW	NW Hev	NW Scha		
Altersklassen	%	%	%		
1	2	3	0		
2	17	0	15		
3	22	15	4		
4	10	22	21		
5	9	9	12		
6	19	10	31		
7	9	29	6		
8	4	5	0		
9	8	6	11		
	100	100	100		
d Alter Jahre	83	101	94		
2. Baumartenverteilung					
	WiW	NW Hev	NW Scha		
Baumartengrp	%	%	%		
Ei	24	14	27		
Bu	42	53	46		
ALh	10	14	8		
ALn	8	6	6		
Ki	1	0	0		
Lä	7	6	3		
Fi	8	6	10		

Dgl	1	1	0		
	100	100	100		

3. Bestandeswerte für Buche					
Ermittlung der Waldwerte nach Bestandeswerten der Waldbewertungsrichtlinie 2006 NRW					
WiW					
AKL	Fläche ha	d EKL	d B°	d Wertziffer	Wert/ha EUR
1	4,0	1,0	2,0		9.566
2	123,6	1,0	2,0	2,9	12.559
3	86,8	2,0	2,0	2,5	13.189
4	75,4	2,6	2,0	2,4	13.671
5	56,9	3,1	2,0	2,2	13.716
6	183,1	3,3	1,6	2,0	11.941
7	58,0	3,1	2,0	2,3	16.360
8	34,9	3,0	1,5	2,3	13.352
9	18,3	3,0	2,0	2,3	17.623
Sum. Bu	640,9	2,5	1,8	2,2	13.214
NW Hev					
AKL	Fläche ha	d EKL	d B°	d Wertziffer	Wert/ha EUR
1	0,3	1,0	2,0	2,0	7.984
2	0,0				
3	3,5	1,3	2,0	2,7	16.846
4	20,8	3,2	2,0	2,1	11.520
5	6,8	3,0	2,0	2,2	13.875
6	5,7	3,4	2,0	1,9	15.277
7	40,3	2,8	1,6	2,1	15.253
8	6,9	2,6	0,9	2,2	11.925
9	0,7	2,1	1,4	2,9	17.157
Sum. Bu	84,9	2,9	1,7	2,1	14.014
NW Scha					
AKL	Fläche ha	d EKL	d B°	d Wertziffer	Wert/ha EUR
1	0,0				
2	0,7	1,0	2,0		12.510
3	1,2	1,0	2,0	2,5	18.697
4	4,8	2,0	2,0	2,1	16.245
5	0,7	3,7	2,0	2,7	14.819
6	13,6	2,5	2,0	2,2	19.491
7	2,0	4,0	1,9	2,8	15.709
8	0,0				
9	0,3	3,8	1,5	2,4	12.531
Sum. Bu	23,3	2,5	2,0	2,2	18.020
Vergleich	NW Hev / WiW	+NW		NW Scha/ WiW	+NW

AKL					
1	0,83				
2				1,00	
3	1,28	bes. Bonität		1,42	bes. Bonität
4	0,84			1,19	bes. Bonität
5	1,01			1,08	
6	1,28	höh. B°		1,63	bes. Bonität, B°
7	0,93			0,96	
8	0,89				
9	0,97			0,71	
Sum. Bu	1,06			1,36	
		Ergebnis: NW keine auffällige Qualitätssteigerung.			

4. Bestandeswerte für Eiche					
Ermittlung der Waldwerte nach Bestandeswerten der Waldbewertungsrichtlinie 2006 NRW					
WiW					
AKL	Fläche ha	d EKL	d B°	d Wertziffer	Wert/ha EUR
1	15,3	1,0	2,0		14.641
2	60,0	1,0	2,0	2,5	17.529
3	44,4	1,8	1,8	2,5	19.569
4	36,0	2,0	1,4	2,2	18.754
5	16,2	2,0	1,3	2,3	20.541
6	32,3	2,0	1,1	2,2	19.596
7	34,6	2,0	1,2	2,0	23.849
8	30,1	1,0	1,3	1,8	41.683
9	98,8	1,0	1,2	1,9	43.406
Sum. Ei	367,7	1,4	1,5	2,0	27.616
alle Ba	1533,6				14.507
NW Hev					
AKL	Fläche ha	d EKL	d B°	d Wertziffer	Wert/ha EUR
1	0,0				
2	0,0				
3	0,9	2,0	2,0	2,2	20.733
4	4,6	2,0	1,4	2,3	17.966
5	4,1	2,0	1,1	2,1	17.987
6	0,1	3,0	1,6	3,0	19.388
7	3,8	1,5	1,1	2,0	29.885
8	0,0				
9	9,8	1,1	1,4	1,6	46.855
Sum. Ei	23,3	1,5	1,3	1,9	32.202
alle Ba	161,1				14.014
NW Scha					
AKL	Fläche ha	d EKL	d B°	d Wertziffer	Wert/ha EUR
1	0,0				
2	0,1	1,0	1,4		12.832
3	0,1	2,0	1,5	2,0	17.833
4	3,0	1,9	2,0	2,3	25.463
5	3,8	1,0	1,6	2,4	33.224
6	0,5	1,0	1,2	2,3	29.556
7	0,9	1,0	1,2	2,4	34.131
8	0,0				
9	5,3	1,0	1,3	2,0	43.831

Sum. Ei	13,7	1,4	1,9	2,2	35.352
alle Ba	50,5				20.582
Vergleich	NW Hev / WiW	+NW		NW Scha/ WiW	+NW
AKL					
1					
2				0,73	
3	1,06	höh.B°+dWZ		0,91	
4	0,96			1,36	höh.B°
5	0,88			1,62	höh.B°, EKL
6	0,99			1,51	höh. EKL
7	1,25	bes. Bonität		1,43	höh. EKL
8					
9	1,08	höh.B°+dWZ		1,01	
Sum. Ei	1,17			1,28	
		Ergebnis: NW nur teilweise leichte Qualitätssteigerung.			

4.8.2 Ökonomische Analyse und Bewertung des Referenzwaldes „Schattiner Zuschlag“ im Hinblick auf das betriebswirtschaftliche Prinzip der Kostenminimierung (Achim Schäfer & Ulrich Hampicke)

4.8.2.1 Einleitung

Im Rahmen des von der DBU geförderten Projektes „Nutzung ökologischer Potenziale von Buchenwäldern für eine multifunktionale Bewirtschaftung“ soll geprüft werden, ob eine naturnahe Waldnutzung nach dem Lübecker Konzept auch ökonomisch sinnvoll ist. Nach dem Lübecker Konzept sollen sich die Bewirtschaftung der Wälder an der natürlichen Waldgesellschaft und die Erträge aus der Holznutzung an dem natürlichen Ertragsniveau der Standorte orientieren. Das betriebswirtschaftliche Ergebnis soll durch die Minimierung der waldbaulichen Eingriffe optimiert werden (Minimum-Prinzip).

Ziel des Konzeptes ist die Produktion von qualitativ hochwertigem Stammholz durch eine konsequente Reduktion kostenintensiver Pflegemaßnahmen. Insbesondere in den ersten zwei Altersklassen soll bis zum Alter von 40 Jahren eine natürliche Waldentwicklung ohne waldbauliche Eingriffe erfolgen. Die Befürworter des Minimum-Prinzips vertreten die These, dass der Verzicht auf eine intensive Waldwirtschaft betriebswirtschaftlich der beste Weg ist und die Rentabilität mindestens so hoch ist wie in herkömmlich bewirtschafteten Wäldern, in vielen Fällen sogar deutlich höher.

Aus ökonomischer Sicht stellt sich die Frage, ob eine Waldbewirtschaftung ohne regulierende Eingriffe in den ersten drei Altersklassen im Ergebnis vorteilhafter ist als eine herkömmliche Forstwirtschaft. Für die im Zentrum des Forschungsvorhabens stehenden Buchenwälder wird im nachfolgenden eine ökonomische Analyse am Beispiel der Referenzfläche Schattiner Zuschlag (SZ) durchgeführt. Dabei wird der Frage nachgegangen, ob eine Variante des Minimum-Prinzips, nämlich eine über mehr als fünf Jahrzehnte aussetzende Bewirtschaftung, wirtschaftlich erfolgreich war.

4.8.2.2 Allgemeine Beschreibung des Referenzwaldes Schattiner Zuschlag

Der SZ (OFN 50) befindet sich seit dem 14. Jh. im Eigentum des St. Johannis-Jungfrauenklosters Lübeck. Das nordöstlich des Ratzeburger Sees in Mecklenburg-Vorpommern gelegene Waldgebiet befand sich nach 1945 im Hoheitsgebiet der DDR, die den Kirchenwald nicht enteignete. Von 1945 bis 1948 erfolgten in hiebsreifen Eichenbeständen Reparationshiebe. Danach fand bis 1990 keine ordnungsgemäße

forstwirtschaftliche Nutzung statt. Mit Ausnahme geringer Nutzungen nach Windwurf wurden keine nennenswerten Nutzungen durchgeführt. Nach der Wende erfolgte 1991 die Rückgabe an die Stadt Lübeck. Aufgrund erheblicher Pflegerückstände wäre der Wald üblicherweise durchforstet worden. Das Forstamt Lübeck entschied jedoch, nicht einzugreifen und den Wald sich selbst zu überlassen. Der SZ ist heute eine der Referenzflächen des Forstamtes und dient zur Beobachtung und Dokumentation der natürlichen Entwicklung (Fähser, schriftl. Mitt.).

Der Wald befindet sich im Übergangsbereich vom atlantischen zum subkontinentalen Klima mit 600-700 mm Niederschlag im Jahr. Aufgrund der gut nährstoffversorgten Böden erreichen alle Baumarten höchste Leistungsklassen. Obwohl in dem Wald seit über 50 Jahren keine ordnungsgemäße forstliche Nutzung stattfand, beeindrucken heute die dort sehr gut gewachsenen, wertvollen Buchenbestände.

Die Holzbodenfläche im SZ umfasst 50,83 ha. Mit 23,64 ha nehmen die Buchen etwa 46,51 % des Waldortes ein, danach folgen die Eichen mit einem Flächenumfang von 13,65 ha (= 26,85 %) und andere Laubhölzer mit hoher Umtriebszeit (Alh). Zusammen mit den Laubhölzern (Aln) mit niedriger Umtriebszeit beträgt der Laubwaldanteil etwa 87 %.

Tab. 1 Altersklassen-, Baumartenverteilung und Waldfläche (in ha)

Akl	Buche	Eiche	Alh*	Fichte	Lärche	Aln*
0	0,31		0,03			
1		0,09	0,03			
2	0,71		1,45	3,64		1,7
3	1,16	0,03	0,16	0,37		0,46
4	4,78	3,03	1,15	0,36	0,63	0,74
5	0,66	3,81		0,73	0,67	
6	13,67	0,53	1,08	0,25		0,09
7	2,05	0,88				
8						
9	0,3	5,28				
Insgesamt	23,64	13,65	3,9	5,35	1,3	2,99
Anteil (%)	46,51	26,85	7,68	10,52	2,56	5,88

* Alh = Andere Laubhölzer mit hoher Umtriebszeit. Aln = Laubhölzer mit niedriger Umtriebszeit.

Von den 5,35 ha (= 10,52 %) umfassenden Fichtenbeständen wurde der in der zweiten Altersklasse ausgewiesene Bestand um 1970 aufgeforstet. Der mittlerweile knapp 40 Jahre alte Bestand weist mit sehr hohen Stammzahlen ein deutlich erkennbares Pflegedefizit auf. Aufgrund des reichlich vorhandenen Rotwildes sind auch erhebliche Schälsschäden zu erkennen. In dem Bestand soll trotz möglicher erntekostenfreier Erlöse auch weiterhin keine

Durchforstung stattfinden, da man beobachten möchte, wie sich der nicht standortsgemäße Fichtenbestand weiterhin entwickeln wird.

4.8.2.3 Methodik und Vorgehensweise

Eine Waldbewirtschaftung nach dem Lübecker Konzept zielt auf eine Minimierung waldbaulicher Eingriffe. Damit unterscheidet sich das Konzept deutlich von anderen, in der Praxis üblichen eingriffsintensiveren Konzepten der Buchenwaldbewirtschaftung in Norddeutschland, wie sie insbesondere in den Landesforsten in Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern praktiziert werden.

Aus ökonomischer Sicht geht es bei der Holzproduktion um den Einsatz von knappen Mitteln zur Erreichung von Zielen. Das Kriterium der ökonomischen Effizienz verlangt, entweder mit einem gegebenen Bündel an Aufwandsfaktoren ein maximales Ergebnis zu erzielen oder ein gegebenes Ziel mit minimalem Aufwand zu erreichen. Effizienz nach dem Minimum-Prinzip bedeutet, dass eine Minimalkostenkombination realisiert, also eine gegebene Produktmenge (z.B. Festmeter Holz) unter Berücksichtigung der Faktorpreise zu den niedrigsten Kosten produziert wird. Die betriebliche Wertschöpfung erfolgt durch die Kombination natürlicher Produktivkräfte (biologische Produktion), Arbeit und technischer Hilfsmittel (Kapital). Realisiert wird die Wertschöpfung letztendlich durch den Verkauf von Holz. Das Minimum-Prinzip muss seine Vorteilhaftigkeit also am Markt unter Beweis stellen.

In der alltäglichen Praxis werden ökonomische Analysen entweder ex-ante als Entscheidungshilfen für die Beurteilung zukünftiger Ereignisse (z.B. Investitionsrechnung, Nutzungsstrategien) oder ex-post als Erfolgskontrolle durchgeführt. Für die Beurteilung der Vorteilhaftigkeit unterschiedlicher Eingriffsintensitäten sind grundsätzlich beide Varianten geeignet. Bei einer ex-ante Betrachtung werden für die Abschätzung der naturalen Erträge, für die Ableitung zukünftiger Nutzungsstrategien in Misch- und Reinbeständen sowie den Vergleich forstlicher Managementstrategien mittlerweile sehr leistungsfähige Waldwachstumsmodelle verwendet (z.B. Nagel et al. 2002, Nagel 2004, Duda 2006). Im Rahmen des Projektes wurden für die Wälder des Lübecker Forstamtes ebenfalls Simulationen mit dem Waldwachstumssimulator BWinPro vorgenommen.

Angesichts beschränkter Ressourcen konnte eine ökonomische ex-ante Analyse hier nicht durchgeführt werden. Neben der Klärung methodischer Fragen hätten auch zusätzliche Abstimmungen und umfangreichere Kalkulationen durchgeführt werden müssen. Stattdessen

werden auf Grundlage der Inventurdaten aus dem Jahre 2003 und entsprechender Auswertungen sowie Berechnungen zum Bestandeswert eine ex-post Analyse für die Baumart Buche im SZ durchgeführt. Dabei werden drei unterschiedliche Eingriffsintensitäten betrachtet: fünfzig Jahre Nullnutzung (OFN_{50}) sowie eine mäßige und eine starke Durchforstung eines hypothetisch bewirtschafteten Buchenwaldes nach Ertragstafel Schober (1995); nachfolgend als „MFN₅₀-Wald“ bezeichnet. Vereinfachend wird bei der Ermittlung des Vorrates und der Durchforstungen sowie der Endnutzung im Alter der Umtriebszeit eine ertragstafelgemäße Bestandesentwicklung angenommen. Entsprechend den oben beschriebenen standörtlichen Begebenheiten werden hohe naturale Erträge nach der ersten Ertragsklasse (Ekl. I) und eine volle Bestockung ($r = 1$) unterstellt.

Ertragstafeln wurden in der forstlichen Praxis für die Behandlung gleichaltriger Reinbestände entwickelt. Die den Tafeln zugrunde liegenden Zuwächse sind aus vorhandenen älteren Beständen hergeleitet und gelten für bestimmte waldbauliche Behandlungskonzepte. Auch aufgrund sich ändernder Umweltbedingungen (atmosphärische N-Einträge, höherer CO_2 -Gehalt und längere Vegetationsperioden) hat sich das Wachstum der Waldbestände in den vergangenen Jahrzehnten deutlich verändert. In der Praxis werden zum Teil starke Abweichungen zwischen Ertragstafelschätzung und der Realität bei Zuwachs, Bestandesmitteldurchmesser und Vorrat festgestellt (z.B. Spellmann 1991, Spiecker et al. 1996).

Die **Bestandeswerte** des MFN₅₀-Waldes werden entsprechend der Waldbewertungsrichtlinie Nordrhein-Westfalen (WBR NRW, Stand 2003) nach dem Alterswertfaktorenverfahren nach folgender Formel berechnet:

$$H_a = ((Au - c) \cdot Awf + c) \cdot r$$

Au = Abtriebswert im Alter der Umtriebszeit (140 Jahre) nach Anlage 1 WBR NRW,

c = Bestandesbegründungskosten nach Anlage 11 WBR NRW,

Awf = Alterswertfaktor für Kulturalter nach Anlage 12 WBR NRW,

r = Reduktionsfaktor bei verringertem Bestockungsgrad nach Anlage 13 WBR NRW.

Bei der Kalkulation des Bestandeswertes und der erntekostenfreien Erlöse aus Vor- und Endnutzung werden die Vorräte nach Bestandessortentafeln in Sortimente aufgeteilt. Für die Güteansprache des aufstockenden Holzes ist der Bestandesmitteldurchmesser die entscheidende Größe. In der WBR NRW erfolgt eine Einstufung nach Wertziffern 1 bis 5. Die Wertziffern sind bei der Baumart Buche auf eine Umtriebszeit von 120 beziehungsweise 140 Jahre eingestellt. Bei der Berechnung der Au-Werte werden die in der WBR NRW ausgewiesenen Durchschnittspreise nach BHD-Stufen gemäß den ausgewiesenen Werten in

der Ertragstafel vorgenommen. Den Wertziffern liegt die Sortentafel für die Baumart Buche nach Anlage 9 der WBR NRW zugrunde.

In Tabelle 2 sind die der Berechnung zugrunde gelegten Parameter für die mäßige und starke Durchforstung nach Ertragstafel Schober aufgelistet. Für die Berechnung des Au-Wertes wird konservativ von einer mittleren Wertziffer 3 ausgegangen, obwohl aufgrund der optimalen naturalen Bedingungen eine Einstufung nach Wertziffer 2 oder 1 durchaus vertretbar wäre. Bei der mäßigen (starken) Durchforstung lägen die Au-Werte bei Wertziffer 2 um 12 % (16 %) und bei Wertziffer 1 um 28 % (36 %) über den hier angenommenen Werten. Bei der Interpretation der Ergebnisse der beiden MFN₅₀-Wälder werden diese Unterschätzungen bei den Bestandeswerten und den erntekostenfreien Erlösen gegebenenfalls zu berücksichtigen sein.

Tab. 2: Parameter zur Berechnung der Abtriebswerte im Alter der Umtriebszeit

		mäßige DF	starke DF
Vorrat	Efm o.R. / ha	505	394
BHD	cm	50	54
Wertziffer		3	3
Erlös *	EUR / fm	82,61	89,73
Erntekosten *	EUR / fm	19,12	18,88
Au	EUR / ha	32.062	27.892
c	EUR / ha	2.600	2.600
r		1	1

* Erlöse nach Anlage 7-2, Erntekosten nach Anlage 6-3 und Bestandesbegründungskosten (c) nach Anlage 11 der WBR NRW, Stand 2003.

Danach wird der Frage nachgegangen, welche **erntekostenfreien Erlöse** in den MFN₅₀-Wäldern hätten erzielt werden können. Nach der im Jahre 2003 in der Inventur ausgewiesenen Alterklassenverteilung werden die Vor- und Endnutzungen der vergangenen fünf Dekaden bis zum Jahr 1953 zurückgerechnet. Die erntekostenfreien Erlöse werden in Preisen von 2003 berechnet. Dabei werden auch hier die Beträge nach Wertziffer 3 für Holzerlöse und Erntekosten angenommen. Weiterhin wird davon ausgegangen, dass bei einem BHD unter 20 cm keine erntekostenfreien Erlöse erzielt werden können, aber auch keine weiteren Kosten bei der Durchforstung angefallen sind. Die erntekostenfreien Erlöse der vergangenen fünf Jahrzehnte werden dann mit den Erzeugerpreisindizes für forstwirtschaftliche Produkte der deutschen Staatsforste des Statistischen Bundesamtes deflationiert.² Danach wird der Barwert der erntekostenfreien Erlöse aus den Vor- und Endnutzungen für das Jahr 2003 berechnet; dabei wird ein Zinssatz von 4 % p.a. angenommen.

Abschließend wird der Barwert der **eingesparten laufenden Kosten** durch Nicht-Bewirtschaftung anhand heutiger Vergleichswerte modellhaft hergeleitet.

² Ausführliche methodische Erläuterungen zum Forstpreisindex enthält Heft 2/1999 der Zeitschrift Wirtschaft und Statistik. Herrn Björn Seintsch vom Institut für Ökonomie der Forst- und Holzwirtschaft des Johann Heinrich von Thünen-Instituts (vTI) sei an dieser Stelle für die unkomplizierte und schnelle Übersendung der Indizes gedankt.

4.8.2.4 Ergebnisse

4.8.2.4.1 Holzvorräte

Tabelle 3 zeigt die Buchenholzvorräte im SZ (OFN₅₀) nach den Erhebungen der im Jahre 2003 durchgeführten Inventur und in den MFN₅₀-Wäldern, die nach Ertragstafel iterativ nach dem jeweiligen Durchschnittsalter hergeleitet wurden. Für die beiden 170 beziehungsweise 190 Jahre alten Bestände in der Altersklasse 9 werden aufgrund der bereits stattgefundenen Endnutzung im Alter von 140 Jahren keine Vorräte ausgewiesen.

Tab. 3: Altersklassen, Flächen und Holzvorräte

Akl	Fläche ha	OFN ₅₀	mäßige DF Efm	starke DF
0	0,31	27	0	0
1	0	0	0	0
2	0,71	88	27	27
3	1,16	657	241	225
4	4,78	2.298	1.379	1.224
5	0,66	301	301	252
6	13,67	8.424	7.323	5.927
7	2,05	908	1.226	966
8	0	0	0	0
9	0,30	214	0	0
Insgesamt	23,64	12.917	10.497	8.621
Efm / ha		546,4	443,8	364,7
Anteil		100,0 %	81,2 %	66,7 %

In Tabelle 3 fällt die ungleiche Altersstruktur deutlich ins Auge. Die höchsten Vorräte sind in Altersklasse 6 zu beobachten; die Bestände waren 2003 zwischen 111 und 113 Jahre alt. Die Vorräte in dieser Altersklasse unterscheiden sich bei den drei Wäldern deutlich voneinander. Im Vergleich zum unbewirtschafteten Wald wären in den beiden MFN₅₀-Wäldern bei mäßiger (starker) Durchforstung nur etwa 81 % (67 %) des Holzvorrates vorhanden. Beachtenswert sind auch die deutlich höheren Vorräte in dem seit über fünfzig Jahren nicht bewirtschafteten Wald gegenüber den MFN₅₀-Wäldern. An dieser Stelle wird deutlich, dass die Nichtnutzung im SZ zu einem deutlichen Vorratsaufbau geführt hat, über deren wertmäßigen Umfang anhand der Bestandeswerte sogleich berichtet wird.

4.8.2.4.2 Bestandeswert

In Tabelle 4 sind die Ergebnisse der Berechnungen zum Bestandeswert für die MFN₅₀-Wälder aufgelistet. Entsprechend den hohen Vorräten in der Altersklasse 6 sind hier auch die wertvollsten Bestände zu verzeichnen. In der Altersklasse 9 werden bei der mäßigen und starken Durchforstung keine Bestandeswerte ausgewiesen, da die Bestände bereits 1953 beziehungsweise 1973 hiebsreif waren und geerntet wurden.

Der Bestandeswert des OFN₅₀-Waldes wurde auf der Grundlage der 2003 durchgeführten Inventur von Herrn Heeschen vom LANU Flintbek berechnet. Ein Vergleich der Bestandeswerte des OFN₅₀-Waldes mit den MFN₅₀-Wäldern erscheint aufgrund unterschiedlicher Berechnungsmethoden nicht geeignet und soll hier unterbleiben. Aufgrund der im SZ in Augenschein genommenen wertvollen Buchenbestände ist es für die Verfasser nur schwer nachvollziehbar, dass die vorratsreichen Buchenbestände im OFN₅₀-Wald weniger wert sein sollen als die nach Ertragstafel kalkulierten vorratsarmen Buchenbestände. Die nach Ertragstafel berechneten Werte sind für die tatsächliche vorhandene Altersklassenstruktur durchaus plausibel und entsprechen dem hier unterstellten Preisniveau aus dem Jahre 2003. Die Werte je Festmeter für die MFN₅₀-Wälder liegen in der Größenordnung etwas unter den im Forstamt Lübeck in den vergangenen Jahren erzielten durchschnittlichen Holzerlösen in Höhe von 63 EUR je Efm für alle Baumarten zusammen (Fähser 2008, mündliche Mitteilung).

Tab. 4: Bestandeswerte

Akl	Fläche ha	mäßige DF EUR	starke DF
0	0,31		
1	0	0	0
2	0,71	6.678	5.994
3	1,16	17.593	15.530
4	4,78	87.676	77.027
5	0,66	16.248	14.191
6	13,67	389.640	339.526
7	2,05	64.383	56.025
8	0	0	0
9	0,30	0 *	0 *
Insgesamt	23,64	582.218	508.293
EUR / ha		24.629	21.501
EUR/ fm		55,50	58,96

*Aufgrund vollständiger Nutzung kein Bestandeswert.

Nun soll der Frage nachgegangen werden, wie hoch der Verzicht auf erntekostenfreie Erlöse aus Vor- und Endnutzung in den MFN₅₀-Wäldern sowie die eingesparten laufenden Kosten im OFN₅₀-Wald sind.

4.8.2.4.3 Erntekostenfreie Erlöse aus Durchforstung und Endnutzung

In den Tabellen 5 und 6 wird der Barwert der erntekostenfreien Erlöse für die MFN₅₀-Wälder schrittweise hergeleitet. Auf eine detaillierte Darstellung der dekadensweisen Berechnung der laufenden Erlöse soll aus Gründen der besseren Übersicht an dieser Stelle verzichtet werden.

Tab. 5: Erntekostenfreie Erlöse im MFN₅₀-Wald bei mäßiger Durchforstung

	Erlös, laufend		Erlös, preisbereinigt	Barwert
Jahr	EUR	Preisindex	in EUR _{2.005}	i = 4% p.a.
1953	4.251 *	0,643	2.734	19.426
1963	508	0,633	322	1.544
1973	6.301 *	0,757	4.767	15.461
1983	3.626	1,233	4.471	9.797
1993	6.465	0,963	6.222	9.211
2003	12.075	1	12.075	12.075
				67.513

* einschließlich Endnutzung.

In der zweiten Spalte werden die laufenden erntekostenfreien Erlöse ausgewiesen. Durch Multiplikation mit den oben genannten forstwirtschaftlichen Preisindizes ergeben sich in der vierten Spalte die preisbereinigten Werte für das Jahr 2005. Eine Umrechnung der Preisindizes auf das Bezugsjahr der Inventur (2003) wurde nicht vorgenommen; die Abweichungen sind marginal und bewegen sich im unteren Unschärfbereich der übrigen Schätzwerte. Die letzte Spalte enthält die Barwerte für das Jahr 2003.

Tab. 6: Erntekostenfreie Erlöse im MFN₅₀-Wald bei starker Durchforstung

	Erlös, laufend		Erlös, preisbereinigt	Barwert
Jahr	EUR	Preisindex	in EUR _{2.005}	i = 4% p.a.
1953	4.111 *	0,643	2.644	18.788
1963	1.755	0,633	1.111	5.332
1973	10.245 *	0,757	7.751	25.138
1983	9.571	1,233	11.800	25.856
1993	12.388	0,963	11.924	17.650
2003	18.719	1	18.719	18.719
				111.483

* einschließlich Endnutzung.

Wäre der Buchenwald im Schattiner Zuschlag ertragstafelgemäß bewirtschaftet worden, dann entspricht der Barwert im Jahre 2003 in der Summe genau dem Betrag, auf den in den vergangenen fünfzig Jahren infolge Nichtnutzung verzichtet wurde. Bei einer mäßigen Durchforstung sind dies **67.513 EUR** und bei der starken Durchforstung **111.483 EUR**. Eine Sensitivitätsanalyse gegenüber dem angenommenen Zinssatz erfolgt im Abschnitt 6.

4.8.2.4.4 Ermittlung der eingesparten laufenden Kosten infolge Nicht-Bewirtschaftung

Bei der Berechnung des Barwerts (2003) der eingesparten laufenden Kosten für den Zeitraum von 1953 bis 2003 wird von folgenden Annahmen ausgegangen:

- Die laufenden Kosten werden für 2003 sehr zurückhaltend mit 30 EUR pro ha und Jahr geschätzt. Die Grundlage sind die Buchführungsergebnisse der Testbetriebe im Privatwald ab 200 ha Waldfläche für das Forstwirtschaftsjahr 2003. Die Positionen 76 - 79 (Waldpflege, -schutz und -erschließung sowie Investitionen Wege) wurden auf 30 EUR je ha und Jahr abgerundet (BMVEL 200, S. 97).
- Die Kosten haben sich im Betrachtungszeitraum zu laufenden Preisen verzehnfacht, sind also linear von 3 auf 30 EUR angestiegen. Dies unterschätzt eher frühere Kosten.
- Kosten früherer Perioden werden mit $i = 0,04$ (4% p.a.) nominal auf 2003 aufgezinst, ebenfalls ein zurückhaltender Wert.

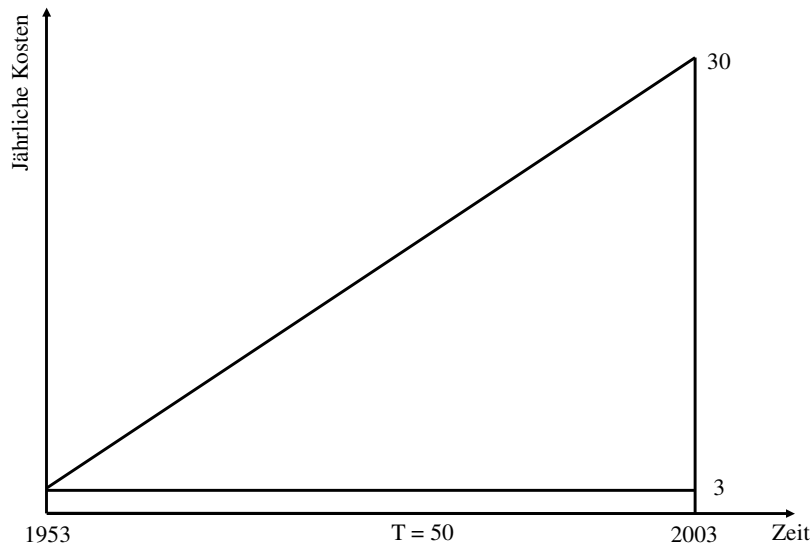


Abb. 1: Eingesparte laufende Kosten

Die Ermittlung der eingesparten laufenden Kosten erfolgt einfacher im Modell stetiger statt diskreter Verzinsung. Dazu muss der Zinssatz $j = \ln 1,04$ herangezogen werden. Es werden eine konstante jährliche Zahlung von 3 EUR und eine bei Null beginnende linear wachsende Zahlung mit der Steigung $27/50$ mit j diskontiert und integriert. Der Barwert (PV) beträgt:

$$PV = \int_0^{50} \left(3e^{jt} + \frac{27}{50} te^{jt} \right) dt$$

Der zweite Summand im Integranden erfordert partielle Integration nach $\int u'v = uv - \int v'u$.

Mit $u' = e^{jt}$, $u = \frac{e^{jt}}{j}$, $v = t$, $v' = 1$ ergibt sich:

$$PV = \frac{3}{j} \left(e^{jT} \right)_0^T + \left(\frac{te^{jt}}{j} - \frac{e^{jt}}{j^2} \right)_0^T = \frac{3}{j} (e^{jT} - 1) + \frac{27}{50} \left(\frac{Te^{jT}}{j} - \frac{e^{jT}}{j^2} + \frac{1}{j^2} \right).$$

Mit $T = 50$ und $\ln 1,04 = 0,0392207$ errechnet sich ein Barwert pro Hektar von 3.215,71 EUR. Multipliziert mit 23,64 ha ergibt sich ein Barwert von 76.019,27 EUR. Auch hier erfolgt eine Sensitivitätsanalyse bezüglich des Zinssatzes und der Kostensteigerungsrate im Abschnitt 6.

4.8.2.5 Vergleich zwischen OFN₅₀-Wald und den MFN₅₀-Wäldern

Da, wie oben ausgeführt, ein belastbarer Bestandeswert für den OFN₅₀-Wald nach Auffassung der Autoren nicht vorliegt, kann die Frage, ob das Minimum-Prinzip nach dem Lübecker Konzept betriebswirtschaftlich vorteilhafter ist als eine herkömmliche Bewirtschaftung, nur teilweise und indirekt beantwortet werden, und zwar auf folgende Weise.

Zunächst werden in Tabelle 7 die Barwerte der MFN₅₀-Wälder zusammengestellt. Sie bestehen aus der Summe der Bestandeswerte gemäß Tabelle 4 und der kapitalisierten erntekostenfreien Erlöse der Vornutzungen gemäß Tabellen 5 und 6, abzüglich der kapitalisierten laufenden Kosten gemäß Abschnitt 4.8.2.4.4.

Tab. 7: Barwerte der MFN₅₀-Wälder

		mäßige DF	starke DF
Bestandeswert ₂₀₀₃	EUR	582.218	508.293
Barwert ₂₀₀₃			
- erntekostenfreie Erlöse der Vornutzungen	EUR	67.513	111.483
- laufende Kosten	EUR	-76.019	-76.019
Insgesamt		573.712	543.757

Die Bewirtschaftung mit mäßiger Durchforstung wäre nach Tabelle 7 vorteilhafter als mit starker Durchforstung gewesen. Daher wird im Folgenden im Wesentlichen sie für den Vergleich mit dem OFN₅₀-Wald herangezogen.

Nach der 2003 durchgeführten Inventur beträgt der Vorrat im OFN₅₀-Wald 12.917 Efm. Soll dieser Vorrat einen Wert von 573.712 EUR beinhalten (den Barwert bei mäßiger Durchforstung), so muss der durchschnittliche erntekostenfreie Preis je Efm mindestens

44,42 EURO

betragen. Liegt er über diesem Schwellenwert, so ist das betriebswirtschaftliche Ergebnis des OFN₅₀-Waldes besser als das des MFN₅₀-Vergleichswaldes, liegt er darunter, so ist es schlechter. In Tabelle 4 sind die durchschnittlichen erntekostenfreien Werte der Holzvorräte in den MFN₅₀-Wäldern mit mäßiger und starker Durchforstung mit 55,50 beziehungsweise 58,96 EUR pro fm ausgewiesen. Der durchschnittliche Wert des Holzvorrats im OFN₅₀-Wald müsste auf Grund der fehlenden Bewirtschaftung um 32,7 % beziehungsweise 24,9 % unter denen der Vergleichswälder liegen, um ihn betriebswirtschaftlich schlechter zu stellen.

4.8.2.6 Sensitivitätsanalysen

Im Folgenden wird die Stabilität des erzielten Ergebnisses gegenüber der Variation folgender Größen geprüft:

- nomineller Kapitalisierungszins
- Steigerungsrate der laufenden Kosten
- Zuverlässigkeit von Ertragstafeln.

Die ersten beiden Sensitivitätsanalysen erfolgen simultan in Tabelle 8. Wird unterstellt, dass sich die laufenden Bewirtschaftungskosten von 30 EUR pro Hektar im Jahre 2003 seit 1953 nicht verzehnfacht, sondern nur verfünffacht oder verdreifacht haben, so muss dies in der Formel des Abschnittes 4.8 berücksichtigt werden. Für eine Verfünffachung müsste sie lauten:

$$PV = \frac{6}{j} (e^{jT} - 1) + \frac{24}{50} \left(\frac{Te^{jT}}{j} - \frac{e^{jT}}{j^2} + \frac{1}{j^2} \right)$$

und analog für eine Verdreifachung. In den Spalten der Tabelle 8 ist dies jeweils durch die Werte 3,6 und 10 (Kosten in EUR im Jahre 1953) ausgedrückt. Dies entspricht jeweils einer Kostensteigerungsrate von 4,71%, 3,27% und 2,22% p.a. Bei der Variation des Zinssatzes ist zu beachten, dass dies nicht nur in die Berechnung des Barwertes der Bewirtschaftungskosten, sondern auch in den der Vornutzungen eingehen muss.

Tab. 8: Sensitivitätsanalyse gegenüber Inflationsrate und Zinssatz

	Kosten ₁₉₅₃ (EUR je ha)		
	3	6	10
Zinssatz	Schwellenwert (EUR)		
3 %	45,06	44,82	44,50
4 %	44,42	44,12	43,72
5 %	43,46	43,09	42,60
	Veränderung		
3 %	1,014	1,009	1,002
4 %	1,000	0,993	0,984
5 %	0,979	0,970	0,959

Die Tabelle 8 zeigt, dass das vorliegende Ergebnis gegenüber Variationen des Zinssatzes und der Steigerungsrate der Bewirtschaftungskosten fast insensitiv und damit sehr stabil ist. Bei gegebenem Zinssatz und langsamer wachsenden (in früheren Jahrzehnten höheren) Bewirtschaftungskosten – das heißt in Bewegung innerhalb einer Zeile in Tabelle 8 nach rechts – sinkt der Schwellenwert, den der durchschnittliche Holzpreis im OFN₅₀-Wald mindestens erreichen muss, weil sich der Barwert der Bewirtschaftungskosten leicht erhöht und damit der Erfolg des MFN₅₀-Vergleichswaldes leicht sinkt. Bei Bewegung nach unten innerhalb einer Spalte sinkt der Schwellenwert nur sehr wenig, weil sich die Auswirkungen veränderten Zinssatzes auf die Barwerte der Bewirtschaftungskosten und die der Vornutzungen gegenseitig fast kompensieren. Wird ein sinnvoller Nominalzinssatz für den Zeitraum 1953 bis 2003 eher über als unter 4% p.a. angesetzt, so erscheint der hier errechnete Schwellenwert von 44,42 EUR eher als leicht übertrieben.

Wie in Abschnitt 3 schon erwähnt, unterschätzen Jahrzehnte alte Ertragstafeln nach weithin geteilter Ansicht das heutige Waldwachstum. Gründe können die Düngung mit Stickstoff aus der Luft, der höhere CO₂-Gehalt der Luft oder verbesserte Wirtschaftsmethoden sein. Es darf nicht darüber hinweggesehen werden, dass hieraus eine Benachteiligung der MFN₅₀-Wälder im Vergleich mit dem OFN₅₀-Wald resultieren kann. Zur Abschätzung dieses Fehlerrisikos dient folgende Überlegung:

Angenommen, der durchschnittliche erntekostenfreie Holzwert im Bestand des OFN₅₀-Waldes wäre derselbe wie im MFN₅₀-Wald bei mäßiger Durchforstung und läge gerundet bei 55 EUR je Efm gemäß Tabelle 4. Dann betrüge der Bestandeswert des OFN₅₀-Waldes bei dem Vorrat von 12.917 Efm gemäß Tabelle 3 710.435 EUR und läge um 23,8% über dem Bestandeswert des günstigsten MFN₅₀-Waldes aus Tabelle 7. Wäre der durchschnittliche Holzpreis des OFN₅₀-Waldes richtig geschätzt, so müsste die verwendete Ertragstafel den MFN₅₀-Wald um etwa 20% zu gering beurteilen, damit der reale (schneller wachsende) MFN₅₀-Wald denselben betriebswirtschaftlichen Erfolg wie der OFN₅₀-Wald zeigte.

Eine derartige Unterschätzung des Waldwachstums durch die Ertragstafel ist nicht auszuschließen, jedoch auch nicht wahrscheinlich, da ein erheblicher Anteil des Zuwachses der hier verglichenen Wälder in früheren Jahrzehnten erfolgte, für die die Ertragstafel besser zutreffende Werte lieferte. Ob der durchschnittliche Holzwert im OFN₅₀-Wald derzeit wirklich 55 EUR pro fm beträgt, ist jedoch auch nicht sicher, so dass dieser Punkt im Vorliegenden nicht zufriedenstellend geklärt werden kann.

Zu prüfen wäre auch die Korrektheit der im Abschnitt 3, insbesondere Tabelle 2 verwendeten Wertziffer 3. Zu einem fehlerhaften Vergleich der Wälder führt eine zu niedrig angenommene Wertziffer freilich nur, wenn MFN₅₀- und OFN₅₀-Wald hiervon unterschiedlich stark betroffen werden, der MFN₅₀-Wald von besseren Standortsbedingungen mehr profitierte als der OFN₅₀-Wald. Dafür sind keine deutlichen Anhaltspunkte zu erkennen.

4.8.2.7 Zusammenfassung und Ausblick

Ein hieb- und stichfester Vergleich des Wirtschaftserfolges des Referenzwaldes Schattiner Zuschlag (OFN₅₀) im Vergleich zu hypothetischen konventionell bewirtschafteten Wäldern (MFN₅₀) erforderte Daten, die nicht vorliegen. Dazu gehörten eine belastbare Bestandesbewertung des Schattinger Zuschlages und ein Wachstumsmodell für konventionell bewirtschaftete Wälder, welches die heute diskutierten Mängel der Ertragstafeln behebt.

Auf der Basis vorhandener Daten konnten in dieser Arbeit folgende Teilergebnisse für den Buchenbestand erzielt werden:

1. Sehr niedrig angenommene laufende Kosten im konventionell bewirtschafteten Wald von 30 EUR je ha und Jahr gleichen sich mehr oder weniger mit den Erlösen aus Vornutzungen aus. Beide kapitalisierten Werte für die Periode 1953 bis 2003 sind von derselben Größenordnung, weitgehend unabhängig vom Zinssatz und von Annahmen über frühere laufende Kosten. Entscheidend für den Vergleich sind also die aktuellen Bestandeswerte.
2. Auf Grund fehlender Vornutzungen liegt der Holzvorrat im OFN₅₀-Wald um 23,1% über dem des mäßig und um 49,8% über dem des stark durchforsteten MFN₅₀-Waldes gemäß der verwendeten Ertragstafel. Der OFN₅₀-Wald ist also den konventionell bewirtschafteten Wäldern betriebswirtschaftlich unterlegen,
 - wenn diese höheren Vorräte durch entsprechend niedrigere durchschnittliche Holzwerte (EUR je Efm) auf Grund schlechterer Sortimente und Qualitäten mehr als kompensiert werden oder
 - wenn die Ertragstafel das Wachstum der konventionell bewirtschafteten Wälder entsprechend stark unterschätzt.

Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass eine Kombination aus beiden Effekten den Erfolg des OFN₅₀-Waldes so stark im Vergleich zu den MFN₅₀-Wäldern herabsetzt, dass letztere aus betriebswirtschaftlicher Sicht zu bevorzugen wären. Allerdings hätten sie gegen den OFN₅₀-Wald sehr viel „aufzuholen“, so dass umgekehrt eine eindeutige Überlegenheit der MFN₅₀-Wälder schwer vorstellbar erscheint. MFN₅₀-Wälder dürften regional eine höhere Belastung mit laufenden Kosten als 30 EUR je ha tragen, was ihre Wettbewerbskraft gegen den OFN₅₀-Wald erheblich schwächte. Ein hypothetischer Vergleich, in welchem den MFN₅₀-Wäldern alle laufenden Kosten einschließlich Betreuung und dem OFN₅₀-Wald gar nichts angelastet würde, würde letzteren stark bevorteilen. Diese Situation hat während der Epoche, in der der Schattiner Zuschlag ohne jede Einflussnahme an der innerdeutschen Grenze lag, bestanden.

3. Auch die sorgfältigste Bestandesbewertung könnte die Wettbewerbsfähigkeit beider Waldtypen nicht endgültig bestimmen. Für den jeweiligen Erfolg sind auch heutige und künftige Preisentwicklungen sowie die Ernte- und Verkaufsstrategie der Bewirtschafter ausschlaggebend. Da in dem OFN₅₀-Wald bislang eine ausdrücklich erkennbare Vorratsmehrung stattfand, kann er bei relativ niedrigen Zinssätzen, aber deutlichen Holzpreissteigerungen heute und künftig Erlöse erzielen, die Wirtschaftsweisen mit hohen Vornutzungsanteilen nicht mehr offen stehen. Auch sind nicht allein Bestandeswerte und Rentabilitäten, sondern auch Aspekte der Liquidität für den betriebswirtschaftlichen Erfolg von hoher Bedeutung.

4. Schließlich ist die vorliegende Bewertung unvollständig, da sie die „Nicht-Holz-Leistungen“ der Bewirtschaftungsformen nicht vergleicht. Aus Naturschutzsicht sind vorratsreiche und eingriffsarme Bestände im Allgemeinen eindeutig zu bevorzugen, hinsichtlich anderer Wohlfahrtsleistungen sind nähere Forschungen erforderlich.

4.8.2.8 Literatur

BMVEL (2005): Buchführungsergebnisse der Testbetriebe. Ergänzung zum Agrarpolitischen Bericht 2005 der Bundesregierung. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, Bonn.

Duda, H.A.A. (2006): Vergleich forstlicher Managementstrategien. Umsetzung verschiedener Waldbaukonzepte in einem Waldwachstumssimulator. Göttingen.

- Haub, H. & Weimann, H.-J. (2000): Neue Alterswertfaktoren der Bewertungsrichtlinien. AFZ/Der Wald 55 (22): 1194-1198.
- Nagel, J. (2004): Nutzungsplanung in Rein- und Mischbeständen. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 175 (7-8): 150-156.
- Nagel, J., Albert, M. & Schmidt, M. (2002): Das waldbauliche Prognose- und Entscheidungsmodell BWINPro 6.1. Neuparametrisierung und Modellerweiterungen. Forst und Holz 57 (15-16): 486-493.
- Schober, R. (1995): Ertragstafeln wichtiger Baumarten. Sauerländer, Frankfurt am Main.
- Spellmann, H. (1991): Beiträge der Forsteinrichtung und Ertragskunde für ein forstliches Informationssystem. Forst und Holz 46 (3): 57-65.
- Spiecker, H., Mielikäinen, K., Köhl, M. & Skovsgaard, J.P. (Eds.) (2006): Growth Trends in European Forests. Springer, Berlin.
- WBR NRW (Ifd.): Richtlinien zur Waldbewertung in Nordrhein-Westfalen. Landesbetrieb Wald und Holz Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf.

4.8.3 Betriebsbezogene Analyse der ökologischen und ökonomischen Erkenntnisse von Lutz Fährer

4.8.3.1 Begründung der ökonomischen Analyse

Die Nutzung ökologischer Potenziale von Buchenwäldern für eine „multifunktionale Bewirtschaftung“ ist der Titel des hier beschriebenen einjährigen Forschungsprojektes. In diesem Abschnitt werden die vorher dargelegten ökologischen, waldbaulichen und ertragskundlichen Ergebnisse daraufhin analysiert, ob und wie sie die Waldnutzung im Stadtwald Lübeck aus betrieblicher und ökonomischer Sicht beeinflussen, möglichst verbessern können. Diese Analyse umfasst die Nutz- und Schutzfunktion des Betriebes, die Erholungsfunktion allerdings nur marginal.

Das **Konzept der „Naturnahen Waldnutzung“** (Stadtwald Lübeck 1994) basiert im Wesentlichen auf **drei Leitgedanken**:

- Weitest mögliche Annäherung des Waldes an die **„Natürliche Waldgesellschaft“** (Naturnähe)
- Erzielen von **„angemessenen“ Naturalerträgen** (ökologisches Ertragsniveau)
- Faktorenallokation nach dem **Prinzip des „Minimalen Einsatzes“**.

Diese drei Leitgedanken beziehen sich auf:

- die Qualität des Produktionsapparates Wald
- die Qualität und Quantität der erzeugten Produkte
- den erwerbswirtschaftlichen Umgang mit dem Wald und seinen Produkten.

Als wirklich „operationale“ Handlungsanweisungen sind sie streng genommen nicht ausreichend, denn hierfür müssten sie konkret beschrieben, messbar, zeitbezogen und wirklich erfüllbar sein. Tatsächlich beruhen sie auf hypothetischen Annahmen, deren Ausgestaltung von den Erfahrungen in dem sich ständig verändernden Ökosystem Wald und dem Soziosystem Wirtschaft geleitet werden muss.

Dieses sind typische Bedingungen für das Wirtschaften in super-komplexen Systemen, wie z.B. einem Wald, dessen Wirkmechanismen weitgehend unbekannt sind (black box).

Trotzdem kann und muss in Wäldern gewirtschaftet werden, also mit rationalen Methoden Ziele erreicht und Bedürfnisse befriedigt werden.

Die meisten Elemente in diesem Wirtschaftsprozess sind lebende, reagierende Wesen (Menschen, Tiere, Pflanzen) oder zumindest sich verändernde Substrate (Boden, Wasser, Luft). Aus alledem ergibt sich, dass viele Entscheidungen in der Waldwirtschaft, speziell im „Waldbau“, systemimmanent Entscheidungen unter großer Unsicherheit sind.

Um trotzdem mit den Instrumenten der Betriebswirtschaft handlungsfähig zu sein, müssen vereinfachende Modelle von der komplexen Realität erstellt werden. In deren Rahmen kann dann wieder (formal-)„rational“ gehandelt, sogar „gemessen“ werden.

Der Wirtschaftserfolg sowie die Beschaffenheit des Produktionsapparates Wald und dessen Produkte Holz (und Anderes) hängen – ein „richtiges“ Konzept vorausgesetzt – dann wesentlich davon ab, wie „richtig“ diese Modelle sind.

Das Lübecker Konzept geht davon aus, dass die Modelle von Naturnähe, ökologischem Anspruchsniveau und Minimaleinsatz neben theoretischer Ableitung auch durch die **Beobachtung der unbeeinflussten Waldentwicklung (Referenzflächen)** empirisch „validiert“ werden müssen, und dieses als Daueraufgabe. Die instrumentelle Funktion der Prozessschutzflächen als Lernflächen ist die leitende Idee des hier beschriebenen Projektes (Piechocki et al.2004). Darin werden nach dem Lübecker Konzept bewirtschaftete Buchenwälder (MFN: Mit Forstlicher Nutzung) mit den „Referenzflächen“ verglichen, die verschieden lang ohne forstliche Nutzung bestehen (OFN-12: Ohne Forstliche Nutzung seit 12 Jahren bzw. OFN-50: Ohne Forstliche Nutzung seit mindestens 50 Jahren). Erkenntnisobjekte sind u.a. Anzahl und Vielfalt von Arten, Funktionen im Öko-System, Naturnähe, Störungen, Bioindikatoren, Produktivität, Vitalität sowie Wachstum, Vorrat und Qualität von Bäumen bzw. Holz.

Das Lübecker Konzept basiert auf der Annahme, dass **ökologisch optimales Funktionieren eine Voraussetzung für nachhaltig gute ökonomische Erfolge** in der Waldnutzung ist. Ökologie und Ökonomie sind beide Wissenschaften vom „Haushalten“, die zusammen genommen das gesellschaftliche Ziel unterstützen, den Umgang mit Materie, Energie, Information und Leben so einzurichten, dass artgemäßes Existieren für die gesamte Lebensgemeinschaft – Menschen eingeschlossen – nachhaltig gesichert ist (Fähser 1987). Haeckel, der Begründer der ökologischen Wissenschaft, definierte die Zusammenhänge des „Haushaltens“ kurz und knapp: Ökologie ist das Wissen von der Ökonomie der Natur (Küster 2005).

Das hier vorliegende Projekt beschäftigt sich mit der „Ökonomie der Natur“ in verschiedenen biologischen Erkenntnisbereichen.

Die Transformation der ökologischen Aussagen in betriebliche und wirtschaftliche Erkenntnisse ist Gegenstand der folgenden „ökonomischen“ Erörterungen.

4.8.3.2 Auswertung der Teilprojekte

Die **Teilprojekte** lassen sich in vier unterschiedliche Forschungsbereiche gruppieren:

- Bodenparameter und Bodenfauna
- Flora und Fauna des Waldes
- Waldwachstum, Waldbau, Walderneuerung
- Ökonomische Analysen

Um aus den ökologischen Erkenntnissen betriebliche bzw. ökonomische Folgerungen ziehen zu können, wurden die Ökologen „systemanalytisch“ befragt. Beide Seiten bemühten sich, das Wissensgebiet und das Anliegen des Anderen verstehen zu lernen.

In diesem Sinne lauteten die **Fragen** z.B.

- Welche Funktionen haben die von Ihnen untersuchten Objekte im Ökosystem Wald?
- Welchen Beitrag leisten die untersuchten Objekte für den Wirtschaftsbetrieb Wald?
- Welchen Zusammenhang sehen Sie zwischen Ihren Ergebnissen und den Zielgrößen des Wirtschaftsbetriebes Wald wie Naturnähe, Naturverjüngung, Gesundheit, Wachstum, Anpassungsfähigkeit ... betriebswirtschaftlicher Erfolg?

Nachfolgend werden einige ausgewählte Ergebnisse der Teilprojekte referiert und deren Bedeutung für den Wirtschaftsbetrieb Wald dargestellt.³

4.8.3.2.1 Teilprojekt „Bodenparameter und Bodenfauna“

Bei den Aspekten pH-Wert, Humusgehalt, Streuauflage, Eindringwiderstand (Verdichtung) und Anzahl der endogäischen Regenwürmer stellt sich die am längsten **ungenutzte Variante** (OFN-50: Ohne Forstliche Nutzung mindestens 50 Jahre lang) **am besten** dar. 12 Jahre nach der Nutzungsaufgabe (OFN-12: Ohne Forstliche Nutzung 12 Jahre lang) ist zwar schon eine **Tendenz der „Erholung“** bei allen untersuchten Parametern ersichtlich, die statistisch signifikant, aber erst bei OFN-50 nachweisbar sind.

Es ist eine deutliche Tendenz erkennbar, dass sich **Mischbestände** nach der Aufgabe der Bewirtschaftung überall schneller positiv entwickeln als Reinbestände.

³ Redaktionelle Anmerkung: Entgegen der bisherigen Anordnung der Teilprojekte erfolgt in diesem Teilprojekt die Bewertung ausgehend von der Basis „Bodenökologie“, über Pilze, Botanik, Brutvögeln zu den daraus abgeleiteten Teilprojekten Waldwachstum, Waldverjüngung und Verbiss und waldbaulichen Konsequenzen.

Der Eindringwiderstand in die Böden – ein Maß für die **Bodenverdichtung** – bleibt in den MFN-Wäldern (MFN: Mit Forstlicher Nutzung) über die Tiefenstufen (bis max. 30 cm) annähernd gleich, während er sich auf den OFN-Flächen mit zunehmender **Tiefe** deutlich verringert.

Lerneffekt für den Betrieb

- Da in den OFN-Wäldern schon nach wenigen Jahrzehnten messbare Verbesserungen der ökologischen (Produktions-)Faktoren eintreten, sollten weitere Möglichkeiten der **Eingriffsminimierung** erforscht und umgesetzt werden.
- Da sich Mischbestände besonders schnell nach Nutzungsaufgabe regenerieren, soll die **Überführung der naturfernen Reinbestände** (meist Nadelbäume) in naturnahe Mischbestände beschleunigt werden.
- Da die Bodenverdichtung auf den MFN-Flächen gleichmäßig bis in tiefere Wurzelbereiche vorhanden ist, muss das **Befahren** im Wirtschaftsprozess **bodenschonender** gestaltet werden. Möglichkeiten hierfür sind z.B. seltenes Befahren, bessere waldschonende Maschinen, mehr Pferdeinsatz und strengere Kontrolle der Fahrer, Rückegassenabstand 40 m auf 80 – 100 m vergrößern. Auch die „Selbsterwerber“ und „Jäger“ mit ihren geländegängigen Fahrzeugen müssen stärker kontrolliert werden. Neuere Untersuchungen haben gezeigt, dass bei der Verursachung tiefer, irreversibler Bodenschäden keine abgesicherte Beziehung zwischen dem Gesamtgewicht des Fahrzeugs und den auftretenden Verformungen bestehen. Offensichtlich dominieren die in der Bewegung auftretenden dynamischen Kräfte den Verformungsprozess gegenüber den rein statischen (Gewichts-)Kräften (Hildebrand 2008). Die natürliche Waldvegetation ist auf eine gut funktionierende Wechselwirkung zwischen Luft bzw. Wasser im Boden und Wurzeln bzw. Mykorrhizapilzen angewiesen. Der optimale Aggregierungszustand ist im Wesentlichen biogen, befindet sich im Oberboden und ist daher durch Befahren/Verdichten außerordentlich verletzbar. Die Intaktheit des Boden-Ökosystems ist eine wesentliche Bedingung für die produktive, ökonomische Waldnutzung nach dem Lübecker Konzept.

4.8.3.2.2 Teilprojekt „Lignicole Pilze“

Lignicole Pilze zersetzen (Tot-)Holz. Sie sind entscheidend für das **Recycling der Biomasse** und damit für das Funktionieren des internen Ernährungskreislaufes von Wäldern. Auch **speichern** sie Wasser sowie chemische Elemente wie C, N und P. Die Untersuchungen zeigen, dass die lignicolen Pilze aufgrund der Allgegenwärtigkeit ihres

Diasporenpotenzials sehr schnell und signifikant auf Extensivierung bzw. Nutzungsruhe in den Wäldern reagieren. Das gilt besonders für **Naturnähe**-Zeigerarten und **Kontinuitäts**-Zeigerarten. Letztere kommen bei den OFN-Flächen in dreifacher Artenzahl gegenüber den MFN-Flächen vor, teilweise auch unabhängig vom Alter der Wälder. Offenbar sind Kontinuität (Ungestörtheit) und Naturnähe „attraktive“ Muster und wesentliche Qualitätsmerkmale eines sich selbst organisierenden Waldes mit gut funktionierenden internen Kreisläufen.

Insgesamt wurden **203 lignicol-saprophytische Pilzarten** mit signifikanter Indikatorfunktion für Buchenwald-Ökosysteme gefunden, was eine **überdurchschnittlich hohe Anzahl** ist und damit die relativ naturnahe und störungsarme Situation selbst in den MFN-Flächen der Lübecker Naturnahen Waldnutzung anzeigt. Die Anzahl der lignicolen Pilze mit Indikatorfunktion ist eng korreliert mit der Menge an Totholz, besonders mit dickerem und stark zersetztem Totholz.

Oberhalb von **25 m³ Totholz/ha** steigt die Artenzahl rasant an, ab etwa 50 m³/ha ist sie umfassend vielfältig und nahe an Naturwäldern.

Lerneffekt für den Betrieb

Große Naturnähe hat im Lübecker Konzept eine hohe Priorität. Sie indiziert erwünschte Waldzustände. Lignicole Pilze reagieren schnell und zahlreich auf das Vorhandensein von Naturnähe und Kontinuitätsstrukturen. Ausgewählte Indikatorarten sollen in Zukunft im Rahmen von Inventur und Biotopkartierung als **Bioindikatoren** beschrieben und genutzt werden.

Die Recycling-Funktion der lignicolen Pilze ist eine wichtige und produktive Komponente. Deshalb sollen diese Pilze gefördert werden durch weitere **Extensivierung**, **Totholz**-Anreicherung (mindestens **25 m³/ha**) und **Wasser**-Anreicherung (Grabensystem nicht mehr unterhalten).

4.8.3.2.3 Teilprojekt „Höhere Pflanzen, Moose, Flechten“

Die **botanische Artenvielfalt** ist in den bewirtschafteten Wäldern (**MFN**) höher als in den OFN-Flächen. Allerdings trägt hierzu die hohe Anzahl der **nicht-waldtypischen Arten** und der **Schlagflurarten** (Störungsanzeiger) bei.

Für das Funktionieren von Wald-Ökosystemen kommt es aber auf die natürlichen Arten der jeweiligen Waldgesellschaft an.

Eng korreliert mit einer hohen Artenzahl ist die **Waldkontinuität**, unabhängig von der Wirtschaftsintensität.

Epiphyten, besonders **Flechten**, sind empfindlich gegen Einträger aus der Luft (Stickstoff, Schwefel u.a.) und deshalb im Projektgebiet stark dezimiert. Vereinzelt kommen noch empfindliche, seltene Flechten **auf Hainbuchen** vor, die durch ihre Rindenstruktur Refugialeigenschaften besitzen.

Die gefundenen Artenzahlen von **Gefäßpflanzen** liegen mit durchschnittlich **25 Arten je 400 m²** - Erhebungsfläche im oberen Bereich vergleichbarer Europäischer Untersuchungen. Es wurden für Schleswig-Holstein sogar zwei totholz-besiedelnde **Flechtenarten zum ersten Mal nachgewiesen**.

Lerneffekt für den Betrieb

Die „Naturnahe Waldnutzung“ erhält und fördert eine hohe und vielfältige Artenzahl. Die Erkenntnisse und Beschlüsse der Convention on Biological Diversity (CBD) in Rio de Janeiro 1992 richten sich aber auf die „natürliche“ Artenausstattung, die das Funktionieren der Natürlichen Waldgesellschaft bewirken. Bei **Inventuren**, besonders bei der Waldbiotopkartierung, muss das Augenmerk auf den **natürlichen Arten**, speziell den **Waldarten**, liegen. Das Vorkommen der Nichtwaldarten bzw. von **Störungszeigern** sollte als Hinweis auf nicht-konzeptkonforme Betriebsarbeiten wahrgenommen werden.

Die meisten Waldarten kommen in **Wäldern mit hoher (zeitlicher) Kontinuität** vor. Bei Betriebsarbeiten auf **alten Waldstandorten** sind die Leitgedanken der behutsamen Eingriffe (ökologisches Ertragsniveau, minimaler Einsatz) **besonders sorgfältig** auszuführen.

Besondere Beobachtung muss der **Erhaltung von Hainbuchen** (*Carpinus betulus*) in Buchenwäldern geschenkt werden, weil diese die letzten und **empfindlichsten Flechtenarten** beherbergen. Diese sind als **Bioindikator** für Luft(schad-)stoffe wichtig. Sie

können sich bei verbesserter Luftqualität von hier aus wieder in ihren eigentlichen Wirtstyp Buchenwälder verbreiten.

Der Nachweis, dass der Lübecker Wald artenreich ist, dass seltene Arten zurückkehren und Anzeiger für Kontinuität und Naturnähe zahlreich sind, weist darauf hin, dass das **Bewirtschaftungskonzept zielführend** ist. Die Untersuchungsergebnisse wirken vertrauensbildend bei Naturschutzverbänden. Die gesellschaftliche **Akzeptanz des Wirtschaftens** („Naturnutzung“) wird erhöht.

4.8.3.2.4 Teilprojekt „Brutvögel“

Die **höchsten Brutvogeldichten** finden sich im länger nicht mehr genutzten **Referenzwald** (OFN-50), gefolgt vom OFN-12.

Besonders deutlich ist der Gradient der forstlichen Nutzungsintensität für verschiedene Vogelarten und ihre Häufigkeit im Hinblick auf deren **Naturnähe-Zeigerqualität**.

Einige typische **Buchenwald-Vogelarten** konnten in den **Wirtschaftswäldern** überhaupt **nicht** nachgewiesen werden.

Zwischen **Totholzmenge** und Vogeldichte besteht ein Zusammenhang.

Insgesamt ist die **Brutvogeldichte** relativ **hoch**.

Lerneffekt für den Betrieb

Die **Referenzflächen** haben in Eigenentwicklung „naturnahe“ Muster (und Funktionen) hervorgebracht, die durch die „Bioindikatoren Vögel“ bestätigt werden. Die Eignung der Referenzflächen als **Lernflächen im Sinne naturnaher Wirkmechanismen** wird auch damit bestätigt.

In Wirtschaftswäldern, in denen typische Buchenwald-Vogelarten nicht nachgewiesen wurden, ist die **bisherige Wirtschaftsweise** und deren Effekt auf die Waldstruktur zu **überprüfen**.

Die hohe und weiter ansteigende Vorratshaltung der untersuchten Buchenwälder (zzt. 485 Vfm/ha) bedingt bei konzeptkonformen mindestens 10 Prozent Biotopbäumen (einschl. Totholz) und 10 Prozent Referenzflächen (mit bis zu rd. 800 Vfm/ha Holzvorrat) auch ein ansteigendes Angebot an **Totholz**. Untersuchungen von Flade et al. (2003) bestätigen für Norddeutschland, dass das Vorkommen von Vögeln der Buchenwald-Leitarten am stärksten mit dem Volumen von Totholz, speziell des stehenden Totholzes, korreliert. Als „gute fachliche Praxis“ werden **mindestens 30 m³/ha**, als **optimal 50 m³/ha** empfohlen.

Die derzeitige Totholzmenge liegt in den untersuchten älteren Buchenwäldern in der Nähe der „guten fachlichen Praxis“. Mit der geplanten weiteren Vorratserhöhung wird dieses Niveau in Zukunft überschritten werden.

In jüngeren vorratsärmeren Wäldern ist gezielt auf **weitere Totholzanreicherung** zu achten. Insgesamt weist die hohe Ausstattung der Wälder mit Brutvögeln, speziell mit Naturnähe-Anzeigern, darauf hin, dass das **Lübecker Konzept zielführend** durchgeführt wird.

4.8.3.2.5 Teilprojekt „Waldverjüngung und Verbiss“

Auf den untersuchten Waldflächen kamen – umgerechnet auf die Flächeneinheit „1 Hektar“ - 42.000 junge Bäumchen (28 verschiedene Baumarten) pro Hektar als Naturverjüngung „an“, aber nur 750 Bäume pro Hektar kamen bis zu Höhenklasse 1,60 bis 3,20 m „durch“. Diese sind zu ca. 40 – 50 Prozent sichtbar verbissen. Die durchgekommenen Baumarten bestehen zu 90 Prozent nur noch aus **Buche und Bergahorn**.

Die anfängliche **Verjüngungsdichte** ist in den OFN-Wäldern deutlich höher als in den MFN-Wäldern. Mit wachsender Höhenklasse fallen die Anzahlen in den OFN-Wäldern schneller ab als in den MFN-Wäldern, besonders bei lichtbedürftigen Baumarten.

In den an Jäger **verpachteten Wäldern** ist der **Verbiss zwei- bis dreimal so hoch** wie auf den von der Forstverwaltung selbst bejagten Wäldern.

Lerneffekt für den Betrieb

Bei derzeitiger Wildsituation (speziell Rehwild und Rotwild) haben außer Buchen und Bergahorn andere Baumarten der **natürlichen Waldgesellschaft** (z.B. Eschen, Eichen, Hainbuchen, Spitzahorn) **kaum Aussichten**, sich waldbildend zu beteiligen.

Auf den OFN-Flächen, aber auch auf den MFN-Flächen, werden **Lichtbaumarten** wie Eichen, Birken und Kiefern in den nächsten Jahrzehnten des Holzvorratsaufbaus wegen Lichtmangel noch weniger „durchkommen“. Erst nach einer **Übergangszeit** von mindestens 40 Jahren werden wieder vermehrt Lichtlücken durch die Ernte der Zieldurchmesser-Stämme, durch das Zusammenbrechen einzelner Biotop- bzw. Totholzbäume und durch Zerfallslöcher auf den Referenzflächen entstehen. Danach ist mit stärkerem „Durchkommen“ der Lichtbaumarten zu rechnen. Spezielle waldbauliche Fördermaßnahmen sind bis dahin nicht erforderlich.

Die derzeitige **Verbissituation gefährdet die waldbaulichen Ziele** des „Lübecker Konzeptes“ massiv. Das gilt **besonders** für die **jagdlich verpachteten Reviere**, auf denen der Verbiss ein Vielfaches im Vergleich zu den vom Betrieb selbst bejagten Flächen ausmacht (bei gleich hohem durchschnittlichem Rehwildabschuss von zzt. 11 Rehen je 100 Hektar und Jahr – laut „Abschussmeldungen“).

Die Verbiss-Schäden sind zzt. die **stärksten Störungen** bei der Entwicklung der Wälder nach dem Lübecker Konzept. **Der Betrieb muss umgehend reagieren** durch:

- höheren Schalenwildabschuss (langjährig ca. 20 Rehe je 100 Hektar und Jahr)
- mehr eingezäunte Verjüngungsflächen
- weniger Jagdverpachtungen
- drastische Zielvorgaben und Kontrollen bei verpachteten Revieren wie höhere Planzahlen für den Abschuss, körperlichen Nachweis des erlegten Wildes, „Strafzahlungen“ bei nicht erfüllten Abschüssen, Kontrolle durch Verbissgutachten,

4.8.3.2.6 Teilprojekt „Waldwachstum“

Die **Wachstumsdynamik** von **Wirtschaftswäldern** (MFN) ist deutlich **unterschiedlich** zu derjenigen von **Naturwäldern** (OFN). Deshalb müssen ertragskundliche Erfahrungen und Annahmen, die für MFN-Wälder gelten, für OFN-Wälder nicht unbedingt zutreffen.

Der **Volumen-Zuwachs** der OFN-Wälder ist höher als derjenige der MFN-Wälder. Der **break-even point** der Volumenhaltung im Hinblick auf weitere Zuwachssteigerung liegt bei den **OFN-Flächen** bei **40 – 45 m² Grundfläche/ha** entsprechend etwa **750 – 850 Vfm/ha**. Für das **Lübecker Konzept** mit Eingriffsminimierung erscheint ein **Zielvorrat** von ca. **600 Vfm/ha** optimal. Der **derzeitige** mittlere Holzvorrat beträgt bei den **MFN-Wäldern** **485 Vfm/ha**.

Der **Volumen-Zuwachs** kann nur bis etwa **40 cm BHD** durch Grundflächenabsenkung **gesteigert** werden. Danach zeigen Eingriffe keinen signifikanten Einfluss mehr. In der Jugend werden erst ab etwa **20 cm BHD** die Qualität, die ausreichende Schaftlänge und die Vitalität der Bäume erkennbar.

Die **Holzqualität steigt** in den **MFN-Wäldern** nach der Phase der Auslese (**über 40 cm BHD**) **nicht mehr an**, weil nutzungsbedingte Schäden entstehen bzw. beschädigte Bäume (Fällungs- und Rückeschäden) mit sonst guter Qualität mit entnommen werden (Schlagpflege).

Die **Simulation** des Waldwachstums mit dem Programm „Waldplaner Version 1.4/Programm BWinPro“ über 30 Jahre hinweg bringt ähnliche Ergebnisse wie die empirischen Funde für das „**Prozessschutz-Konzept**“ (s. auch DUDA 2006). Die Entwicklung der **OFN-Flächen** wird in der Simulation aber deutlich anders beschrieben als in der Lübecker Realität vorgefunden. Die Simulation lässt diese Wälder frühzeitig zusammenbrechen.

Lerneffekt für den Betrieb

Das Naturnähe-orientierte Lübecker Konzept kann durch **weitgehende Extensivierung (Minimierung)** der (Pflege-)Eingriffe die angestrebte Selbstregulierung und optimale natürliche Produktivität der Wälder erreichen.

Bis zur „**Stangenholz**“-Phase (bis ca. 20 cm BHD) soll Selbstdifferenzierung bis zu erkennbaren Wirtschaftsstrukturen wirken. Es erfolgen **keine Eingriffe**.

In der „**Auslese-Phase**“ (ca. 20 – 40 cm BHD) sollen Dickenwachstum gefördert und Qualität verbessert werden. Hier erfolgen **2 – 3 Durchforstungseingriffe**; das sind 2 – 3 Durchforstungen weniger als bisher.

In der **Vorratspflege-Phase** (über ca. 40 cm BHD) wird Holzmasse angereichert. Es erfolgen keine Eingriffe.

Zielstärken-Nutzung ist bei Buchen ab 65 cm BHD und Einzelstamm-weise möglich.

Als **Zielvorrat** für optimale Massen- und Qualitätsleistung werden dauerhaft **600 Vfm/ha** angestrebt. Das vorliegende Projekt hat gezeigt, dass die erhöhten OFN-Vorräte und die Eingriffsreduzierung bedeutende **Leistungen für Arten- und Naturschutz** erbringen (Biotopholz, Totholz, Naturnähe, Kontinuität u.a.).

Auch die **Speicherung** von klimaveränderndem **CO₂** (bzw. C) wird durch Vorratsanreicherung in Wäldern bewirkt. Neuere Untersuchungen in Natur- und Primärwäldern zeigen, dass diese auch im hohen Alter (bis zu 800 Jahren) und gerade bei hohen Vorräten eine CO₂-Senke bleiben und nicht – wie bisher angenommen – CO₂-neutral sind (Luyssaert et al. 2008).

Die Erkenntnisse zum Waldwachstum wären ohne das örtliche betriebliche Informationssystem (Forsteinrichtung, Biotopkartierung, Betriebsbuchhaltung u.a.) und die

Vergleichsmöglichkeiten zwischen OFN (Referenzflächen) und MFN nicht möglich. Klassische Ertragstafel-Kalkulationen und auf diesen basierende Simulationsverfahren führen in die Irre. Diese bilden nicht die örtlichen Verhältnisse in naturnahen Wäldern ab, sondern beschreiben modellhaft vorgegebene (anthropogene) Waldstrukturen und deren vermutete Auswirkungen im Sinne einer „self fulfilling prophecy“. Für den Übergang vom naturfernen eingriffsintensiven Forstwirtschaften zu einer naturnahen eingriffsminimierenden Waldnutzung sind als „Lernflächen“ und zum „Validieren“ repräsentative **Referenzflächen unverzichtbar**. Die Erkenntnisse aus dem Vergleich OFN mit MFN erbringen erhebliche **betriebswirtschaftliche und damit auch finanzielle Verbesserungen**.

4.8.3.2.7 Teilprojekt „Waldbauliche Schlussfolgerungen“

Dieses Teilprojekt wertet die umfangreichen Daten – und damit auch „Erfahrungen“ – aus, die im Stadtwald Lübeck mit der dortigen „Naturnahen Waldnutzung“ gemacht wurden und durch zwei differenzierte Inventuren dokumentiert wurden.

Das Lübecker Konzept möchte „den Zufall“ schützen, Selbstregulation zulassen und waldbauliche Eingriffe minimieren.

Der Autor dieses Teilprojekts hat die Inventuren in den Jahren 1994 und 2004 durchgeführt und den Stadtwald bis heute intensiv begleitet. Er formuliert „**waldbauliche Minimierungsvorschläge**“, die nachfolgend für den Betrieb übernommen werden.

Lerneffekte für den Betrieb

- Die Erschließung durch **Rückegassen** soll mit voranschreitendem Anteil der Zielstärkennutzung vom heutigen Gassenabstand 40 m sukzessiv bis auf **100 m** extensiviert werden.
- Die Mischbaumarten der natürlichen Waldgesellschaft müssen durch ein **intensives Jagdmanagement** gesichert werden.
- Die **Wald-Etablierung** (Jugend) soll möglichst **nicht durch Saat oder Pflanzung** „gemacht“ werden.
- Die **Qualifizierungs-Phase** bis zu einem astfreien Schaft von 6 – 8 m Länge darf **nicht durch Eingriffe gestört** werden.
- In der **Auslese-Phase** (BHD 20 cm – 40 cm) werden vitale und qualitativ hochwertige heimische Bäume (Qualität B und besser) gefördert. Statt bisher etwa 5 – 6 Durchforstungen, sollen nur noch etwa **3 Durchforstungen** (alle 15 Jahre) erfolgen. Die Eingriffe zielen nur auf herrschende und vorherrschende Bedränger mit schlechter Qualität, nicht aber auf unterständige Bäume. Diese sind u.a. wichtige Wirtsbäume von

epiphytischen Flechten, die als Bioindikatoren und bedrohte Restvorkommen zu erhalten sind.

- In der **Vorratspflege-Phase** (ab BHD 40 cm) soll **Hiebsruhe** herrschen, bis die Bäume den Zieldurchmesser von 65 cm BHD erreicht haben, von dem ab Einzelstamm-weise geerntet werden kann, aber nicht muss.
- Als dauerhafter **Zielvorrat** (Dauerwald) sind **600 Vfm/ha** anzustreben. Der momentane Vorrat beträgt 485 Vfm/ha.
- **Biotopholz** muss konsequenter als bisher durch Schonen der schwachwüchsigen unterständigen und der qualitativ schlechten alten Bäume **vermehrt** werden.

4.8.3.2.8 Teilprojekt „Betriebswirtschaftlicher Vergleich“

Mithilfe des Waldwertrechnungsverfahrens des Landes Nordrhein-Westfalen (Programm Silval) wurden der **Bestandeswert (pro ha)** des gesamten MFN-Waldes sowie der Wälder OFN-12 und OFN-50 berechnet.

Die Bestandesdaten stammen aus der Inventur des Stadtwaldes von 2003. Es wurden sowohl die Eichen- als auch die Buchen-Wälder separat berechnet.

Die Bestandeswerte für **Eichen-Wälder** betragen:

Nutzungsintensität	Bestandeswert
- MFN	27.616 E/ha
- OFN-12	32.202 E/ha
- OFN-50	35.352 E/ha

Von besonderem Interesse sind im Rahmen dieses Projektes die Bestandeswerte der **Buchen-Wälder**:

Nutzungsintensität	Bestandeswert
- MFN	13.214 E/ha
- OFN-12	14.014 E/ha
- OFN-50	18.020 E/ha

Der betriebswirtschaftliche Vergleich ging auch der häufig geäußerten (kritischen) Auffassung nach, dass Extensivierung („Prozessschutz“) und Eingriffsruhe (OFN) zu schnellem Qualitätsverfall führen (z.B. DUDA 2006).

Zu diesem Zweck wurden die im Bewertungsverfahren hergeleiteten **Wertziffern** (Skala von 1 – 5) verglichen:

Nutzungsintensität	Wertziffer der Buchen-Wälder
- MFN	2,2
- OFN-12	2,1
- OFN-50	2,2

Ähnliche Relationen bestehen auch für die Eichen-Wälder, mit dem Ergebnis, „dass die **Stilllegung von Wäldern** im Stadtwald Lübeck in einem Zeitraum von (rd.) 20 – 50 Jahren **zu keiner Qualitätsverschlechterung führte.**“

Lerneffekt für den Betrieb

Nach dem offiziellen Waldwertrechnungsverfahren führten sowohl die kurzfristige (OFN-12) als auch die langfristige **Nutzungsaufgabe (OFN-50) zu keiner Verschlechterung der Holzqualität** in den Lübecker Wäldern. Auch die derzeitigen Bestandeswerte sind in den OFN-Wäldern am höchsten.

Dieses Verfahren (Programm „Silval“) stützt sich auf die üblichen Forsteinrichtungsdaten, klassische Ertragstafelwerte, standardisierte Sortentafeln und Kalkulationen mit Mittelwerten. Damit gibt es aber die tatsächlichen örtlichen Verhältnisse nur sehr ungenau wieder.

Für die untersuchten Flächen liegen neben den im Silval-Programm verwendeten Forsteinrichtungsdaten die Ergebnisse der Kontrollstichproben und spezieller Qualitätsanalysen vor (Teilprojekt „Wachstum von Buchenbeständen“).

Ein Vergleich der wesentlichen betriebswirtschaftlichen Kriterien Baumhöhe bzw. Höhenbonität und Volumen/ha bzw. Bestockungsgrad (B°) aus den unterschiedlichen Ermittlungsverfahren zeigt die sich methodisch daraus ergebenden Unterschiede für dieselben Waldflächen:

	Kontrollstichprobe (individuelle Bestandeswerte)	Programm Silval (standardisiertes Ertragstafel-Verfahren)
	Oberhöhe (m)	Höhenbonität (rel.EKL)
MFN	31,3	2,5
OFN-12	33,3	2,9
OFN-50	36,3	2,5
	Volumen (Vfm/ha)	Bestockungsgrad (B°)
MFN	485	1,8
OFN-12	609	1,7
OFN-50	785	2,0

Tab. 1: Vergleich der Ergebnisse für Höhe/EKL bzw. Volumen/B° aus unterschiedlichen Erhebungsverfahren für das Projektgebiet.

Ganz offensichtlich werden die tatsächlichen Verhältnisse besonders auf den **Naturwaldflächen** mit den **Standard-Modellen** nicht richtig abgebildet bzw. **systematisch unterschätzt**. Ähnliche Erfahrungen ergaben sich bei der Simulation mit dem Programm „Waldplaner Version 1.4/Programm BWinPro“, bei dem die Naturwälder nach wenigen Jahrzehnten als zusammengebrochen simuliert wurden (Teilprojekt „Waldwachstum“).

Das Teilprojekt „Betriebswirtschaftlicher Vergleich“ ermittelt für MFN und OFN-50 dieselbe, relativ schlechte Höhenbonität (EKL) von 2,5, während tatsächlich die OFN-Höhen um 5,0 Meter bzw. 16 Prozent höher sind und tatsächlich beide Kollektive zu den besten Ertragsklassen in Norddeutschland gezählt werden.

Das Volumen von OFN-12 ist um 124 Vfm/ha höher als das von MFN, aber der Bestockungsgrad von OFN-12 wird niedriger ausgewiesen als der von MFN.

Aus alledem resultiert für den Betrieb:

1. Bestandeswert und Qualität der MFN-Wälder liegen tatsächlich deutlich höher als mit den Ertragstafel-basierten Rechenverfahren ausgewiesen wird. Eine **weitere Extensivierung** bzw. Reduzierung der Eingriffe **verringert Bestandeswert und Qualitäten nicht, sondern erhöht sie**.
2. **Vergleichsmessungen zwischen MFN und OFN** und konkrete bestandesbezogene Auswertungen sind für weitere Rationalisierungen (ökonomische Verbesserung) **unerlässlich**. **Referenzflächen** bleiben bei der Umstellung auf ein Eingriffs-minimierendes, Natur-orientiertes

Wirtschaftskonzept für lange Zeit ein wesentliches Erfahrungsobjekt für Rationalisierungen.

4.8.3.2.9 Teilprojekt „Ökonomische Analyse und Bewertung des Referenzwaldes „Schattiner Zuschlag“ im Hinblick auf das betriebswirtschaftliche Prinzip der Kostenminimierung“

Dieses Teilprojekt erörtert die Frage, **ob** die „Naturnahe Waldnutzung“ nach dem **Lübecker Konzept ökonomisch sinnvoll** ist, besonders im Hinblick auf das Ziel, die ökonomische Effizienz über die **Minimierung des Aufwandes** (und nicht die Maximierung des Ertrages) zu erreichen.

Dieses wird durch **theoretische Erörterung** an der OFN-50-Fläche durchgeführt, die rechnerisch um die Varianten MFN-50 mit mäßiger und mit starker Durchforstung erweitert wird.

Da die Bestandesbewertung aus dem Teilprojekt „Betriebswirtschaftlicher Vergleich“ offensichtlich realitätsferne Ergebnisse erbrachte, wurde diese nicht zu einem Variantenvergleich herangezogen. Stattdessen wurden für den OFN-50-Bestand die **eingesparten Aufwändungen** ermittelt und den theoretisch nach Ertragstafel kalkulierten **erntekostenfreien Erträgen** bei MFN gegenüber gestellt.

Das Ergebnis der Modellkalkulation ist, dass bei einem heutigen durchschnittlichen **erntekostenfreien Wert des Holzvorrates (Efm) von 44,42 EUR** im OFN-50-Wald dieser ökonomisch einem MFN-50-Wald mit mäßiger Durchforstung gleichwertig ist.

Liegt der derzeitige erntekostenfreie Erlös des Waldes höher, ist die OFN-Variante günstiger. Dabei gelten **Annahmen** wie z.B.

- (1) bis BHD 20 cm wurden weder Erlöse erzielt noch Ausgaben getätigt
- (2) die laufenden Kosten stiegen seit 1953 von 3 EUR/ha linear bis 2003 auf 30 EUR/ha an
- (3) der Zinsfuß ist 4 %
- (4) die Wertziffer (Qualität des Holzes) ist 3 für OFN und MFN
- (5) Nicht-Holz-Leistungen wurden nicht bewertet.

Lerneffekt für den Betrieb

Dieses Teilprojekt würdigt erkenntnistheoretisch die **betont ökonomische Begründung des Lübecker Konzeptes** über das Prinzip der Minimierung des Aufwandes.

Für die theoretische Bewirtschaftungsvariante MFN-50 wurden **Ertragstafel-gestützte Simulationen** vorgenommen. Für relative Aussagen, also Vergleiche, sind sie sehr wohl geeignet, wenn die Annahmen realistisch sind.

Da die Lübecker Waldnutzung durch die bestehenden Ertragstafel-Modelle nicht abgebildet wird, bedeutet der angestellte Vergleich der OFN-Variante mit der MFN-Variante einen **Vergleich zu Ertragstafel-orientierten Forstwirtschaftskonzepten**. Die Ergebnisse geben deshalb an, ob und wie der „Naturwald Schattin“ (OFN-50) durch seine bisherige Nicht-Bewirtschaftung anderen konventionellen Forstkonzepten ökonomisch überlegen oder unterlegen ist.

Die Studie hat als **Grenzwert** den erntekostenfreien Erlös je Erntefestmeter von **44,42 EURO** ermittelt.

Der Stadtwald Lübeck kann durch **Prüfen der gemachten Annahmen** und durch Einsetzen der **tatsächlichen örtlichen Werte** die ökonomische Position des OFN-Waldes ermitteln:

- Annahme 1: Bis BHD 20 cm werden weder Erlöse erzielt noch Ausgaben getätigt.

Tatsächlich werden in dieser frühen Phase in den Ertragstafel-orientierten Konzepten umfangreiche, vor allem nicht-kostendeckende Maßnahmen durchgeführt. Bei einem simulierten Vergleich der Konzepte von Lübeck (Prozessschutz), Landesforst Niedersachsen (LÖWE) und Landesforst Brandenburg (Altersklassen) ermittelten Kaiser&Sturm (1999) die konzeptionell vorgesehenen jährlichen Arbeitsflächen im Stadtwald Lübeck für die frühe Altersphase bis ca. 20 cm BHD:

Maßnahme	Prozessschutz	LÖWE	Altersklassen
Kulturpflege	0 ha	4,2 ha	9,8 ha
Jungbestandspflege	0,1 ha	2,2 ha	84,8 ha
Summe	0,1 ha	6,4 ha	94,6 ha

Außerdem fallen beim MFN-50-Wald nach den Endnutzungen Maßnahmen für Walderneuerung an. Dieser Flächenaufwand beträgt nach Kaiser&Sturm (1999) für den Stadtwald Lübeck jährlich in Hektar:

Maßnahme	Prozessschutz	LÖWE	Altersklassen
Kultur	1,8	3,6 ha	8,4 ha
Naturverjüngung ergänzen	0,4	2,2 ha	2,2 ha
Vor-, Nach-, Unterbau	2,5	4,2 ha	3,4 ha
Pflanzung nach Zwangsnutzung	1,8	2,3 ha	2,5 ha
Summe	6,5	12,3 ha	16,5 ha

Die Erfahrungen seit 1999 haben gezeigt, dass die jährlichen Flächen zur Walderneuerung in Lübeck unter 2 ha liegen.

Neuerdings greifen sehr viele Forstverwaltungen bereits im frühen Bestandesalter, etwa ab 30 Jahren, in die Bestände ein, um für immer die Krone von Ziel-Bäumen freizustellen, zu qualifizieren und zu dimensionieren. Dazu müssen die Wälder zwei- bis dreimal im Jahrzehnt nachgelichtet werden.

Die Annahme 1 ist gegenüber der Realität dahingehend zu modifizieren, dass die **MFN-Flächen schon vor dem BHD von 20 cm Kosten verursacht haben, die bei den OFN-Flächen nicht anfallen.**

- Annahme 2: Die laufenden Kosten stiegen seit 1953 von 3 EUR/ha linear bis 2003 auf 30 EUR/ha an.

Die tatsächlichen direkten laufenden Kosten betrugen im Stadtwald Lübeck im Jahre 2006 im Durchschnitt für den Gesamtbetrieb **63 EUR/ha**, im Jahr 2007 waren es **50 EUR/ha**.

Vergleichen mit den im Ertragstafel-Modell unterstellten **30 EUR/ha** liegen die realen Kosten deutlich höher. Das bedeutet, dass die **möglichen Einsparungen auf der OFN-50-Fläche deutlich größer** wären, als in der Annahme 2 unterstellt wird.

- Annahme 3: Der Zinsfuß ist 4 %.

Forstliche Zinsfüße werden meist „gesetzt“ statt empirisch (über Opportunitäten) ermittelt, um Forstwirtschaft als niedrig-verzinsliche Primärproduktion mit Jahrhunderte-langen Verzinsungszeiten nicht „totzurechnen“.

Grundsätzlich sollte bei den Zinsfüßen aber zwischen **hohen Zinsen für „geliehenes Geld“** (bei Aufwand) und **niedrigen Zinsen für „angelegtes Geld“** (bei Ertrag) unterschieden werden, wie es real bei Bankgeschäften erfolgt.

Das Lübecker Konzept verursacht aus dem System heraus und tatsächlich **wenig Kosten** (Kostenminimierung), auf den **OFN-Flächen** (fast) gar **keine**. Die Vergleichs-Konzepte (Ertragstafel-Verlauf) verursachen höhere und frühe Kosten.

Zwar zeigt die Sensitivitätsanalyse des Teilprojektes „Ökonomische Analyse“ einen geringen Effekt durch Zinsänderung und Kostenänderung, der aber dennoch bei nur 2 % Zinssteigerung schon bis zu 2 EURO an erntekostenfreiem Wert für einen Festmeter Holz zugunsten der OFN-Variante ausmacht.

Tendenziell sind die **realen Verhältnisse für den OFN-Wald günstiger** als in der Annahme 3 festgelegt wurde.

- Annahme 4: Die Wertziffer beträgt 3 für OFN und MFN gleichermaßen.

Schon im Zusammenhang mit dem Teilprojekt „Betriebswirtschaftlicher Vergleich“ wurde dargelegt, dass die Qualitätsziffer 3 augenscheinlich bzw. nach den tatsächlich vorliegenden Güte-Einstufungen für den OFN-50-Wald deutlich zu schlecht gewählt wurde.

Im Prinzip sollte das aber bei gleicher Einstufung von OFN und MFN im Vergleich nichts ausmachen.

Die Untersuchungen der Qualitätsentwicklung im Teilprojekt „Waldwachstum“ haben ergeben, dass die Qualitäten im MFN-Wald nutzungsbedingt nicht gegenüber dem OFN-Wald ansteigen. Es existiert aber ein Zusammenhang zwischen Qualität, Dimension und Preis.

Bei gleicher Qualität steigt der Preis überproportional mit der Dimension, speziell mit dem Mittendurchmesser des Rundholzes, bis zu einem Maximum an, das oberhalb des festgelegten Zieldurchmessers von 65 cm BHD bei Buche liegt. Die Nutzungen bei MFN-50 erfolgen der Masse nach vermutlich in den kalkulierten ca. 10 Durchforstungen zu ca. 50 Prozent in Durchmessern unterhalb des Zieldurchmessers.

Bei dem Lübecker Konzept würden in dem kalkulierten Zeitraum nur ca. 2 Durchforstungen anfallen. Bei **OFN**, dem Vergleichswald, sind keine Bäume entnommen werden. Der zu verwertende Vorrat ist nicht nur höher, sondern er besteht auch aus **mehr stark-dimensioniertem, damit überproportional wertvollerem Holz**.

Tendenziell sind die **realen Verhältnisse für den OFN-Wald günstiger (wertvoller)** als in Annahme 4 festgelegt wurde.

- Annahme 5: Nicht-Holz-Leistungen wurden nicht bewertet.

Die vorgenommene „ökonomische Analyse“ konzentriert sich grundsätzlich und methodisch auf die materielle, naturale Nutzfunktion.

Dennoch sollte zumindest registriert werden, dass das Lübecker Konzept und speziell die 10 Prozent Referenzflächen (OFN) gegenüber klassischer Forstwirtschaft erhebliche

ökologische, naturschützerische und gesellschaftspolitische Vorteile haben, wie sie in einzelnen Teilprojekten näher beschrieben wurden.

Die Vorteile, die sich z.B. aus **Naturnähe** und **Kontinuität** ergeben, münden z.B. in größere (ökologische) Funktionsfähigkeit und damit in **geringere ökonomische Risiken**.

Hohe Naturwald-Vorräte speichern mehr Kohlenstoff und sind kontinuierliche **CO₂-Senken**

(Luyssaert et al. 2008), die eventuell bald über **CO₂-Emissionszertifikate** ökonomisch in **finanzielle Erträge** umgesetzt werden können.

Tendenziell sind die **realen Verhältnis für den OFN-Wald günstiger (wertvoller)** als in der Annahme 5 festgelegt wurde.

Andererseits ist zu vermuten, dass die verwendeten **Ertragstafel-Werte** die Leistungsfähigkeit des kalkulierten **MFN-Wald** als **zu gering** einstufen.

Die dargestellten Überlegungen zu den Annahmen der Modellrechnung ergeben, dass der **Grenzwert von 44,42 EURO** für den erntbaren Festmeter Holz(vorrat) **im realen OFN-50-Wald deutlich überschritten** wird. Damit ist diese reale Variante mit extremer Minimierung von Eingriffen (Nullfläche; totaler Prozessschutz) zu diesem Zeitpunkt im „Schattiner Zuschlag“ **der MFN-50-Variante** mit Ertragstafel-orientierten Eingriffen **ökonomisch überlegen**.

Der **tatsächliche erntekostenfreie Erlös** im Gesamtbetrieb für den Festmeter Buchenholz betrug im Jahre 2003 im Stadtwald Lübeck im Durchschnitt 50,66 EURO (ohne Brennholz-Selbstwerberente). Unterstellt man, dass die spezielle Sortenstruktur und die Qualität in dem „Schattiner Zuschlag“ den Wert des Holzes gegenüber dem Durchschnitt des MFN-Waldes um ca. 20 Prozent erhöhen, könnte für den realen erntekostenfreien Erlös **etwa 60 EUR je Festmeter** angenommen werden. Dieser Erlös liegt gegenüber dem Grenzwert von 44,42 EUR um rd. 15 EUR höher.

Schon 1994 unternahmen Welcker&Bünting ertragskundliche und ökonomische Analysen in der Referenzfläche „Schattiner Zuschlag“. Eine Untersuchung erfolgte in einem damals 63-jährigen Buchenbestand. Die Ertragstafel-gemäße Simulation einer Bestandespflege mit 4 Eingriffen von 1950 bis 1990 ergab hier einen **negativen Deckungsbeitrag von 2.085 DM/ha** (Zinssatz 1%) **im Vergleich zum unbehandelten Referenzbestand**.

In diesem Kontext sind auch die Prognosen interessant, die von Kaiser&Sturm (1999) für den Reinertrag des Lübecker Gesamtbetriebes nach 40 Jahren der Umstellung durch „Naturnahe Waldnutzung“ gemacht wurden (in DM):

Reinerträge	Prozessschutz	LÖWE	Altersklasse
DM/ha/a	207	121	103
DM je Efm	53	29	24

Das **tatsächliche** (kameralistische) **Betriebsergebnis** des Stadtwaldes Lübeck ergab für **2007** einen Überschuss von 175.000 EUR (48 EUR/ha Holzbodenfläche bzw. 15 EUR/Efm)⁴. Für **2008** wird ein Überschuss von 145.000 EUR (40 EUR/ha bzw. 14 EUR/Efm) erwartet (Hansestadt Lübeck 2008).

4.8.3.3 Zusammenfassung der Betrieblichen Bewertung

In der Kooperationsvereinbarung zu diesem DBU-geförderten Projekt ist als „**Übergeordnete Zielsetzung**“ formuliert:

„Das Vorhaben ist darauf ausgerichtet, ein bestehendes multifunktionales naturnahes Waldnutzungskonzept hinsichtlich seiner ökologischen Kriterien zu erfassen und im Vergleich zwischen unbewirtschafteten Referenzflächen und regulären Wirtschaftswäldern Steuerungsmechanismen zu identifizieren, die den ökonomischen Erfolg des Betriebes sichern oder verbessern können.“

Über den **Zusammenhang zwischen dem ökologischen Zustand von Wäldern und ihrer ökonomischen Leistung(sfähigkeit)** ist kaum geforscht und publiziert worden.

Beide „Lager“ sind in ihrem jeweiligen Forschungsobjekt schon mit unübersichtlichen, superkomplexen und lebenden Systemen konfrontiert. Die grenzüberschreitende Sicht überfordert umso mehr.

Manche Betriebswirte, aber auch „Waldbauer“, verdächtigen naturnah ausgerichtete Waldnutzungskonzepte der emotionalen Naturschwärmerei ohne rationale Begründbarkeit (v. Lüpke 1998). Blum et al. (1996), Tschupke (2008)).

Das **Lübecker Konzept der „Naturnahen Waldnutzung“** ist theoretisch **primär aus ökonomischen Erwägungen entstanden**: Primärproduktion rechnet sich nur dann, wenn die kostenlosen Produktivkräfte der „Natur“ optimal genutzt werden. Werden sie wesentlich durch „Arbeit“ und „Kapital“ substituiert, sinkt die Wertschöpfung drastisch ab. Der Betrieb kann dann ökonomisch nur noch durch Subventionen von außen stabilisiert werden oder vorübergehend (nicht-nachhaltig) durch naturalen Substanzverzehr aufrechterhalten werden. Diese Strategien sind zur Genüge als Regelfall der modernen Landwirtschaft bekannt.

Das Lübecker Konzept verzichtet weitgehend auf „Substitution“ der Natur und setzt dagegen die weitgehende **„Anpassung“ an natürliche Prozesse**, um den von Natur aus leistungs- und anpassungsfähigen Produktionsapparat Wald kosten- und risikoarm arbeiten zu lassen („instrumenteller Prozessschutz“ nach Piechocki et al. 2004).

⁴ ohne die in Auftragsverwaltung betreuten städtischen Stiftungswälder

Die ökonomische Effizienz ergibt sich aus der Akzeptanz eines begrenzten „**ökologischen Ertragsniveaus**“, das mit „**minimalen Eingriffen**“ (Kosten, Störungen) erreicht wird.

Wesentliche **Bedingungen für das Funktionieren des Lübecker Konzeptes** bestehen darin, dass

- (Größere) **Naturnähe** (natürliche Waldgesellschaft) tatsächlich die natürliche und ökonomische Produktivität des Waldes nachhaltig verbessert bzw. sichert
- **Extensivierung** (Minimum-Prinzip) tatsächlich Naturnähe fördert bzw. erhält
- die **waldbaulichen Maßnahmen** tatsächlich Eingriffs-minimiert (extensiv) und Naturnähe-fördernd vollzogen werden.

Das vorliegende Projekt hat sich mit diesen Fragen auf rd. 1.800 Hektar vergleichbaren Buchenwäldern beschäftigt, indem es den **Vergleich zwischen lang- und mittelfristig unbewirtschafteten Referenzflächen (OFN-50, OFN-12) zum konzeptgemäß behandelten Wirtschaftswald (MFN)** angestellt hat; und zwar aus

- ökologischer
- waldbaulicher
- ertragskundlicher und
- betriebswirtschaftlicher Sicht.

Die **Ergebnisse** sind zusammengefasst:

- Die Anzeiger für **Naturnähe und Kontinuität** des Wald-Ökosystems sind im lange unbewirtschafteten Wald (OFN-50) i.d.R. am ausgeprägtesten. Es existieren deutliche Zusammenhänge zwischen Nutzungsverzicht (totaler Prozessschutz) und Naturnähe.
- **Ertragskundliche Kenngrößen** wie Holzvorrat, Holzqualität und Holzzuwachs sind in den OFN-Flächen größer als in den MFN-Flächen.
- **Waldbauliche Maßnahmen** mit weiterer Extensivierung (Minimierung) fördern Naturnähe, Ertragsfähigkeit und Wirtschaftlichkeit.
- Die **ökonomischen Vergleiche** zwischen OFN und MFN ergeben, dass Qualität und Wertschöpfung der Referenzflächen (OFN) keine Verschlechterung, unter aktuellen Marktbedingungen eher eine Verbesserung gegenüber MFN erfahren.
- Die **Qualität des Waldökosystems** „Stadtwald Lübeck“ (hier: ca. 1.800 Hektar Buchenwälder) hat ein hohes Niveau, was auch als Ergebnis der seit 1994 konsequent durchgeführten „Naturnahen Waldnutzung“ gedeutet wird.

Aus den Ergebnissen der Teilprojekte wurden für die **Verbesserung (Rationalisierung) der Betriebsführung** (im MFN-Wald) zahlreiche Erkenntnisse gewonnen. Diese sind zum Beispiel:

- Die **Extensivierung/Minimierung** soll noch verstärkt werden, z.B. in der Waldpflege (Halbierung der Anzahl der Durchforstungen), dem Erschließungssystem (Verdopplung des Wegeabstandes).
- **Holzvorräte** sollen von heute 475 Vfm/ha auf 600 Vfm/ha angereichert werden.
- Die **Holzernte** soll zu etwa 80 Prozent der Masse auf die Ernte-Phase nach Erreichen des Zieldurchmessers (Buchen: 65 cm BHD) konzentriert werden.
- Der Stadtwald Lübeck befindet sich strukturell noch in der **Übergangsphase** zum optimalen Konzeptwald. Bis dahin (ca. weitere 25 Jahre) sind im Wesentlichen die **Naturnähe zu steigern** (bevorzugte Ernte von nicht-heimischen Holzarten) und der **Vorrat** bei den heimischen Holzarten **anzureichern**.

Die Untersuchungen des vorliegenden Projektes haben offengelegt, dass ohne die Informationen aus den örtlichen Inventuren, verbunden mit entsprechenden Interpretationen und **Vergleichen zu unbewirtschafteten Referenzflächen** keine realistischen Erkenntnisse für betriebswirtschaftlich lohnende Rationalisierungen und Konzeptanpassungen zu erwarten sind.

Die detaillierten Analysen des Ökosystems Wald haben zu operationalen Erkenntnissen für die **Betriebsführung** geführt. Diese ermöglichen **weitere Kosteneinsparungen** (Extensivierung) und geben Sicherheit im Hinblick auf eine qualitativ hochwertige Produktion und Anreicherung von marktfähigem Holz.

Hinsichtlich der (noch?) **nicht-marktfähigen Leistungen** gibt es Hinweise, dass das Lübecker Konzept in hohem Maße die Anforderungen aus der Convention on Biological Diversity (CBD), den Verpflichtungen aus dem „Naturerbe Buchenwälder“ in Deutschland, dem Mindeststandard für „Gute Fachliche Praxis“, den Zertifizierungssystemen von „Naturland e.V.“, an Speicherung des klima- relevanten CO₂, an Anpassung an eine bevorstehende Klimaänderung und an Natur-orientierte („Wildnis“) Erholung erfüllt.

Damit wird neben der mikro-ökonomischen Verbesserung des Forstbetriebes auch die gesellschaftliche Akzeptanz sowohl bei den direkt betroffenen Bürgern Lübecks (Braune 1999) als auch gerade bei den kritischen Umweltverbänden gesichert (Greenpeace 1994).

Nachwort aus einem der ersten „Anweisungen zum Waldbau“ für Forstbetriebe in Deutschland (Cotta 1817):

„Die Forstwirtschaft enthält aber keine Zaubermittel, und kann nichts gegen den Lauf der Natur thun...

Der gute Forstwirth lässt die vollkommensten Wälder geringer werden, der schlechte verdirbt sie.“

4.8.3.4 Literatur

Blum A., Detten R.v., Klein C., Oesten G., Schanz H., Schmidt S. & Seling I. (1996): Die Natur weiß es am Besten? Über die Grundannahmen einer am Leitbild „Natur“ orientierten Forstwirtschaft am Beispiel des Prozeßschutzes. Arbeitsbericht 24 – 96. Institut für Forstökonomie, Universität Freiburg.

Braune U. (1999): Meinungen der Lübecker Bürger zu ihrem Wald. Diplomarbeit (unveröffentlicht). Institut für Forstökonomie und Forsteinrichtung. Universität Dresden.

Cotta H. (1817): Anweisungen zum Waldbau. Dresden.

Duda H.A.A. (2006): Vergleich forstlicher Managementstrategien. Umsetzung verschiedener Waldbaukonzepte in einem Waldwachstumssimulator. Dissertation Göttingen.

Fähser L. (1987): Die ökologische Orientierung der Forstökonomie. Forstarchiv 58, 50 – 60.

Flade M., Möller G., Winter S. & Schumacher H. (2003): Naturschutzstandards für die Bewirtschaftung von Buchenwäldern im norddeutschen Tiefland. Sachbericht des F+E-Vorhabens des BfN „Biologische Vielfalt und Forstwirtschaft“ (FKZ 89884031), Landesanstalt für Großschutzgebiete Brandenburg. Eberswalde.

Greenpeace (1994): Sustainable Forestry Management. City Forest Office of Luebeck. Greenpeace aktuell. Hamburg.

Hansestadt Lübeck (2008): Jahresbericht 2007 über die Erfüllung der für 2007 vereinbarten Kontrakte. Lübeck 2008.

Hildebrand E.E. (2008): Lässt sich das „Großraumexperiment Waldbodenverformung“ stoppen? AFZ – Der Wald 6/2008, 291 – 292.

- Kaiser M. & Sturm K. (1999): Dem Öko-Wald gehört die Zukunft. Wirtschaftsvergleich unterschiedlicher Waldbaustrategien (in Mitteleuropa). Greenpeace, Hamburg.
- v. Lüpke B. & Welcker B. (1998): Ein undurchforsteter Eichenbestand als Greenpeace Referenzfläche? Forstarchiv 69, 54 – 60.
- v. Lüpke B. & Welcker B. (1998): Ein undurchforsteter Eichenbestand als Greenpeace Referenzfläche? Forstarchiv 69, 54 – 60.
- Luyssaert S., Schulze E.-D., Börner A., Knohl A., Hessenmöller D., Law B.E., Ciais P. & Grace J. (2008): Old-growth forests as global carbon sinks. nature 455, 213 – 215.
- Piechocki R., Wiersbinski N., Potthast T. & Ott K. (2004): Vilmer Thesen zum „Prozessschutz“. Natur und Landschaft 79, 53 – 56.
- Stadtwald Lübeck (1994): Naturnahe Waldnutzung des Stadtwaldes Lübeck. Internes Merkblatt. Lübeck.
- Tschupke W. (2008): Wem nützt ein toter Wald? Pro und Contra forstlicher Prozessschutzflächen. Holz-Zentralblatt 38, 1044 – 1045.
- Welcker B. & Bunting A. (1994): Zustandserfassung und waldbauliche Interpretation zweier undurchforsteter Baumhölzer von Stieleiche und Rotbuche auf reichen Diluvialstandorten im Forstamt Lübeck. Diplomarbeit Universität Göttingen. Unveröffentlicht.

5 Ausblick

In nahezu jedem Teilprojekt erfolgt abschließend eine ausführliche Vorausschau. Hier soll deshalb nur in aller Kürze zusammenfassend darauf eingegangen werden.

Das vorgestellte Projekt erfolgt auf der Basis von zwei Folgeinventuren des Stadtwaldes Lübeck in dem für naturwissenschaftliche Untersuchungen sehr engen Zeitrahmen von einem Jahr. Die Ergebnisse zeigen dennoch, dass es grundsätzlich möglich ist, mit Hilfe des hier gewählten Untersuchungsdesigns Erkenntnisse zu gewinnen, die sowohl dem Naturschutz im Wirtschaftswald als auch den betriebswirtschaftlichen Erfordernissen dienen und zu deren Optimierung beitragen können.

Sie verdeutlichen aber auch, dass es unerlässlich ist, auch in Zukunft durch ein ausreichendes Monitoring valide Daten im Wald zu erheben, die eine derartige Auswertung ermöglichen.

Das Projekt wurde auf der Grundlage des Lübecker Konzeptes auf nährstoffreichen Böden mit einer überdurchschnittlichen Baumversorgung durchgeführt. Die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf weitere Nutzungsvarianten und insbesondere auf weniger gut versorgte Standorte sollte daher in einem weitergehenden Forschungsprojekt überprüft werden. Auch zeigte sich, dass einige Indiktorsysteme besser geeignet sind als andere und zukünftig für eine einfachere Ansprache von ökosystemaren Zusammenhängen genutzt werden können.

ANHANG

6 Anhang

6.1 Projektorganisation

Einstellungen von MitarbeiterInnen

Das Ökologiezentrum Kiel stellte zur Bearbeitung des Teilprojektes Waldwachstum (Teilprojekt 1.1) Herrn Andreas Fichtner ein. Darüber hinaus konnte das ÖZK für die Bearbeitung des Teilprojektes Boden (Teilprojekt 3) Frau Susanne Irmeler gewinnen. Beide Stellen sind auf 10 Monate befristet und vergütet nach BAT II/2.

Werkverträge

Teilprojekt 2.1.1 Lignicole Pilze

Zur Bearbeitung des Teilprojektes lignicole Pilze wurde im Juli 2007 durch das LANU ein Werkvertrag an den Pilzexperten Herrn Mathias Lüderitz vergeben.

Teilprojekt 2.1.2 Moose, Flechten, Gefäßpflanzen:

Das Ökologiezentrum hat für die Bearbeitung der Aufgaben im Teilprojekt Botanik, Naturnähe durch Moose, Flechten und Höhere Pflanzen Herrn Dr. Leonid Rasran beauftragt.

Teilprojekt 2.2 Fauna, Brutvogelkartierung

Das LANU hat zum 1. April 2004 den Dipl. Biol. Herrn Bernd Struwe-Juhl und Dipl. Biol. Dr. Bodo Grajetzky mit der Erfassung der Brutvögel im Untersuchungsraum beauftragt.

Teilprojekt 4 Betriebswirtschaftliche Wertschöpfung

Der Stadtwald Lübeck beauftragte Knut Sturm, Fa. Silva Verde, mit der ökonomischen Analyse der ökologischen Leistungen von Wäldern.

Das LANU beauftragte Mitte September 2008 im Rahmen eines Werkvertrages Knut Sturm, Fa. Silva Verde mit der Simulation des Waldwachstums von Waldbeständen des DBU - Projektes „Hevenbruch“ und Bereitstellung der ertragskundlichen Kennzahlen für die Waldwertrechnung

Kooperation mit der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald

Am 12. November 2007 wurde im Stadtwald Lübeck eine **Kooperation mit der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald**/Lehrstuhl für Landschaftsökonomie (Prof. Dr. U. Hampicke, Dr. A. Schäfer) vereinbart.

Sonstige Beschäftigungen

Im Oktober und November 2007 wurden aus Eigenmitteln des Stadtwaldes Lübeck zwei professionelle Baumkletterer aus Schweden als Praktikanten für Messungen an stehenden Bäumen in Referenzflächen beschäftigt (John Green).

Ferner betraute das Ökologiezentrum Kiel Frau Jeanine Wagner im Rahmen einer Masterarbeit mit dem Teilprojekt Walderneuerung und Wildverbiss (Teilprojekt 1.2). Die Finanzierung erfolgte aus Eigenanteilen (Einstellung als wissenschaftliche Hilfskraft) des ÖZK.

6.2 Das Lübecker Konzept



NATURNAHE WALDNUTZUNG des Stadtwaldes Lübeck



IMO - FM - COC - 9887
FSC Trademark © 1996 Forest
Stewardship Council A.C.



anerkannt
ökologischer
Landbau

Im Jahr 1986 entschied der Senat von Lübeck, die Wälder der Stadt in Zukunft nach Prinzipien einer "naturnahen" Waldwirtschaft zu behandeln. Nach eingehenden Diskussionen, Inventuren und Planungen wurde 1994 ein Konzept zur NATURNAHEN WALDNUTZUNG formuliert.

1. GRUNDSÄTZE des WALDKONZEPTS

- Das Wald-Konzept soll den aktuellen Stand des Wissens von Praxis und Wissenschaft widerspiegeln. Es soll sich deshalb auf anspruchsvolle Inventuren und Planungen stützen und die daraus gewonnenen Informationen mit leistungsfähigen Datenverarbeitungssystemen verfügbar halten.
- Wälder sind zu komplex und zu lebenswichtig, als dass sie von den wenigen amtlich Zuständigen allein verstanden und richtig behandelt werden könnten. Deshalb soll das Wald-Konzept kooperativ mit Interessierten, Sachkundigen und Zuständigen entstehen, durchgeführt und kontrolliert werden.
- Es wird nie möglich sein, alle Strukturen, Dynamiken und Funktionen der Wälder angemessen zu beschreiben, zu erklären und zu bewerten und die Folgen von nutzenden Eingriffen vollständig zu erkennen. Deshalb soll das Wald-Konzept vorsehen, möglichst wenig einzugreifen (Minimum-Prinzip), sich an den natürlich ablaufenden Prozessen zu orientieren und eine möglichst große Naturnähe zu entwickeln.
- Die Nutzung von Wäldern bedeutet Nutzung in der Natur (Ur-Produktion). Deshalb muss das Wald-Konzept vorrangig die ökologischen Bedingungen

beachten (Prozessschutz). Ökologisch optimales Funktionieren ist die Voraussetzung für ökonomisch positive Ergebnisse und für die Erfüllung sozialer und kultureller Anforderungen an Wälder (nachhaltige Entwicklung).

- Das Wald-Konzept soll in den Wäldern der Hansestadt Lübeck eine umfassende und zuverlässige Daseinsvorsorge für Pflanzen, Tiere und Menschen bewirken. Dieses wird angesichts bedrohlicher Umweltgefahren durch Stoffeinträge, Luftschadstoffe, Verringerung der Ozonschicht und Klimaveränderung um so wichtiger.

2. EINZELKOMPONENTEN des WALDKONZEPTS

- Repräsentativ für die hauptsächlich vorkommenden Boden-, Forst- und Waldverhältnisse werden **Referenzflächen** ausgewiesen. Auf diesen erfolgen - mit Ausnahme des Jagens - keine Eingriffe. Die Referenzflächen dienen der Beobachtung und Dokumentation der natürlichen Entwicklung (Prozesse). Diese Flächen sind im einzelnen mindestens 20 Hektar groß und umfassen zusammengenommen mindestens 10 Prozent der Waldfläche (im Stadtwald Lübeck also mind. 450 Hektar). Auf Referenzflächen wird natürliche Waldentwicklung sichtbar. Daraus abgeleitete Erkenntnisse sollen in die Behandlung der Wirtschaftswälder einfließen.
- In den Wirtschaftswäldern sollen **Biotopbäume** erhalten werden. Starkbäume und Totholz sollen mindestens 10 % der oberirdischen Baummasse erreichen und ebenso wie Horstbäume sowie seltene und besonders schöne Bäume ungenutzt bleiben. Höhlenbäume bleiben solange stehen, wie es ihre Funktion im Walde erfordert.
- Baumarten der **natürlichen Waldgesellschaft**, die sich ohne menschlichen Einfluss in der Region in und um Lübeck herum von Natur aus durchgesetzt hätten, werden mit Pflege und hauptsächlich natürlicher Wiederansamung gefördert. Diese sind u.a. Buchen, Eschen, Ahorne, Hainbuchen, Ulmen, Wildobst, Birken, Eichen, Roterlen und Kiefern. Baumarten, die von Natur aus hier nicht vorkommen, werden gegenüber den heimischen nicht gefördert. Es handelt sich dabei u.a. um Fichten, Lärchen, Douglasien und Roteichen.
- Durch die **Pflege** der Wälder sollen die Lebens- und Reproduktionsfähigkeit der natürlichen Waldgesellschaft und die Holzqualität der Erntebäume gefördert werden. Eingriffe erfolgen nach dem Minimum-Prinzip nur dann, wenn nicht-heimische und qualitativ schlechte Bäume qualitativ gute, heimische Bäume bedrängen.
- Bei der **Ernte** werden nur einzelne Bäume oder kleine Baumgruppen entnommen. Es entsteht keine Kahlfäche. Das Kriterium zur Ernte ist die erreichte Produktreife eines Baumes. Diese bemisst sich nach definierten Zieldurchmessern der Stämme in 1,3 m Höhe. Hohe Zieldurchmesser sichern den Bäumen ein hohes Alter und damit auch eine hohe ökologische, ökonomische und ästhetische Wertigkeit.

- Die **Erneuerung** der Wälder erfolgt vor allem durch natürliche Verjüngung aus den Samen der vorhandenen Bäume. Künstliche Saat und Pflanzung werden nur ausnahmsweise durchgeführt und dann nur mit standortheimischen Baumarten.
- Die **Jagd** hat die Aufgabe, die Anzahl und Arten jagdbarer Tiere auf die ökologische Tragfähigkeit der Wälder abzustimmen. Unnatürliche Überpopulationen, besonders bei Rehwild und Rotwild, behindern in vielen Waldgebieten eine differenzierte Entwicklung und naturnahe Dynamik der Wälder. Deshalb muss hier die Wilddichte mit effektiven Jagdverfahren verringert werden.
- **Verfahren, Maßnahmen, Geräte, Maschinen und Stoffe** zur Pflege und Nutzung der Wälder sollen möglichst waldverträglich sein. Deshalb werden nur speziell entwickelte Waldmaschinen, Pferde als Hilfe bei der Holzernte und naturverträgliche Materialien verwendet.

3. GRUNDSÄTZLICH VERBOTEN sind

- Kahlschläge
- Monokulturen
- Ansiedlung von nicht-heimischen Baumarten
- Gifte
- Mineraldünger, Gülle, Klärschlamm
- Bearbeiten oder Verdichten des Mineralbodens
- Flächiges Abräumen, Verbrennen von Biomasse
- Entwässern von Feuchtgebieten
- Störende Arbeiten während ökologisch sensibler Jahreszeiten
- Füttern von Wildtieren.

4. FORSTPOLITISCHE BEDEUTUNG

Das Konzept verwertet die etwa 100jährigen Erfahrungen naturnaher Waldwirtschaft in Deutschland. Die Kriterien für Gebote und Verbote sind qualitativ und quantitativ überwiegend so formuliert, dass sie eindeutig befolgt und überprüft werden können. Umweltorganisationen wie GREENPEACE, BUND, WWF und ROBIN WOOD haben das Lübecker Konzept 1996 als ökologisch unbedenkliches Waldkonzept anerkannt. Sie empfehlen die Anwendung dieser Prinzipien weltweit, auch für Tropische Regenwälder und für bedrohte Waldgebiete in den nördlichen Kaltklimaten (Boreale Wälder). Wegen der erheblichen Kosteneinsparungen durch biologische Automation, Extensivierung und verringertes Produktionsrisiko ist das Konzept auch aus betriebswirtschaftlicher Sicht attraktiv. Im Januar 1997 erhielt das Stadtförstamt Lübeck als erstes Förstamt in Deutschland das „Naturland“-Zertifikat für „ökologische Waldnutzung“, im Dezember 1998 das Zertifikat des internationalen Forest Stewardship Council (FSC).

5. ZUSAMMENFASSUNG

Das Konzept der **Naturnahen Waldnutzung** im Stadtwald Lübeck zeichnet sich insbesondere aus durch:

- **Naturnähe als Hauptkriterium**
den „Maßstab“ für Naturnähe setzen u.a. die natürlich ablaufenden Prozesse auf
10 % Referenzflächen (Nullflächen)
- **Gesellschaftliche Akzeptanz**
GREENPEACE, BUND, WWF, ROBIN WOOD u. a. Verbände empfehlen dieses Konzept als ökologisch verantwortbar und kontrollierbar. Der Stadtwald erhielt 1997 das Zertifikat für ökologische Waldnutzung vom Umweltverband „Naturland“, 1998 vom internationalen FSC. Das Konzept wurde mit dem Preis der Europäischen Papierindustrie für Umweltmanagement ausgezeichnet (Wien 1996) und erhielt die Auszeichnung für besondere Leistungen im 1. Naturschutzwettbewerb des Bundes und der Länder (Bonn 1998).
- KOWANU12.DOC; Druck: 17.12.2008ung für besondere Leistungen im 1. Naturschutzwettbewerb des Bundes und der Länder (Bonn 1998).
- KOWANU12.DOC; Druck: 17.12.2008ung für besondere Leistungen im 1. Naturschutzwettbewerb des Bundes und der Länder (Bonn 1998).

- **Betriebswirtschaftlicher Vorteil gegenüber bisher üblichen Konzepten**
Der finanzielle Aufwand wird drastisch reduziert durch das Minimum-Prinzip. Die natürlich ablaufenden Prozesse werden, soweit sie zielführend sind, genutzt (Naturverjüngung, natürliche Selektion). Durch „Naturland“- und FSC-Zertifizierung erweitert sich der Kundenkreis, z.T. steigt der Holzpreis.
- **Verpflichtung zu konsequenter Umsetzung**
Die Kontrollierbarkeit wird durch qualitative und quantitative Standards (z. B. 10% Totholz, nur heimische Baumarten, kein Gift) und durch die Kontrollen der Zertifizierer „Naturland“ und FSC gewährleistet.

Stand: Juni 2004

LEITGEDANKEN zum
Konzept „Naturnahe Waldnutzung“

im Stadtforstamt Lübeck

- Die „**Natürliche Waldgesellschaft**“ ist langfristig die risikoärmste und produktivste Erscheinungsform des Waldes (umfassende Nachhaltigkeit).
- Die **Leistungs- und Wirtschaftsziele** für den Wald müssen „**angemessen**“ und nicht „maximal“ formuliert sein, damit das Ökosystem nicht überfordert und aus seinem ökologischen Optimum verdrängt wird.
- Das Prinzip des „**Minimalen Einsatzes**“ ist in der Urproduktion Waldwirtschaft ökologisch und wirtschaftlich dem Prinzip des „Maximalen Ergebnisses“ überlegen.
- **Eingriffe** erfolgen mit dem Ziel
 - **Naturnähe** der Wirtschaftswälder verbessern
 - **Qualität** der verbleibenden Bäume anheben
 - **Reife Bäume** ernten.

Anhang 6.3. Waldwachstum

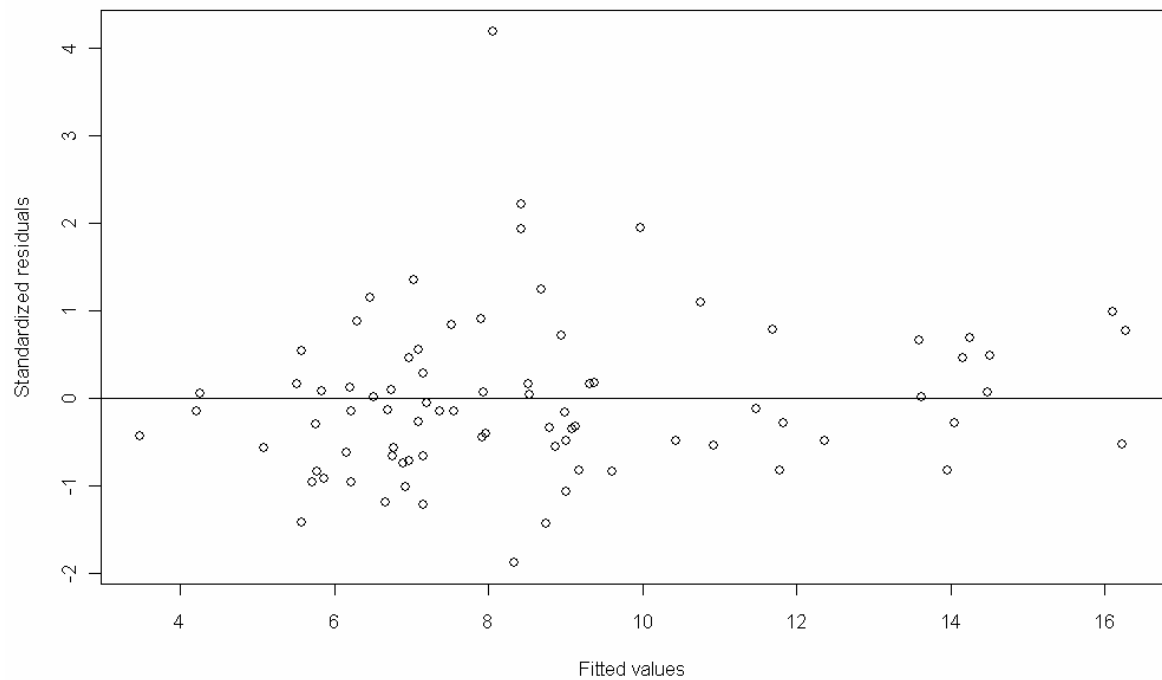


Abbildung A.1: Standardisierte Residuen des Bestandeszuwachsmodells über dem geschätzten Volumenzuwachs.

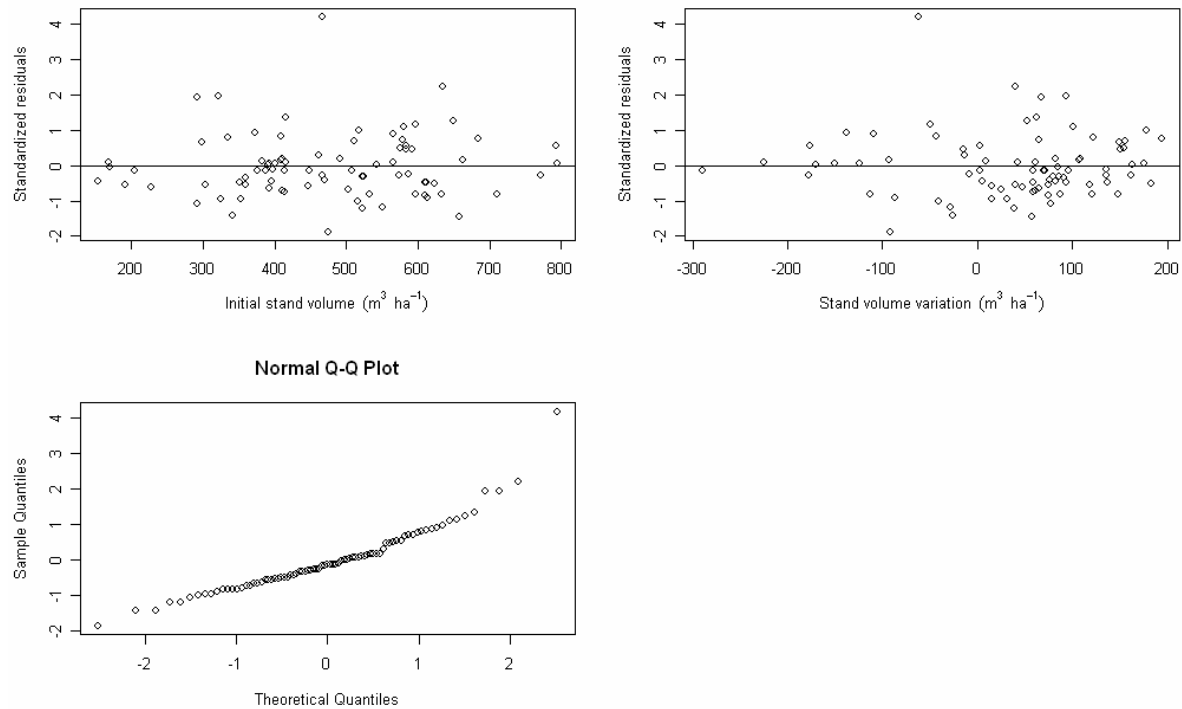


Abbildung A.2: Residuenplots des Bestandeszuwachsmodells. Standardisierte Residuen über den Regressoren (obere Reihe), Q-Q Plot der Residuen (unten).

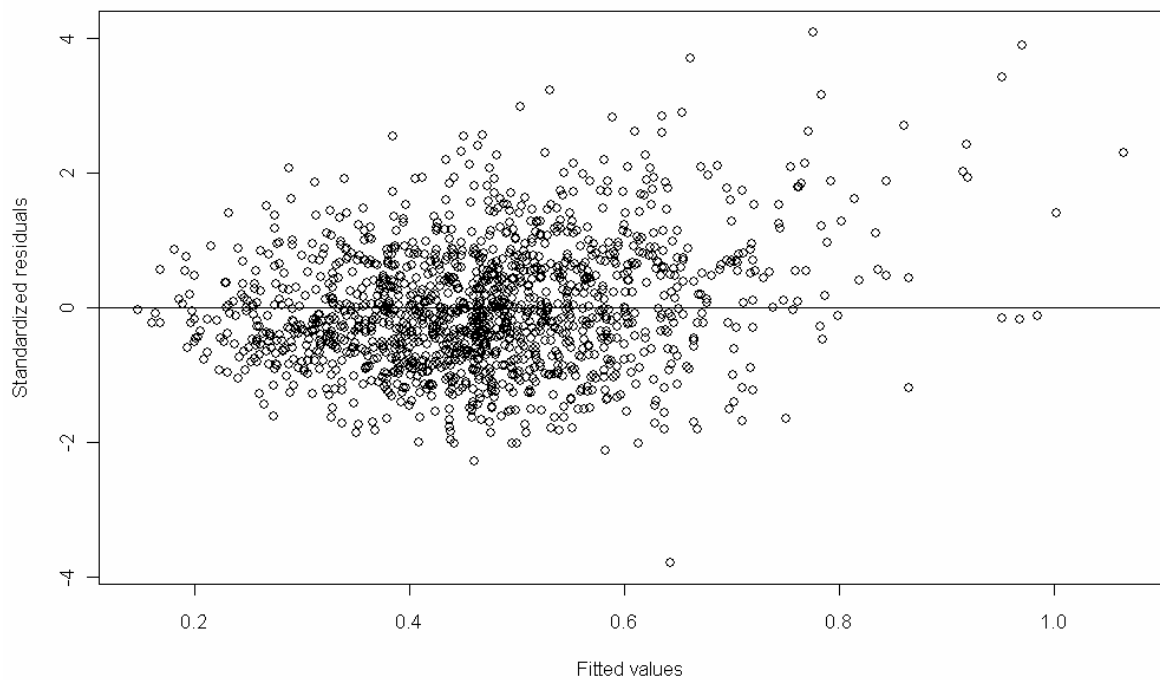


Abbildung A.3: Standardisierte Residuen des Durchmesserzuwachsmodells über dem geschätzten Durchmesserzuwachs.

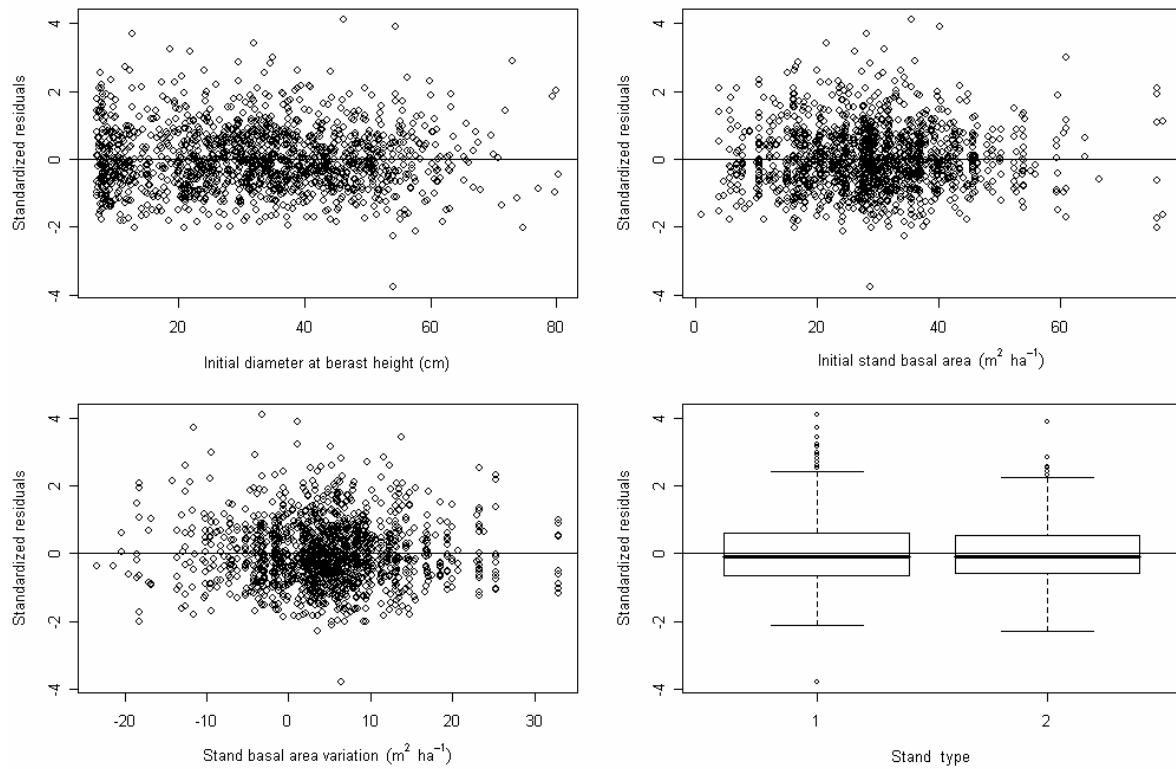


Abbildung A.4: Standardisierte Residuen der Durchmesserzuwachsfunction über den Regressoren des minimalen adäquaten Modells.

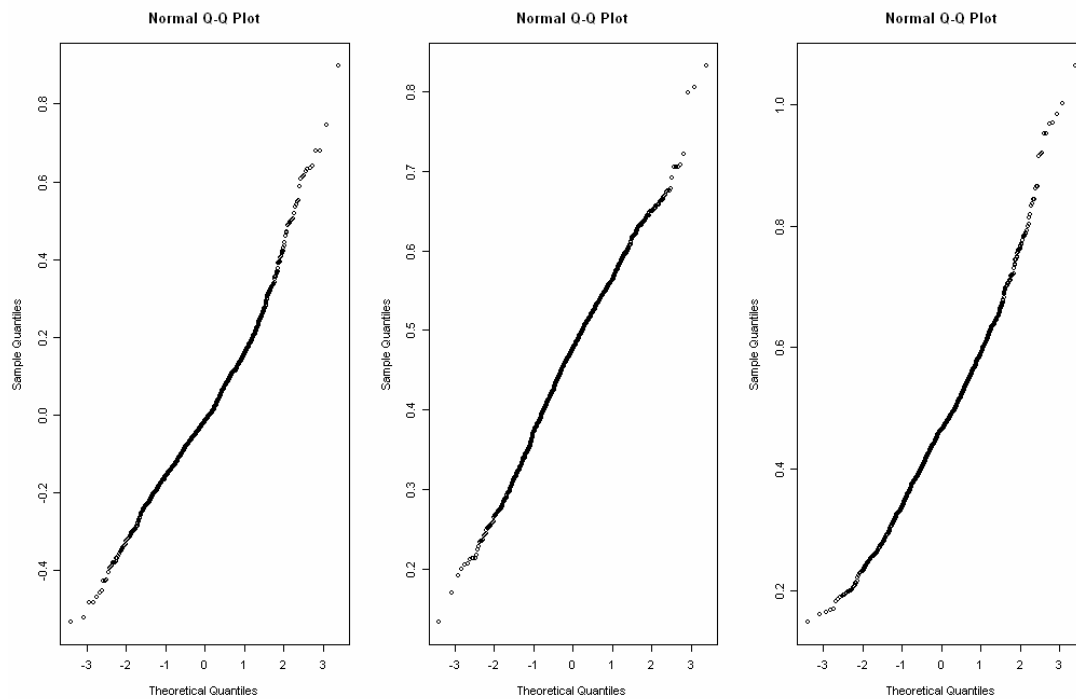


Abbildung A.5: Q-Q Plots der Residuen des Durchmesserzuwachsmmodells (links) und EBLUPs der zufälligen Effekte (Waldstandortsebene = Mitte; Probekreisebene = rechts).

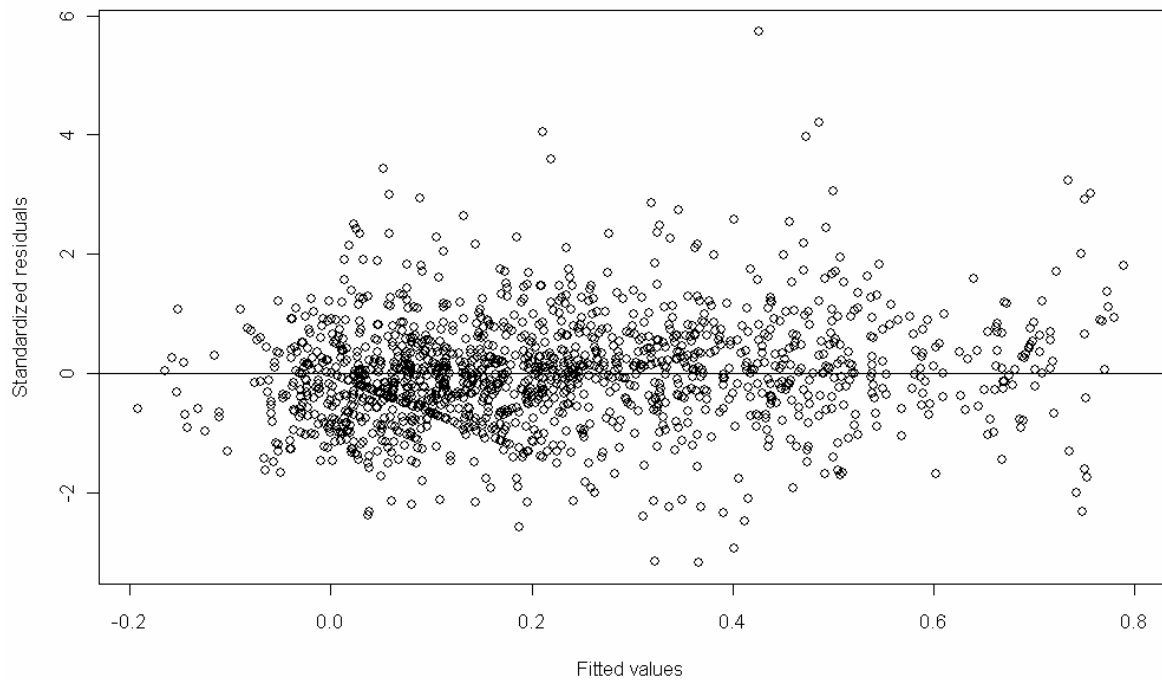


Abbildung A.6: Standardisierte Residuen des Höhenzuwachsmodells über dem geschätzten Höhenzuwachs.

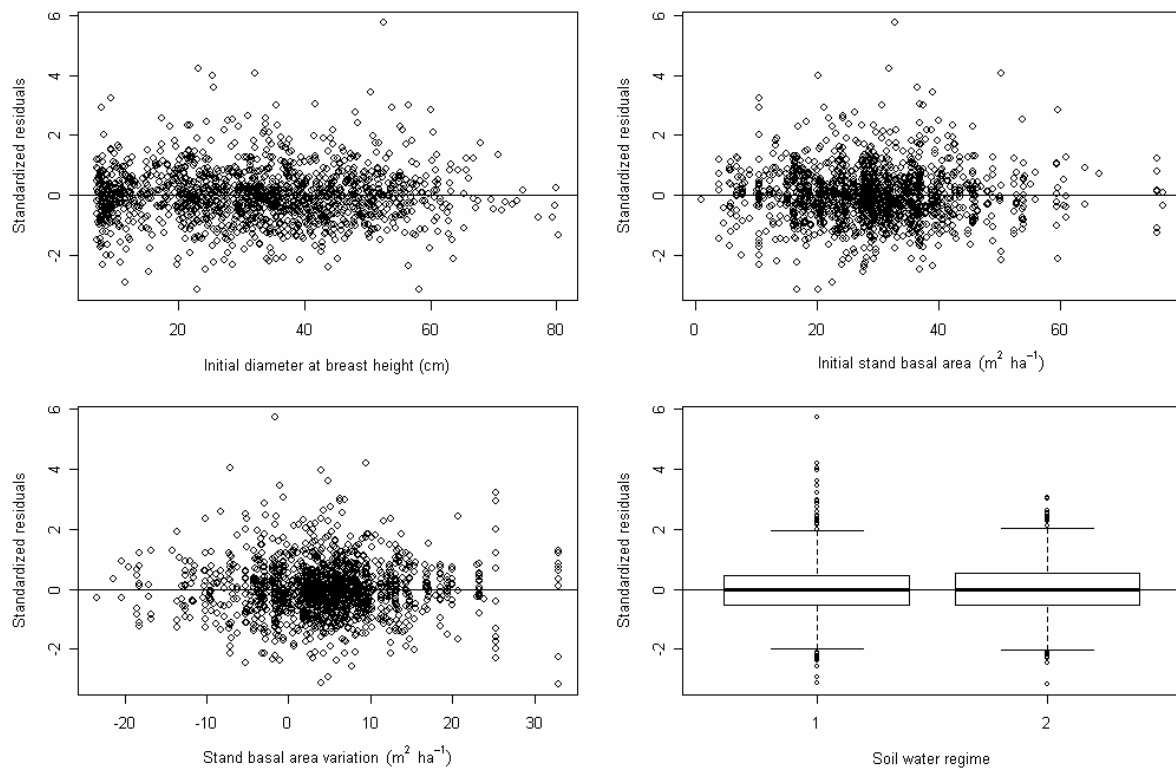


Abbildung A.7: Standardisierte Residuen der Höhenzuwachsfunktion über den Regressoren des minimalen adäquaten Modells.

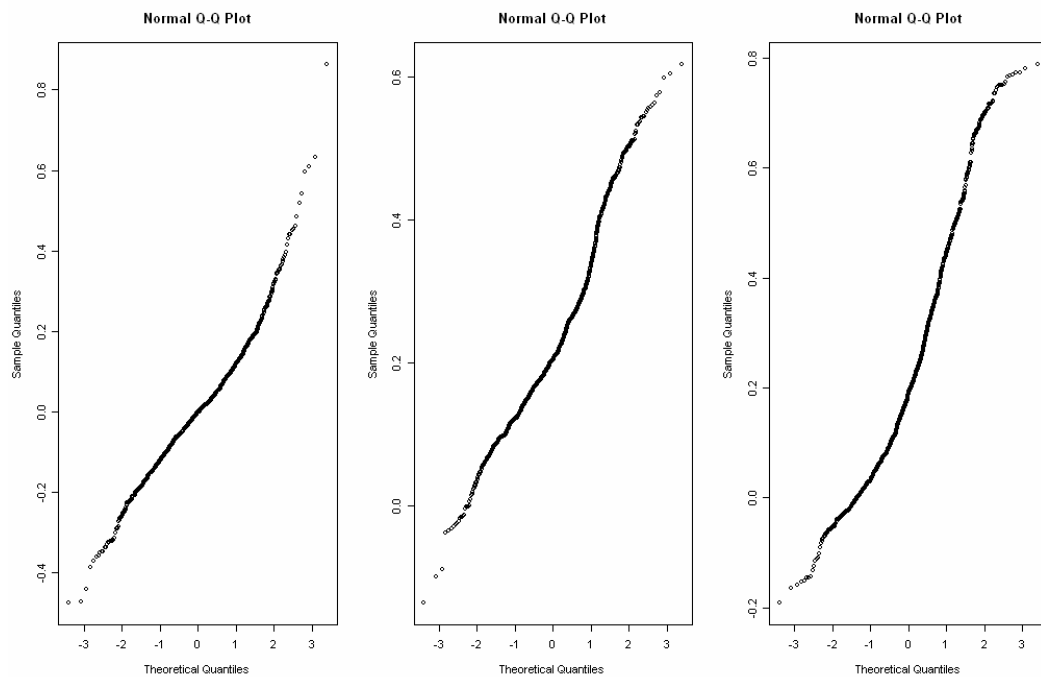


Abbildung A.8: Q-Q Plots der Residuen des Höhenzuwachsmodells (links) und EBLUPs der zufälligen Effekte (Waldstandortsebene = Mitte; Probekreisebene = rechts).

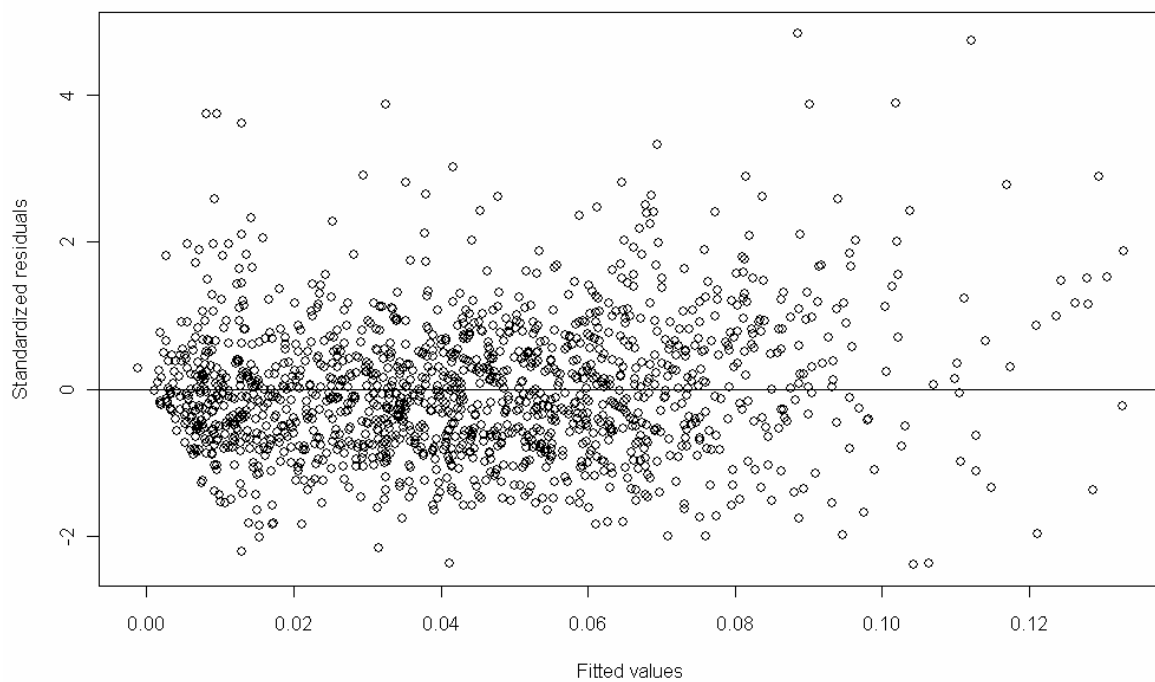


Abbildung A.9: Standardisierte Residuen des Volumenzuwachsmodells über dem geschätzten Volumenzuwachs.

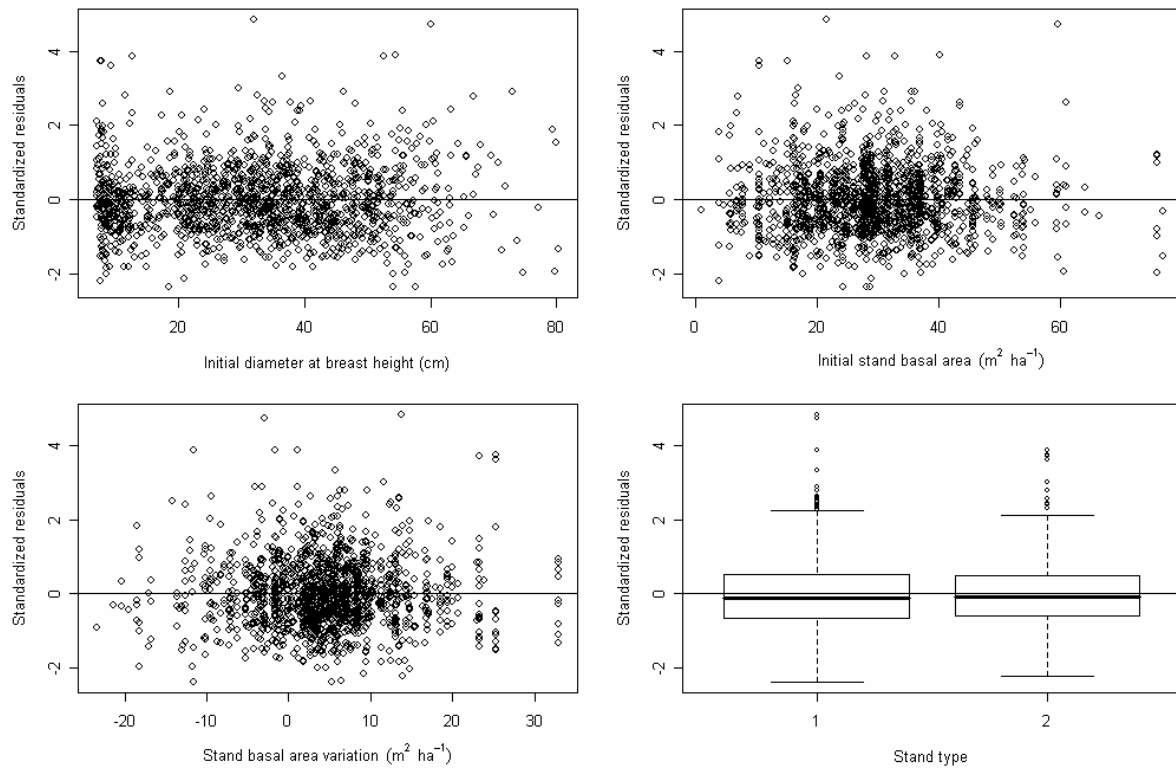


Abbildung A.10: Standardisierte Residuen der Volumenzuwachsfunktion über den Regressoren des minimalen adäquaten Modells.

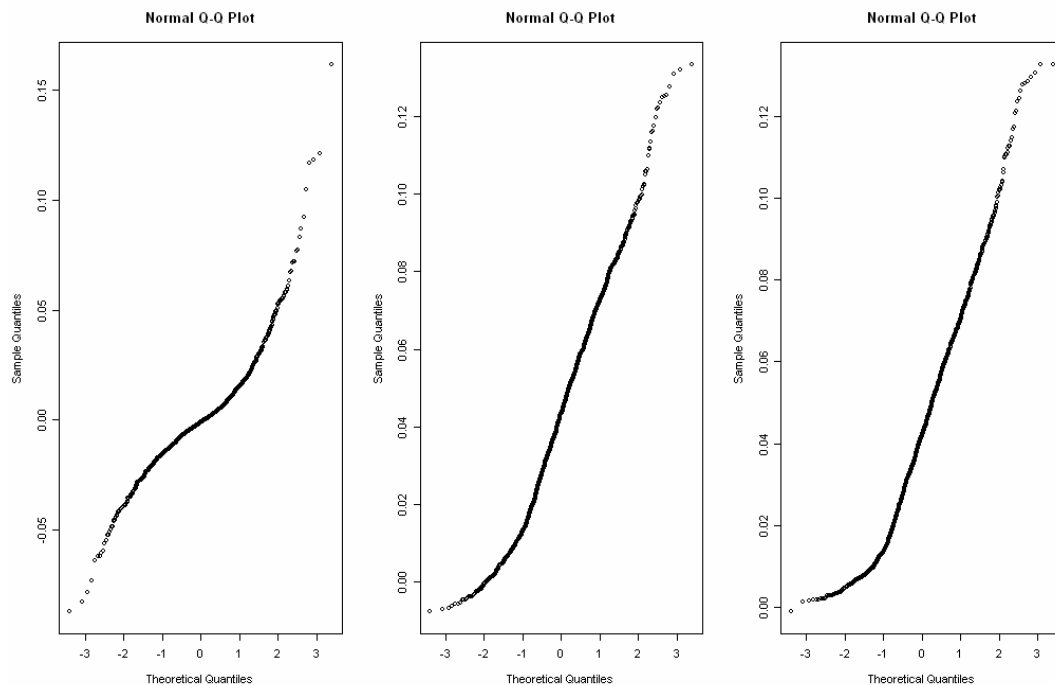


Abbildung A.11: Q-Q Plots der Residuen des Volumenzuwachsmodells (links) und EBLUPs der zufälligen Effekte (Waldstandortsebene = Mitte; Probekreisebene = rechts).

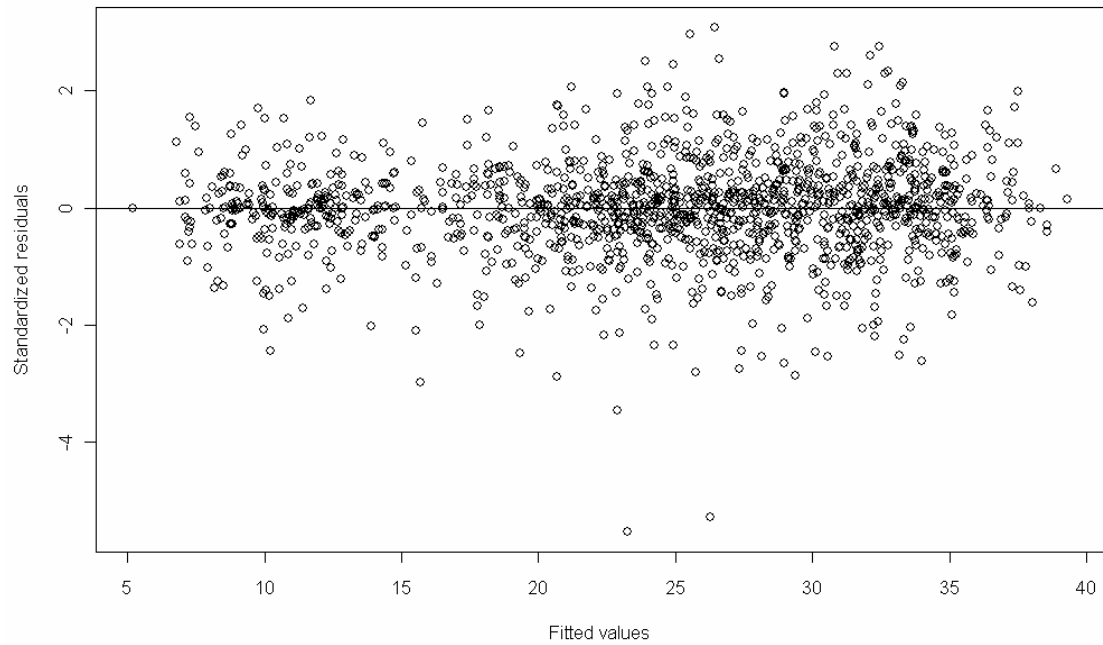


Abbildung A.12: Residualabweichung der geschätzten und gemessenen Baumhöhe (Erstinventur 1992).

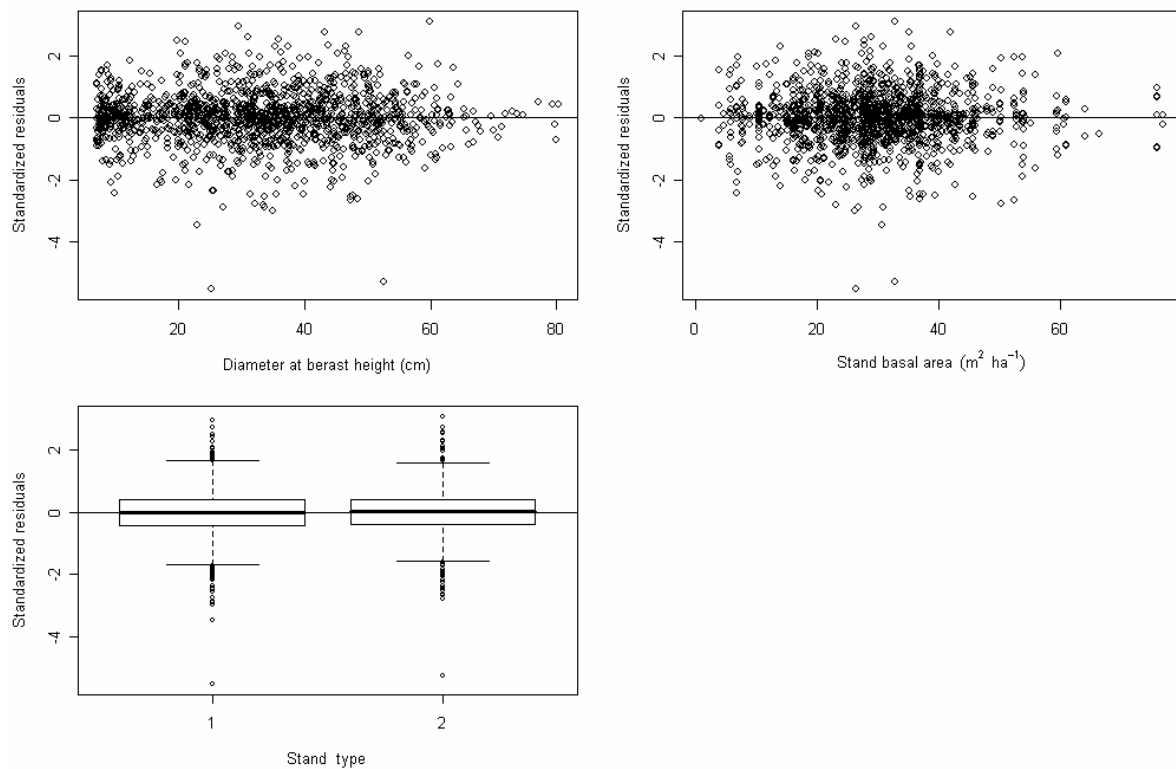


Abbildung A.13: Standardisierte Residuen der Höhen-Durchmesserfunktion über den Regressoren des minimalen adäquaten Modells für die Erstinventur 1992.

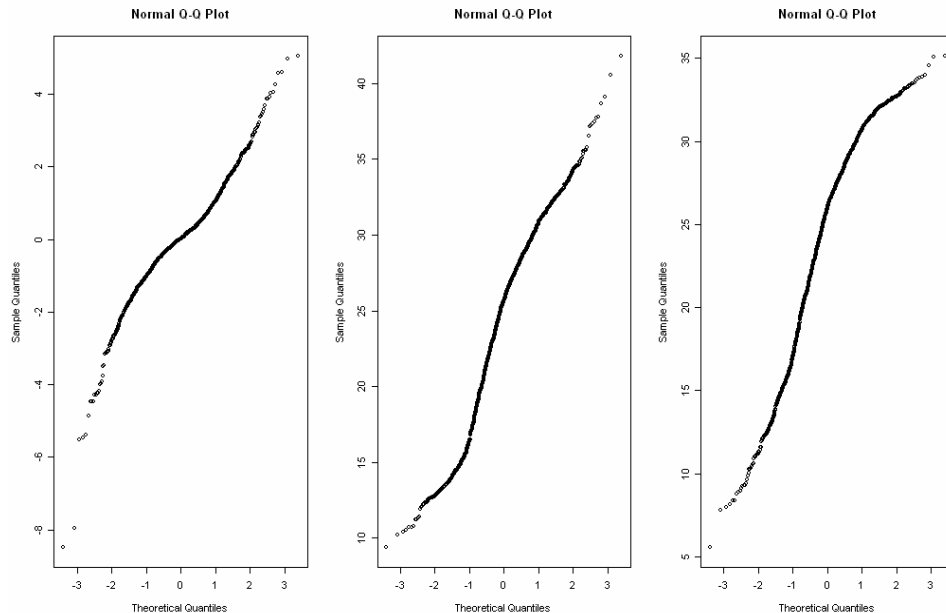


Abbildung A.14: Q-Q Plots der Residuen des Höhen-Durchmessermodells der Erstinventur 1992 (links) und EBLUPs der zufälligen Effekte (Waldstandortsebene = Mitte; Probekreisebene = rechts).

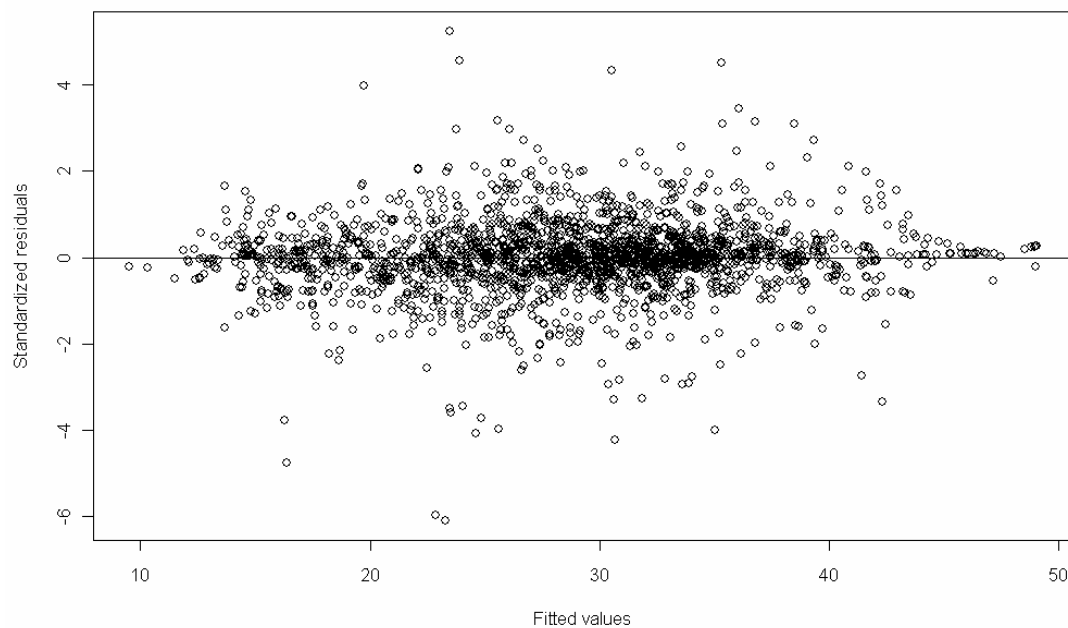


Abbildung A.15: Residualabweichung der geschätzten und gemessenen Baumhöhe (Folgeinventur 2004).

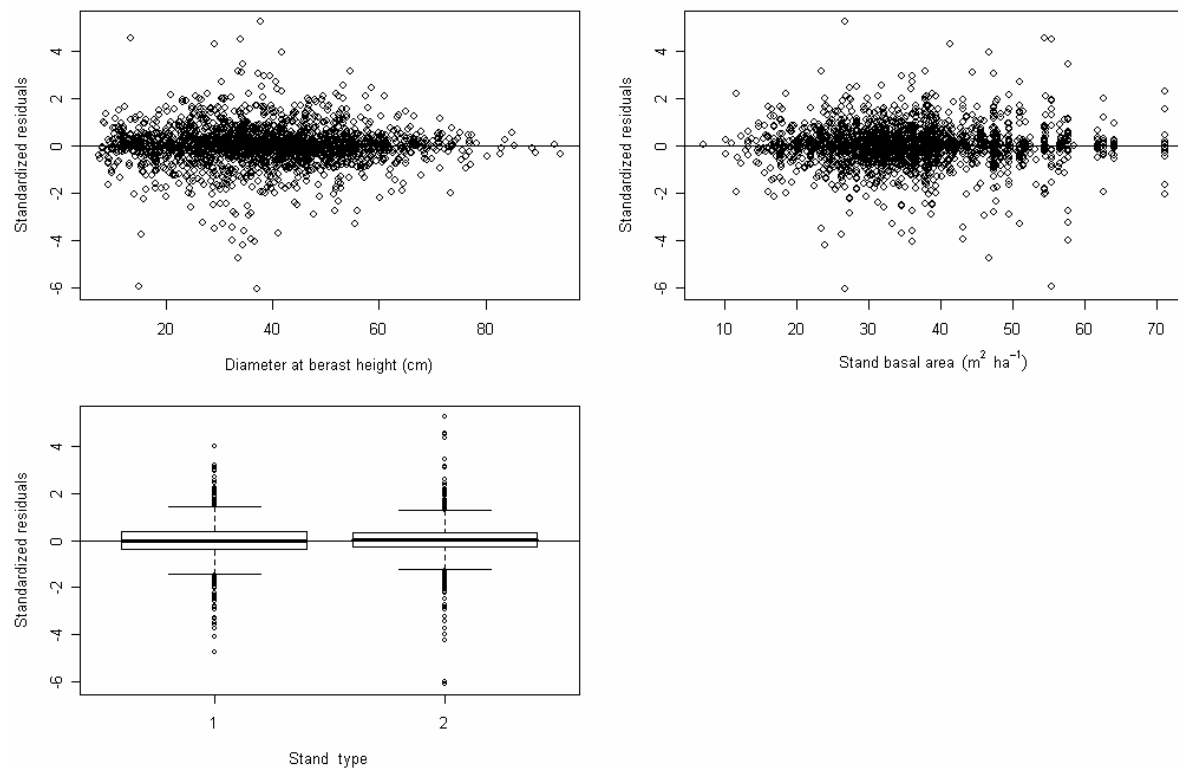


Abbildung A.16: Standardisierte Residuen der Höhen-Durchmesserfunktion über den Regressoren des minimalen adäquaten Modells für die Folgeinventur 2004.

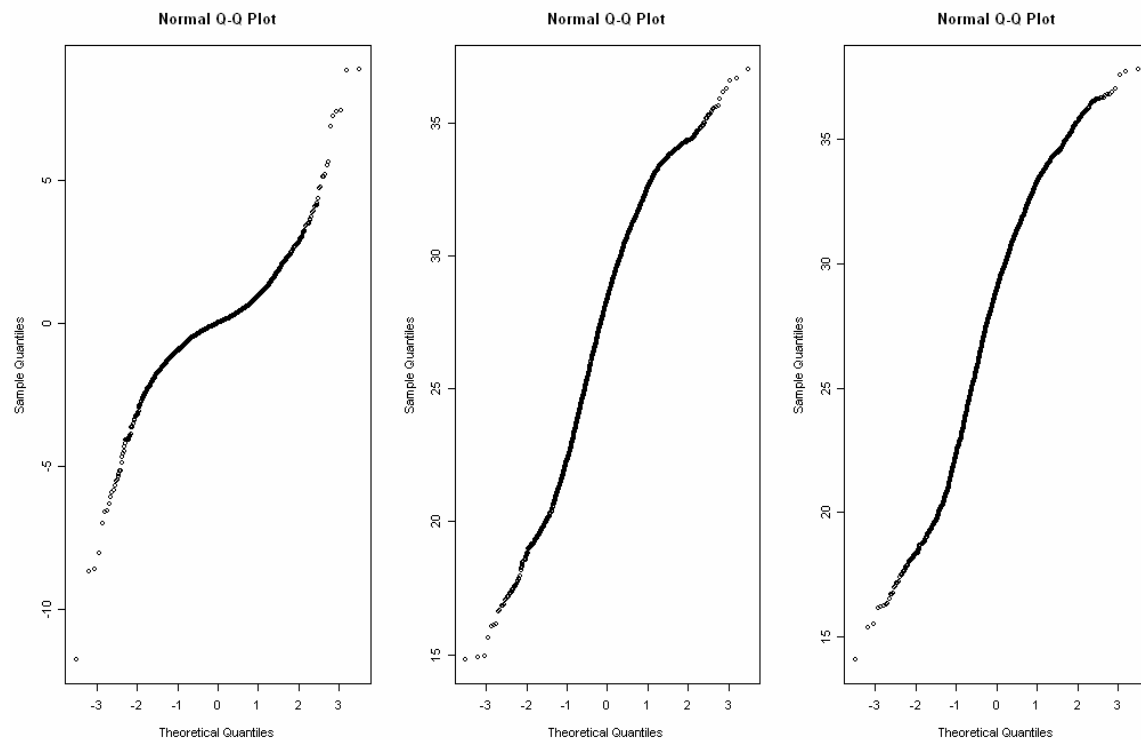


Abbildung A.17: Q-Q Plots der Residuen des Höhen-Durchmessermodells der Folgeinventur 2004 (links) und EBLUPs der zufälligen Effekte (Waldstandortsebene = Mitte; Probekreisebene = rechts).

Tabelle A.1: Eingangsparameter des Modells zur Schätzung des flächenbezogenen Volumenzuwachses von Buchen-Altholzbeständen. Die Faktorstufe 2 des Bodenwasserhaushalts umfasst 10% stark grund- und stauwasserbeeinflusste Standorte und 90% mäßig grund- und stauwasserbeeinflusste Standorte. Die Faktorstufe 2 der Bodentextur umfasst 94% tonig-lehmige Standorte und 6% sandig-lehmige Standorte.

Parameter	Abbreviation	N _{plots}	Description	Type
Response variable				
Periodic annual volume increment 1992-2004 ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{year}^{-1}$)	PAIV		Referring to all trees within an inventory plot	continuous
Predictor variables				
Initial stand volume, 1992 ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	V		Referring to all trees within an inventory plot	continuous
Stand volume variation, 1992-2004 ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	ΔV		Referring to all trees within an inventory plot	continuous
Initial stand basal area, 1992 ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$)	BA		Referring to all trees within an inventory plot	continuous
Stand basal area variation, 1992-2004 ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$)	ΔBA		Referring to all trees within an inventory plot	continuous
Stand type	ST			nominal
	1	40	Mixed stands: Interspecific competition	
	2	44	Pure stands: Intraspecific competition	
Soil water regime	W			nominal
	1	37	No ground- or stagnic water influence	
	2	47	Ground- or stagnic water influence	
Soil texture	SO			nominal
	1	53	Carbonatic clay (marl)	
	2	31	Clay loam to sandy loam	

Tabelle A.2: Eingangsparameter der Modelle zur Schätzung des Zuwachses der Rot-Buche. Die Faktorstufe 2 des Bodenwasserhaushalts umfasst 23% stark grund- und stauwasserwasserbeeinflusste Standorte und 77% mäßig grund- und stauwasserbeeinflusste Standorte. Die Faktorstufe 2 der Bodentextur umfasst 77% tonig-lehmige Standorte und 23% sandig-lehmige Standorte.

Parameter	Abbreviation	N _{plots}	Description	Type
Response variables				
Periodic annual diameter increment 1992-2004 (cm year ⁻¹)	PAID		Referring to beech trees within an inventory plot	continuous
Periodic annual height increment 1992-2004 (m year ⁻¹)	PAIH		Referring to beech trees within an inventory plot	continuous
Periodic annual volume increment 1992-2004 (m ³ year ⁻¹)	PAIV		Referring to beech trees within an inventory plot	continuous
Predictor variables				
Initial diameter at breast height, 1992 (cm)	dbh		Referring to beech trees within an inventory plot	continuous
Initial tree height, 1992 (m)	TH		Referring to beech trees within an inventory plot	continuous
Initial stand basal area, 1992 (m ² ha ⁻¹)	BA		Referring to all trees within an inventory plot	continuous
Stand basal area variation, 1992-2004 (m ² ha ⁻¹)	ΔBA		Referring to all trees within an inventory plot	continuous
Stand type	ST			nominal
	1	748	Mixed stands: Interspecific competition	
	2	703	Pure stands: Intraspecific competition	
Soil water regime	W			nominal
	1	810	No ground- or stagnic water influence	
	2	641	Ground- or stagnic water influence	
Soil texture	SO			nominal
	1	785	Carbonatic clay (marl)	
	2	666	Clay loam to sandy loam	

Tabelle A.3: Ziel- und Prädiktorvariablen zur Modellierung der Höhen-Durchmesser-Beziehung der Rot-Buche.

Parameter	Abbreviation	N _{plots,1992}	N _{plots,2004}	Description	Type
Response variable					
Tree height (m)	TH			Referring to beech trees within an inventory plot	continuous
Predictor variables					
Diameter at breast height (cm)	dbh			Referring to beech trees within an inventory plot	continuous
Stand basal area (m ² ha ⁻¹)	BA			Referring to all trees within an inventory plot	continuous
Stand type	ST				nominal
	1	748	1125	Mixed stands: Interspecific competition	
	2	703	1012	Pure stands: Intraspecific competition	

Tabelle A.4: Veränderung wachstumskundlicher Kennzahlen der Untersuchungsbestände (Mittelwert $\pm$ Stand. Abweichung) differenziert nach Waldentwicklungstypen. Alle Bäume mit BHD > 7cm innerhalb eines Probekreises wurden berücksichtigt. M = bewirtschaftete Bestände; U12 = unbewirtschaftete Bestände > 12 Jahre; U50 = unbewirtschaftete Bestände > 50 Jahre. Pre-mature stage = Reifephase, Selection stage = Auslesephase

	Inventory 1992			Inventory 2004		
	M	U12	U50	M	U12	U50
Pre-mature stage						
No. of study plots	66	13	5	66	31	20
Diameter (cm)	38.6 $\pm$ 15.6	40.9 $\pm$ 16.2	31.3 $\pm$ 13.4	41.2 $\pm$ 16.8	42.9 $\pm$ 16.9	38.1 $\pm$ 13.7
Diameter -main stand- (cm)	46.3 $\pm$ 10.2	49.5 $\pm$ 11.6	35.8 $\pm$ 10.8	50.0 $\pm$ 11.6	50.9 $\pm$ 11.3	42.0 $\pm$ 11.1
Height (m)	27.1 $\pm$ 7.3	28.6 $\pm$ 6.9	25.5 $\pm$ 8.0	27.1 $\pm$ 7.8	29.3 $\pm$ 7.6	33.6 $\pm$ 9.3
Height -main stand- (m)	30.8 $\pm$ 3.9	32.5 $\pm$ 3.7	28.5 $\pm$ 5.9	31.1 $\pm$ 4.7	33.3 $\pm$ 4.1	36.6 $\pm$ 7.0
No. of stems (ha ⁻¹)	372	396	779	311	355	494
Living stand volume (m ³ ha ⁻¹)	467.5 $\pm$ 140.7	447.8 $\pm$ 146.7	559.7 $\pm$ 179.3	485.1 $\pm$ 154.5	608.8 $\pm$ 174.3	784.6 $\pm$ 315.9
Stand basal area (m ² ha ⁻¹)	32.5 $\pm$ 9.2	29.7 $\pm$ 8.5	41.8 $\pm$ 5.7	32.5 $\pm$ 10.1	38.4 $\pm$ 10.8	44.7 $\pm$ 12.0
Selection stage						
No. of study plots	31	5	2	31	8	9
Diameter (cm)	27.8 $\pm$ 12.4	28.2 $\pm$ 10.9	26.0 $\pm$ 8.9	31.2 $\pm$ 13.8	34.3 $\pm$ 11.3	31.2 $\pm$ 10.2
Diameter -main stand- (cm)	31.9 $\pm$ 9.7	33.6 $\pm$ 7.6	29.4 $\pm$ 6.1	37.5 $\pm$ 9.7	39.2 $\pm$ 7.9	34.6 $\pm$ 7.2
Height (m)	22.8 $\pm$ 6.0	24.1 $\pm$ 4.6	22.9 $\pm$ 4.4	23.7 $\pm$ 6.8	25.4 $\pm$ 5.2	27.7 $\pm$ 8.1
Height -main stand- (m)	25.0 $\pm$ 4.5	26.3 $\pm$ 2.6	24.7 $\pm$ 2.3	27.0 $\pm$ 4.1	27.6 $\pm$ 2.5	29.5 $\pm$ 8.2
No. of stems (ha ⁻¹)	640	540	558	588	466	750
Living stand volume (m ³ ha ⁻¹)	304.9 $\pm$ 134.0	293.2 $\pm$ 64.3	402.6	378.2 $\pm$ 142.0	434.5 $\pm$ 126.6	600.8 $\pm$ 171.2
Stand basal area (m ² ha ⁻¹)	26.8 $\pm$ 9.9	24.7 $\pm$ 3.6	27.3	30.3 $\pm$ 8.4	31.4 $\pm$ 7.1	43.8 $\pm$ 7.1

Anhang 6.4 Walderneuerung und Verbiss: Statistik zu den Unterschieden in der Verbissbelastung von verpachteten Jagden und Regiejagden

Der Einfluss der „Bejagungsorganisation“ auf die Verbissintensität in den Wirtschaftswäldern wurde mit einer Devianzanalyse getestet. Dazu wurde eine quasi-binominale Verteilung und eine logistische Linkfunktion verwendet (Zuur et al. 2007). Die Berechnungen wurden mit der in der software R, Version 2.6.2, (R Development Core Team 2008) implementierten *glm*-Funktion durchgeführt.

Unterschiedliche Organisationsformen (Pacht- versus Regiejagd) spiegeln sich in der Verbissbelastung wider (Tabelle 3): Regiejagd führt in den bewirtschafteten Wäldern des Stadtwaldes Lübeck im Kreis Herzogtum Lauenburg zu einer im Durchschnitt etwa um die Hälfte verminderten Verbissbelastung (alle F-Tests mit $P < 0,001$) im Vergleich zu den Verhältnissen in verpachteten Jagden. Bei Buche, der häufigsten und am regelmäßigsten verbreiteten Baumart in der Verjüngung wird das Ergebnis im Detail bestätigt, in den niedrigen Höhenklassen auch bei der zweithäufigsten Art, dem Bergahorn. Bei Esche ist eine Signifikanz - knapp - nicht mehr gegeben. Weitere Arten sind - mit Ausnahme der großräumig durch die Aktivität der Eichelhäher gut verteilten Eichen in der niedrigsten Höhenklasse - nicht häufig genug, um mit dem hier verwendeten statistischen Modell zu signifikanten Aussagen zu gelangen.

Tabelle 3 Unterschiede in der Verbissintensität zwischen Regiejagd und Pachtjagd in den Wirtschaftswäldern. Devianzanalysen Signifikanz Codes: * $< 0,05$; ** $< 0,01$; *** $< 0,001$.

	Höhenklasse				
	1	2	3	4	5
Alle Arten					
F - Wert	26.28	29.36	24.06	17.71	19.09
Pr ($> F $)	0.0000***	0.0000***	0.0000***	0.0002***	0.0000***
Buche					
F - Wert	2.57	7.45	16.17	6.63	4.58
Pr ($> F $)	0.1147 n.s.	0.0086**	0.0002***	0.0149*	0.0462*
Bergahorn					
F - Wert	46.38	20.91	2.88		
Pr ($> F $)	0.0000***	0.0001***	0.1017 n.s.		
Esche					
F - Wert	2.79	4.11			
Pr ($> F $)	0.1051 n.s.	0.0562 n.s.			
Hainbuche					
F - Wert	0.11	0.00	1.03		
Pr ($> F $)	0.7463 n.s.	0.9882 n.s.	0.3275 n.s.		
Eiche					
F - Wert	5.98				
Pr ($> F $)	0.0145*				

Für alle Berechnungen wurde die Software R (www.T-project.org), Version 2.6.2 verwendet (R Development Core Team, 2008).

Zur Vorbereitung der **Ergebnisse** wurde aufgrund des leicht unbalancierten Designs der Anteil erklärter Devianz der beiden Haupteffekte ermittelt. Die Reihenfolge der Faktoranpassung war ohne Einfluss auf die Signifikanz der Haupteffekte.

Die Verbissintensität wird durch den Synergieeffekt zwischen Höhenklasse und Nutzungsart bestimmt ($F=2,9$, $d.f.=12$, $P < 0,001$):

$$E(VI_i) = P_i n_i = \mu_i = \frac{\exp(\alpha + HKL_i + NA_i + HKL_i * NA_i)}{1 + \exp(\alpha + HKL_i + NA_i + HKL_i * NA_i)}$$

mit $VI_i \sim \text{Binominal}(P_i n_i)$

und $\text{Var}(VI_i) = \Phi n_i P_i (1 - P_i)$

$\mu_i = E(VI_i)$: Erwartungswert der Verbissintensität im Transekt i

n_i : Anzahl der Beobachtungen im Transekt i

P_i : Anteil verbissener Individuen im Transekt i

HKL_i : Betrachtete Höhenklasse im Transekt i

NA_i : Jagdliche Nutzungsart im Forstort mit dem Transekt i

Φ : Überdispersions-Parameter.

Unterschiedliche Organisationsformen (Pacht- versus Regiejagd) spiegeln sich in der Verbissbelastung wider (Tabelle 3): Regiejagd führt in den bewirtschafteten Wäldern des Stadtwaldes Lübeck im Kreis Herzogtum Lauenburg zu einer im Durchschnitt etwa um die Hälfte verminderten Verbissbelastung (alle t-Tests mit $P < 0,001$) im Vergleich zu den Verhältnissen in verpachteten Jagden. Bei Buche, der häufigsten und am regelmäßigsten verbreiteten Baumart in der Verjüngung wird das Ergebnis im Detail bestätigt, in den niedrigen Höhenklassen auch bei der zweithäufigsten Art, dem Bergahorn. Bei Esche ist eine Signifikanz - knapp - nicht mehr gegeben. Weitere Arten sind - mit Ausnahme der großräumig durch die Aktivität der Eichelhäher gut verteilten Eichen in der niedrigsten Höhenklasse - nicht häufig genug, um mit dem hier verwendeten statistischen Modell zu signifikanten Aussagen zu gelangen.

	Höhenklasse				
	1	2	3	4	5
Alle Arten					
F - Wert	26.28	29.36	24.06	17.71	19.09
Pr (>/F/)	0.0000***	0.0000***	0.0000***	0.0002***	0.0000***
Buche					
F - Wert	2.57	7.45	16.17	6.63	4.58
Pr (>/F/)	0.1147 n.s.	0.0086**	0.0002***	0.0149*	0.0462*
Bergahorn					
F - Wert	46.38	20.91	2.88		
Pr (>/F/)	0.0000***	0.0001***	0.1017 n.s.		
Esche					
F - Wert	2.79	4.11			
Pr (>/F/)	0.1051 n.s.	0.0562 n.s.			
Hainbuche					
F - Wert	0.11	0.00	1.03		
Pr (>/F/)	0.7463 n.s.	0.9882 n.s.	0.3275 n.s.		
Eiche					
F - Wert	5.98				
Pr (>/F/)	0.0145*				

6.5 Häufigkeit und Anzahl verbissener Individuen der in den einzelnen Forstorten erfassten Jungbäumchen, differenziert nach Art und Höhenklasse. - Jeweils „erste Zahl = Gesamtindividuenzahl“, „zweite Zahl = davon verbissen“.

WW – Regiejagd 2007/2008 - Albsfelder Tannen und Ritzerauer Hauptrevier							
Gehölzart		Höhenklasse					Gesamt
		1	2	3	4	5	
<i>Acer pseudoplatanus</i> (Bergahorn)	gesamt	384	110	52	7		553
	verbissen	65	66	41	5		177
<i>Aesculus hippocastanus</i> (Roskastanie)	gesamt	1					1
	verbissen	0					0
<i>Carpinus betulus</i> (Hainbuche)	gesamt	15	4	10	9		38
	verbissen	6	3	10	8		27
<i>Corylus avellana</i> (Hasel)	gesamt	3	1				4
	verbissen	0	1				1
<i>Fagus sylvatica</i> (Buche)	gesamt	642	348	277	135	45	1447
	verbissen	68	111	97	67	15	358
<i>Frangula alnus</i> (Faulbaum)	gesamt				1	3	4
	verbissen				0	0	0
<i>Fraxinus excelsior</i> (Esche)	gesamt	241	100	101	13		455
	verbissen	13	74	89	13		199
<i>Picea abies</i> (Fichte)	gesamt	7	11	12	30	6	39
	verbissen	1	0	1		0	2
<i>Prunus avium</i> (Kirsche)	gesamt	8	1				9
	verbissen	4	0				4
<i>Pseudotsuga menziesi</i> (Douglasie)	gesamt			1			1
	verbissen			0			0
<i>Quercus robur</i> ((Stiel)eiche)	gesamt	9	7				16
	verbissen	0	6				6
<i>Quercus rubra</i> (Roteiche)	gesamt	26	4				30
	verbissen	6	1				7
<i>Sorbus aucuparia</i> (Eberesche/Vogelbeere)	gesamt	1	1	4	1		7
	verbissen	0	1	3	0		4
Summe Individuenzahl	gesamt	1337	587	457	169	54	2604
	verbissen	163	263	251	93	15	785

WW – Pachtjagd 2007/2008 -		Behlendorf, Berkenstrücken, Hägesahl/ Ohlenwegen, Riepenholz, Trammer Stubben					
Gehölzart		Höhenklasse					Gesamt
		1	2	3	4	5	
<i>Acer pseudoplatanus</i> (Bergahorn)	gesamt	842	1465	855	255	86	3503
	verbissen	528	1316	840	253	78	3015
<i>Alnus glutinosa</i> (Erle)	gesamt				2		2
	verbissen				0		0
<i>Carpinus betulus</i> (Hainbuche)	gesamt	323	249	111	44	4	731
	verbissen	97	189	99	34	2	421
<i>Corylus avellana</i> (Hasel)	gesamt		1				1
	verbissen		0				0
<i>Crataegus spec.</i> (Rotdorn)	gesamt	1	4	3	3	1	12
	verbissen	1	4	3	3	1	12
<i>Euonymus europaea</i> (Pfaffenhütchen)	gesamt	60	33	16	5		114
	verbissen	40	30	16	5		91
<i>Fagus sylvatica</i> (Buche)	gesamt	1407	910	766	399	60	3542
	verbissen	262	462	516	302	41	1583
<i>Fraxinus excelsior</i> (Esche)	gesamt	645	510	463	77	5	1700
	verbissen	97	459	458	75	5	1094
<i>Ilex aquifolium</i> (Stechpalme)	gesamt			1	2	1	4
	verbissen			1	0	0	1
<i>Larix spec.</i> (Lärche)	gesamt	1					1
	verbissen	0					0
<i>Picea abies</i> (Fichte)	gesamt	17	5	4			26
	verbissen	2	1	0			3
<i>Prunus avium</i> (Kirsche)	gesamt	7					7
	verbissen	1					1
<i>Prunus padus</i> (Traubenkirsche)	gesamt		1				1
	verbissen		1				1
<i>Prunus serotina</i> (spätblühende Traubenkirsche)	gesamt				4		4
	verbissen				0		0
<i>Quercus robur</i> (Stieleiche)	gesamt	130	19	1			150
	verbissen	38	12	1			51
<i>Rosa spec.</i> (Hundsrose)	gesamt			3			3
	verbissen			3			3
<i>Sambucus nigra</i> (Holunder)	gesamt	6	8	1	3	1	19
	verbissen	5	5	1	3	0	14
<i>Sorbus aucuparia</i> (Eberesche/Vogelbeere)	gesamt	11	3				14
	verbissen	10	3				13
Summe Individuenzahl	gesamt	3450	3208	2224	794	158	9834
	verbissen	1081	2482	1938	675	127	6303

Albsfelder Tannen 2007/2008							
Gehölzart		Höhenklasse					Gesamt
		1	2	3	4	5	
<i>Acer pseudoplatanus</i> (Bergahorn)	gesamt	17	3				20
	verbissen	7	3				10
<i>Aesculus hippocastanum</i> (Roskastanie)	gesamt	1					1
	verbissen	0					0
<i>Carpinus betulus</i> (Hainbuche)	gesamt	1	1				2
	verbissen	0	0				0
<i>Corylus avellana</i> (Hasel)	gesamt	3	1				4
	verbissen	0	1				1
<i>Fagus sylvatica</i> (Buche)	gesamt	286	252	203	126	41	908
	verbissen	38	69	80	64	15	266
<i>Frangula alnus</i> (Faulbaum)	gesamt				1	3	4
	verbissen				0	0	0
<i>Picea abies</i> (Fichte)	gesamt	7	11	12	3	6	39
	verbissen	1	0	1	0	0	2
<i>Prunus avium</i> (Kirsche)	gesamt	6					6
	verbissen	4					4
<i>Pseudotsuga menziesii</i> (Douglasie)	gesamt			1			1
	verbissen			0			0
<i>Quercus rubra</i> (Roteiche)	gesamt	26	4				30
	verbissen	6	1				7
<i>Sorbus aucuparia</i> (Eberesche/Vogelbeere)	gesamt		1	4			5
	verbissen		1	3			4
Summe Individuenzahl	gesamt	347	273	220	130	50	1020
	verbissen	56	75	84	64	15	294

Ritzerauer Hauptrevier 2007/2008							
Gehölzart		Höhenklasse					Gesamt
		1	2	3	4	5	
<i>Acer pseudoplatanus</i> (Bergahorn)	gesamt	367	107	52	7		533
	verbissen	58	63	41	5		167
<i>Carpinus betulus</i> (Hainbuche)	gesamt	14	3	10	9		36
	verbissen	6	3	10	8		27
<i>Fagus sylvatica</i> (Buche)	gesamt	356	96	74	9	4	539
	verbissen	30	42	17	3	0	92
<i>Fraxinus excelsior</i> (Esche)	gesamt	241	100	101	13		455
	verbissen	13	74	99	13		199
<i>Prunus avium</i> (Kirsche)	gesamt	2	1				3
	verbissen	0	0				0
<i>Quercus robur</i> ((Stiel)eiche)	gesamt	9	7				16
	verbissen	0	6				6
<i>Sorbus aucuparia</i> (Eberesche/Vogelbeere)	gesamt	1			1		2
	verbissen	0			0		0
Summe Individuenzahl	gesamt	990	314	237	39	4	1584
	verbissen	107	188	167	29	0	491

Behlendorfer Forst 2007/2008							
Gehölzart		Höhenklasse					Gesamt
		1	2	3	4	5	
<i>Acer pseudoplatanus</i> (Bergahorn)	gesamt	24	42	36	6	1	109
	verbissen	1	34	30	6	1	78
<i>Carpinus betulus</i> (Hainbuche)	gesamt	181	71	72	40	4	368
	verbissen	43	61	68	30	2	204
<i>Crataegus spec.</i> (Rotdorn)	gesamt				1		1
	verbissen				1		1
<i>Fagus sylvatica</i> (Buche)	gesamt	328	102	93	47	5	575
	verbissen	64	66	61	25	2	218
<i>Fraxinus excelsior</i> (Esche)	gesamt	176	63	56			295
	verbissen	35	53	53			141
<i>Prunus avium</i> (Kirsche)	gesamt	2					2
	verbissen	1					1
<i>Quercus robur</i> ((Stiel)eiche)	gesamt	107	15	1			123
	verbissen	28	8	1			37
<i>Sambucus nigra</i> (Holunder)	gesamt	2	3		3	1	9
	verbissen	1	1		3	0	5
Summe Individuenzahl	gesamt	820	296	258	97	11	1482
	verbissen	179	223	213	65	5	685

Birkenstrücken 2007/2008							
Gehölzart		Höhenklasse					Gesamt
		1	2	3	4	5	
<i>Acer pseudoplatanus</i> (Bergahorn)	gesamt	29	1		2		32
	verbissen	9	1		2		12
<i>Carpinus betulus</i> (Hainbuche)	gesamt	76	63	22			161
	verbissen	7	17	16			40
<i>Fagus sylvatica</i> (Buche)	gesamt	110	185	227	81	26	629
	verbissen	49	87	138	62	14	350
<i>Fraxinus excelsior</i> (Esche)	gesamt	3					3
	verbissen	1					1
<i>Larix spec.</i> (Lärche)	gesamt	1					1
	verbissen	0					0
<i>Picea abies</i> (Fichte)	gesamt	16					16
	verbissen	2					2
<i>Prunus avium</i> (Kirsche)	gesamt	2					2
	verbissen	0					0
<i>Quercus robur</i> ((Stiel)eiche)	gesamt	12					12
	verbissen	6					6
<i>Sambucus nigra</i> (Holunder)	gesamt	4	4	1			9
	verbissen	4	3	1			8
<i>Sorbus aucuparia</i> (Eberesche/Vogelbeere)	gesamt	8	3				11
	verbissen	8	3				11
Summe Individuenzahl	gesamt	261	256	250	83	26	876
	verbissen	86	111	155	64	14	430

Hägesahl/Ohlenwegen 2007/2008							
Gehölzart		Höhenklasse					Gesamt
		1	2	3	4	5	
<i>Acer pseudoplatanus</i> (Bergahorn)	gesamt	399	705	328	71	79	1582
	verbissen	274	632	325	71	71	1373
<i>Carpinus betulus</i> (Hainbuche)	gesamt	20	10				30
	verbissen	15	8				23
<i>Euonymus europaea</i> (Pfaffenhütchen)	gesamt	42	33	6	1		82
	verbissen	35	30	6	1		72
<i>Fagus sylvatica</i> (Buche)	gesamt	20	23	2	2		47
	verbissen	14	18	2	2		36
<i>Fraxinus excelsior</i> (Esche)	gesamt	24	55	129	25	2	235
	verbissen	3	43	127	25	2	200
<i>Prunus avium</i> (Kirsche)	gesamt	1					1
	verbissen	0					0
<i>Prunus padus</i> (Traubenkirsche)	gesamt		1				1
	verbissen		1				1
<i>Prunus serotina</i> (spätblühende Trauben- kirsche)	gesamt				4		4
	verbissen				0		0
<i>Quercus robur</i> ((Stiel)eiche)	gesamt	9	4				13
	verbissen	4	4				8
Summe Individuenzahl	gesamt	515	831	465	103	81	1995
	verbissen	345	736	460	99	73	1713

Riepenholz 2007/2008							
Gehölzart		Höhenklasse					Gesamt
		1	2	3	4	5	
<i>Acer pseudoplatanus</i> (Bergahorn)	gesamt	372	709	489	176	5	1751
	verbissen	231	641	483	174	5	1534
<i>Carpinus betulus</i> (Hainbuche)	gesamt	20	25	9	1		55
	verbissen	11	25	9	1		46
<i>Euonymus europaea</i> (Pfaffenhütchen)	gesamt	18		10	4		32
	verbissen	5		10	4		19
<i>Fagus sylvatica</i> (Buche)	gesamt	158	396	223	70	5	852
	verbissen	66	154	111	28	2	361
<i>Fraxinus excelsior</i> (Esche)	gesamt	320	372	267	52	3	1014
	verbissen	46	345	267	50	3	711
<i>Picea abies</i> (Fichte)	gesamt	1	5	4			10
	verbissen	0	1	0			1
<i>Quercus robur</i> ((Stiel)eiche)	gesamt	1					1
	verbissen	0					0
<i>Sorbus aucuparia</i> (Eberesche/Vogelbeere)	gesamt	3					3
	verbissen	2					2
Summe Individuenzahl	gesamt	893	1507	1002	303	13	3718
	verbissen	361	1166	880	257	10	2674

Trammer Stubben 2007/2008							
Gehölzart		Höhenklasse					Gesamt
		1	2	3	4	5	
<i>Acer pseudoplatanus</i> (Bergahorn)	gesamt	18	8	2		1	29
	verbissen	7	8	2		1	18
<i>Alnus glutinosa</i> (Erle)	gesamt				2		2
	verbissen				0		0
<i>Carpinus betulus</i> (Hainbuche)	gesamt	26	80	8	3		117
	verbissen	21	78	6	3		108
<i>Corylus avellana</i> (Hasel)	gesamt		1				1
	verbissen		0				0
<i>Crataegus spec.</i> (Rotdorn)	gesamt	1	4	3	2	1	11
	verbissen	1	4	3	2	1	11
<i>Fagus sylvatica</i> (Buche)	gesamt	791	204	221	199	24	1439
	verbissen	69	137	204	185	23	618
<i>Fraxinus excelsior</i> (Esche)	gesamt	122	20	11			153
	verbissen	12	18	11			41
<i>Ilex aquifolium</i> (Stechpalme)	gesamt			1	2	1	4
	verbissen			1	0	0	1
<i>Prunus avium</i> (Kirsche)	gesamt	2					2
	verbissen	0					0
<i>Quercus robur</i> (Stiel)eiche)	gesamt	1					1
	verbissen	0					0
<i>Rosa spec.</i> (Hunds)rose)	gesamt			3			3
	verbissen			3			3
<i>Sambucus nigra</i> (Holunder)	gesamt	1					1
	verbissen	1					1
Summe Individuenzahl	gesamt	961	318	249	208	27	1763
	verbissen	110	246	230	190	25	801

NSG Hevenbruch 2007/2008							
Gehölzart		Höhenklasse					Gesamt
		1	2	3	4	5	
<i>Acer pseudoplatanus</i> (Bergahorn)	gesamt	148	244	237	111	45	785
	verbissen	47	203	224	104	33	611
<i>Carpinus betulus</i> (Hainbuche)	gesamt	14	13	7	2	2	38
	verbissen	10	5	7	2	0	24
<i>Corylus avellana</i> (Hasel)	gesamt	3	4	9	6		22
	verbissen	2	0	5	0		7
<i>Crataegus spec.</i> (Rotdorn)	gesamt	6	1				7
	verbissen	2	1				3
<i>Euonymus europaea</i> (Pfaffenhütchen)	gesamt	53	46	2			101
	verbissen	30	41	2			73
<i>Fagus sylvatica</i> (Buche)	gesamt	81	117	86	104	64	452
	verbissen	13	68	27	1	19	128
<i>Fraxinus excelsior</i> (Esche)	gesamt	1245	410	179	18	1	1853
	verbissen	157	363	175	18	1	714
<i>Prunus avium</i> (Kirsche)	gesamt	4	3			1	8
	verbissen	0	2			0	2
<i>Prunus padus</i> (Traubenkirsche)	gesamt			8			8
	verbissen			0			0
<i>Quercus robur</i> (Stiel)eiche)	gesamt	98	28				126
	verbissen	6	15				21
<i>Ribes nigrum</i> (Schw.Johannisbeere)	gesamt	1	2	5			8
	verbissen	0	0	0			0
<i>Sambucus nigra</i> (Holunder)	gesamt		1	2	1	1	5
	verbissen		1	2	1	1	5
<i>Sorbus aucuparia</i> (Eberesche/Vogelbeere)	gesamt		2	2	2	2	8
	verbissen		2	2	2	1	7
Summe Individuenzahl	gesamt	1653	871	537	244	116	3421
	verbissen	267	701	444	128	55	1595

Schattiner Zuschlag 2007/2008							
Gehölzart		Höhenklasse					Gesamt
		1	2	3	4	5	
<i>Acer campestre</i> (Feldahorn)	gesamt	33	1	3			37
	verbissen	10	1	3			14
<i>Acer platanoides</i> (Spitzahorn)	gesamt	109	4				113
	verbissen	38	4				42
<i>Acer pseudoplatanus</i> (Bergahorn)	gesamt	349	146	28	2		525
	verbissen	176	136	26	0		338
<i>Carpinus betulus</i> (Hainbuche)	gesamt	272	245	262	50		829
	verbissen	107	173	190	34		504
<i>Corylus avellana</i> (Hasel)	gesamt		12	4			16
	verbissen		12	0			12
<i>Crataegus spec.</i> (Rotdorn)	gesamt	27	7		2	2	38
	verbissen	1	3		2	1	7
<i>Euonymus europaea</i> (Pfaffenhütchen)	gesamt	3	1				4
	verbissen	1	1				2
<i>Fagus sylvatica</i> (Buche)	gesamt	304	79	133	51	1	568
	verbissen	34	30	69	17	1	151
<i>Fraxinus excelsior</i> (Esche)	gesamt	627	13				640
	verbissen	38	13				51
<i>Populus tremula</i> (Zitterpappel)	gesamt	1	5	1			7
	verbissen	1	5	1			7
<i>Prunus avium</i> (Kirsche)	gesamt	30	4				34
	verbissen	4	1				5
<i>Prunus padus</i> (Traubenkirsche)	gesamt	1					1
	verbissen	0					0
<i>Prunus spinosa</i> (Schlehe)	gesamt			1			1
	verbissen			1			1
<i>Quercus robur</i> ((Stiel)eiche)	gesamt	136	9				145
	verbissen	27	7				34
<i>Rosa spec.</i> ((Hunds)rose)	gesamt		1				1
	verbissen		1				1
<i>Sorbus aucuparia</i> (Eberesche/Vogelbeere)	gesamt	1	4				5
	verbissen	0	4				4
<i>Ulmus glabra</i> (Bergulme)	gesamt	27	31	6			64
	verbissen	7	31	6			44
Summe Individuenzahl	gesamt	1920	562	438	105	3	3028
	verbissen	444	422	296	53	2	1217

6.6 Fotos zum Teilprojekt 4.2 Waldverjüngung und Verbiss



Großflächiger intensiver Verbiss an Buche ist - wie hier im Trammer Stubben - auf Rotwild zurückzuführen. Im Hintergrund rechts entwachsen „gerade“ einzelne Triebe dem Verbissdruck. Im Hintergrund wuchs eine Naturverjüngung hinter Zaun auf. Das neue Holz-Gatter wurde etwas „nach außen“ versetzt und schützt nun auch einen Teil der zurückgebissenen Buchen, die in den letzten zwei Jahren kräftig zuwachsen konnten. Jeanine Wagner als Maßstab (ca. 165 cm). –Fotos: H. Ellenberg.



Nicht ganz frischer Verbiss durch Schalenwild an einem Holunderzweig. Typisch ist der „raue Abriss“. Wiederkäuern fehlen die oberen Schneidezähne. Sie nehmen deshalb die Zweigspitze schräge zwischen die vorderen Backenzähne (Prämolaren) und „rupfen“ mit einer leichten Kopfbewegung zur Seite.



Durch einen Hasen mehrfach verbissene junge Buche, knapp über 20 cm hoch. Hasen schneiden mit ihren Incisiven die Zweige schräge und glatt ab.



Mehrfach verbissene, niedrige junge Buchen treiben zwischen Buschwindröschen/Anemonen frisch aus. Sie stehen im Schattiner Zuschlag unter starkem Verbißdruck, schon in der bodennahen Höhenklasse 1 (weniger als 20 cm hoch) - 30.04.2008.



Starker Rehwildverbiss an Hainbuche (im Vordergrund) und Ausbildung einer „Fraßlinie“ (Hintergrund, „nach oben“) in etwa 120 cm Höhe. - Schattiner Zuschlag, 30.04.2008. Als Maßstab: Knut Sturm, 183 cm.



Angehendes Buchen-Altholz mit beigemischten Eichen. Schattiner Zuschlag, 30.04.2008 (mit Knut Sturm).



In seinem nördlichen Bereich wird der Schattiner Zuschlag entwässert von einem tief eingeschnittenen, ganzjährig fließendem Bächlein.



Hevenbruch (Abteilung 25) am 30.04.2008. Ein Wintersturm hat die Buchenkrone heruntergebrochen. Die Schwachstelle war eine alte Schwarzspechthöhle.



Boden-feuchte Stelle mit reichlicher und artenreicher Verjüngung im Hevenbruch (Abteilung 27) unter starkem Verbissdruck (wohl hauptsächlich durch Rehe). Mai 2007, Dr. W.-U. Kriebitzsch bei der Vegetationsaufnahme. In diesem Bestand wurde eine neue Zaunfläche (12 x 12 m) gesetzt und eine ungezäunte Vergleichsfläche markiert.



Hevenbruch (Abteilung 25): Auswahl einer neuen Zaunfläche mit Vergleichsfläche. Provisorisch markiert mit einem grünen „Z“ (im Hintergrund links) und krass grün besprühten Stäben (Vordergrund rechts von der Mitte). Andreas Fichtner, ca. 185 cm. Frischer Standort mit beigemischter Esche im Buchenwald. Da Esche besonders spät austreibt, ist im Frühjahr in Bodennähe lange ausreichend Licht für die Verjüngung vorhanden. Starker Verbissdruck.



Auswahl eines Zaun-/Nicht-Zaun Flächenpaares mit Dr. W.-U. Kriebitzsch im Frühjahr 2007. Der Standort ist relativ grundwasserfern. Wirtschaftswald. (Ritzerauer Hauptrevier, Abteilung 36). Durch Ernte einiger Stämme „rechts“ des Bildausschnittes kommt Licht auf den Boden, das eine Verjüngung stimulieren könnte.



Verjüngung aus Eberesche (grüne Blättchen), Bergahorn, Hainbuche und Buche, bis zu etwa Mann's-hoch hinter einem Zaun, der im April 2008 seit 5 Jahren steht. Schattiner Zuschlag. Außerhalb wird die Verjüngung wegen Verbiss kaum höher als 20 cm.



Fünf Jahre alter Kontrollzaun im Schattiner Zuschlag mit Verjüngung vor allem von Buche bis etwa 160 cm Höhe. Wüchsiger, nicht grundwasserferner Standort unter dicht schließendem Kronendach. Am Eckpfosten des Zaunes lehnen die bei der Verbissaufnahme auf den „Streifen“ verwendeten Stäbe: Zwei 1-m-Stäbe zur Abgrenzung von Teilflächen auf dem „Streifen“ (Transekt) zur leichteren Konzentration bei der Aufnahme. Links daneben der 160-cm-Stab mit weißen (Rinde entfernt) Markierungen in 20, 40, 80 cm Höhe.

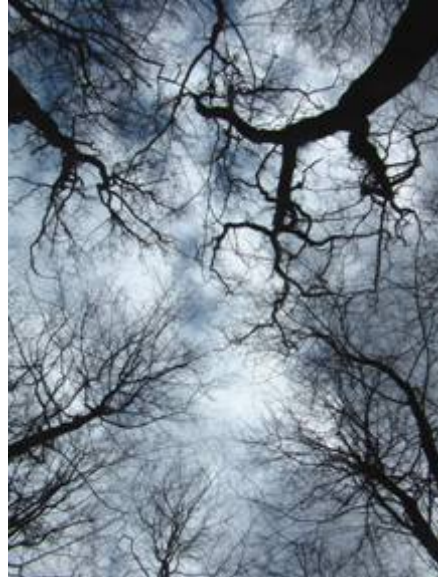


Dr. W.-U. Kriebitzsch berührt ein 16 Jahre altes Kirschenstämmchen, das im „Innenwinkel“ eines 1991 gesetzten Kontrollzauns aufwuchs. Der inzwischen verrottende Zaunpfahl, von dem aus damals vermutlich eine Amsel den Kirschkern fallen ließ, liegt am Boden vor dem Stammfuß der Kirsche (in Richtung etwa „10.30 Uhr“). Der Zaun wurde schon vor einigen Jahren entfernt. Er schützte auch zwei Ebereschen und einige Bergahorne.

**Auf den folgenden Bildern einige Beispiele für die Orte von Aufnahme-„Streifen“ für die Verbissanalyse.
Den Blick in die Horizontale ergänzt ein Bild ins Kronendach. Die Aufnahmen entstanden Anfang bis Mitte April 2008.**



Hevenbruch. Buchenaltholz mit beigemischten Eichen. Lockere, etwa mannshohe Buchenverjüngung, Eiche in einzelnen Exemplaren bis Höhenklasse 2.



Hevenbruch. Relativ dicht schließendes Kronendach aus Buche mit einzelnen Eichen.



Hevenbruch. Fast reines Buchenaltholz. Lockere, bis mehr als mannshohe nahezu reine Buchenverjüngung auf grundwasserfernem Standort.



Hevenbruch. Dicht schließendes Kronendach aus reiner Buche.



Hevenbruch. Beim Rehwild beliebte, grundwassernahe nährstoffreiche Äsungsfläche unter Eschen, Erlen und einzelnen Buchen und Eichen. Im Vordergrund die praktisch verschmähte Schwarze Johannisbeere. Die spät austreibenden Eschen gewähren ausreichend Licht für die bodennahe Schicht bis spät ins Frühjahr.



Hevenbruch. Relativ lückiges Kronendach aus Esche und Erle. Beim Zusammenschlagen der Kronen bei Sturm brechen periphere Zweige. So entstehen „permanente“ Lücken im Kronendach, die allerdings im Laufe des Sommers und „ohne Sturm“ wieder recht dicht schließen können.



Schattiner Zuschlag. Nie durchforstete, etwa hundertjährige Eichenkultur (die damals selbstverständlich hinter Zaun aufwuchs). In der Eichen Krautschicht fast ausschließlich Buschwindröschen/Anemone. Eine Strauchschicht fehlt weitgehend. Einzelne Rotdorne (*Crataegus*) konnten sich durchsetzen. Im Vordergrund steht mein 160 cm langer, mit weißen Höhenmarkierungen versehener Haselstecken.



Schattiner Zuschlag. Dicht schließendes Kronendach in der aus forstlicher Sicht ungewöhnlichen Eichenfläche. An einzelnen gelang es dem Verbiss-beliebten Efeu, in die Höhe zu wachsen.



Schattiner Zuschlag. Eichen-reiches Buchenaltholz mit Hainbuchen-Beimischung. Krautschicht: viel *Anemone nemorosa*, Strauchschicht fehlt fast vollständig. Starker Verbisssdruck. Etwa 70m³/ha stehendes und liegendes Totholz.



Schattiner Zuschlag. Kronendach mit ausgeprägten „Bruch-Rändern“, die im Altholz durch das Aneinanderschlagen der Krone bei Winter -Stürmen entstehen. Dabei werden Zweiglein mit am Sonnenlicht gewachsenen dicken Knospen heruntergebrochen, die namentlich beim Rehwild als Wintereräsung beliebt sind. Sie fallen im äsungs-armen Altholz quasi wie Manna vom Himmel.



Schattiner Zuschlag. Buchenaltholz mit viel Hainbuche und einigen Eichen. Am Boden flächendeckend *Anemone*. Eine Strauchschicht fehlt durch Verbisssdruck praktisch vollständig, obwohl sie – wenn auch bei dem Lichtmangel mit etwas Mühe – aufwachsen könnte (vergl. die Abb. der Kontrollzäune).



Schattiner Zuschlag. Im Kronendach werden die - deutlich älteren – Eichen und die niedrigeren Hainbuchen von den schneller und höher wachsenden Buchen überwachsen. Die „Bruch-Ränder“ an den Peripherien der Kronen sind deshalb weniger ausgeprägt als im vorher gezeigten Beispiel

Anhang Gefäßpflanzen, Moose und Flechten

Anhang 6.7: Liste der auf Gefäßpflanzen, Moose und Flechten untersuchte Kontrollstichproben der Waldbewirtschaftungstypen MFN (mit forstlicher Nutzung nach dem Lübecker Modell), OFN-12 (ohne forstliche Nutzung seit 12 Jahren) und OFN-50 (ohne forstliche Nutzung seit 50 Jahren)

MFN: 3, 59, 74, 106, 110, 124, 126, 131, 132, 141, 145, 161, 170, 172, 173, 262, 273, 281, 291, 300, 303, 343, 432, 434, 532, 568, 570, 581, 601, 615, 653, 658, 697, 703, 1821, 1830, 1831, 1836, 1837, 1839, 1843

OFN-12: 10184, 10185, 10188, 10192, 10222, 10223, 10226, 10228, 10230, 10232, 10233, 10234, 10240, 10262, 10266, 10286, 10287, 10288, 10290, 10292, 10294, 10297, 10298, 10299, 10301, 10304, 10305, 10310

OFN-50: 2101, 2102, 2106, 2120, 2131, 2132, 2136, 2137, 2143, 2144, 2161, 2168, 2172, 2183, 2193, 2196, 2197

Anhang 6.8 Liste der auf den Untersuchungsflächen auftretenden Gefäßpflanzen und ihre Gefährdung in Schleswig-Holstein (nach Mierwald & Romahn 2006; * ungefährdet, V Vorwarnliste, 3 gefährdet, R extrem selten, D Daten mangelhaft, k.A. keine Angaben).

Artname	Rote-Liste-Status	Artname	Rote-Liste-Status
<i>Acer platanoides</i> L.	*	<i>Geum rivale</i> L.	*
<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	*	<i>Geum urbanum</i> L.	*
<i>Adoxa moschatellina</i> L.	*	<i>Glechoma hederacea</i> L.	*
<i>Aegopodium podagraria</i> L.	*	<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Br.	*
<i>Aesculus hippocastanum</i> L.	*	<i>Hedera helix</i> L.	*
<i>Agrostis capillaris</i> L.	*	<i>Heracleum sphondylium</i> L.	*
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	*	<i>Hieracium murorum</i> L.	*
<i>Alliaria petiolata</i> (M. Bieb.) Cavara & Grande	*	<i>Holcus lanatus</i> L.	*
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) P. Gaertn.	*	<i>Holcus mollis</i> L.	*
<i>Anemone nemorosa</i> L.	*	<i>Hordeum vulgare</i> L.	*
<i>Anemone ranunculoides</i> L.	*	<i>Humulus lupulus</i> L.	*
<i>Anthriscus sylvestris</i> (L.) Hoffm.	*	<i>Hypericum perforatum</i> L.	*
<i>Arctium lappa</i> L.	*	<i>Ilex aquifolium</i> L.	*
<i>Arum maculatum</i> L. s. str.	*	<i>Impatiens noli-tangere</i> L.	*
<i>Athyrium filix-femina</i> (L.) Roth	*	<i>Impatiens parviflora</i> DC.	*
<i>Betula pendula</i> Roth	*	<i>Juncus effusus</i> L.	*
<i>Betula pubescens</i> Ehrh. s. str.	*	<i>Juncus filiformis</i> L.	3
<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Huds.) P. Beauv.	*	<i>Lamium galeobdolon</i> (L.) L. s. str.	*
<i>Calamagrostis canescens</i> (Weber) Roth	*	<i>Lamium maculatum</i> L.	*
<i>Calamagrostis epigejos</i> (L.) Roth	*	<i>Lapsana communis</i> L.	*
<i>Callitriche platycarpa</i> Kütz.	*	<i>Larix decidua</i> Mill.	*
<i>Cardamine flexuosa</i> With.	*	<i>Larix kaempferi</i> (Lam.) Carrière	*
<i>Carex acutiformis</i> Ehrh.	*	<i>Lonicera periclymenum</i> L.	*
<i>Carex canescens</i> L.	*	<i>Lonicera xylosteum</i> L.	*
<i>Carex elongata</i> L.	*	<i>Luzula campestris</i> (L.) DC.	V
<i>Carex pilulifera</i> L.	*	<i>Luzula luzuloides</i> ssp. <i>luzuloides</i>	R
<i>Carex remota</i> L.	*	<i>Luzula pilosa</i> (L.) Willd.	*
<i>Carex strigosa</i> Huds.	*	<i>Maianthemum bifolium</i> (L.) F. W. Schmidt	*
<i>Carex sylvatica</i> Huds.	*	<i>Melica uniflora</i> Retz.	*
<i>Carex vesicaria</i> L.	V	<i>Milium effusum</i> L.	*
<i>Carpinus betulus</i> L.	*	<i>Moehringia trinervia</i> (L.) Clairv.	*
<i>Cerasus avium</i> (L.) Moench	*	<i>Mycelis muralis</i> (L.) Dumort.	*
<i>Chaerophyllum temulum</i> L.	*	<i>Oxalis acetosella</i> L.	*
<i>Chrysosplenium alternifolium</i> L.	*	<i>Persicaria mitis</i> Delarbre	*
<i>Circaea lutetiana</i> L.	*	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	*
<i>Cirsium oleraceum</i> (L.) Scop.	*	<i>Phyteuma spicatum</i> L.	*
<i>Cirsium palustre</i> (L.) Scop.	*	<i>Picea abies</i> (L.) H. Karst.	*
<i>Corydalis cava</i> (L.) Schweigg. & Körte	*	<i>Picea sitchensis</i> (Bong.) Carrière	*
<i>Corylus avellana</i> L.	*	<i>Poa annua</i> L.	*
<i>Crataegus laevigata</i> (Poir.) DC. s. str.	*	<i>Poa nemoralis</i> L.	*
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq. s. str.	*	<i>Poa trivialis</i> subsp. <i>trivialis</i>	*
<i>Crepis paludosa</i> (L.) Moench	*	<i>Polygonatum multiflorum</i> (L.) All.	*
<i>Dactylis glomerata</i> L. s. str.	*	<i>Populus tremula</i> L.	*
<i>Deschampsia cespitosa</i> (L.) P. Beauv. s. str.	*	<i>Primula elatior</i> (L.) Hill	*
<i>Deschampsia flexuosa</i> (L.) Trin.	*	<i>Prunus cerasifera</i> Ehrh.	*
<i>Dryopteris carthusiana</i> (Vill.) H. P. Fuchs	*	<i>Prunus padus</i> L.	*
<i>Dryopteris dilatata</i> (Hoffm.) A. Gray	*	<i>Prunus spinosa</i> L. s. str.	*
<i>Dryopteris filix-mas</i> (L.) Schott	*	<i>Pseudotsuga menziesii</i> (Mirb.) Franco	*
<i>Epilobium lamyi</i> F. W. Schultz	*	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	*
<i>Epilobium montanum</i> L.	*	<i>Pulmonaria officinalis</i> L.	*
<i>Epilobium tetragonum</i> (=adnatum) s.l. Griseb.	*	<i>Quercus petraea</i> Liebl.	*
<i>Epipactis helleborine</i> (L.) Crantz s. str.	*	<i>Quercus robur</i> L.	*
<i>Equisetum pratense</i> Ehrh.	3	<i>Quercus rubra</i> L.	k.A.
<i>Equisetum sylvaticum</i> L.	*	<i>Quercus x rosacea</i> (<i>Quercus petraea</i> x <i>Q. robur</i>) Bechst.	*
<i>Euonymus europaea</i> L.	*	<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	*
<i>Fagus sylvatica</i> L.	*	<i>Ranunculus ficaria</i> L.	*
<i>Festuca altissima</i> All.	*	<i>Ranunculus lanuginosus</i> L.	*
<i>Festuca gigantea</i> (L.) Vill.	*	<i>Ranunculus repens</i> L.	*
<i>Festuca rubra</i> agg.	*	<i>Rosa spec.</i>	*
<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.	*	<i>Rubus caesius</i> L.	*
<i>Fraxinus excelsior</i> L.	*	<i>Rubus corylifolius</i> - Gruppe	*
<i>Gagea spathacea</i> (Hayne) Salisb.	*	<i>Rubus fruticosus</i> agg.	*
<i>Galeopsis bifida</i> Boenn.	*	<i>Rubus idaeus</i> L.	*
<i>Galeopsis speciosa</i> Mill.	*	<i>Rubus nemoralis</i> P. J. Müll.	*
<i>Galium aparine</i> L.	*	<i>Rumex obtusifolius</i> ssp. <i>sylvestris</i> (Wallr.) C	D
<i>Galium odoratum</i> (L.) Scop.	*	<i>Salix cinerea</i> L. s. l.	*
<i>Geranium robertianum</i> L. s. str.	*	<i>Sambucus nigra</i> L.	*

Fortgesetzt:

Artnamen	Rote-Liste-Status	Artnamen	Rote-Liste-Status
<i>Sanicula europaea</i> L.	*	<i>Stellaria alsine</i> Grimm	*
<i>Scrophularia nodosa</i> L.	*	<i>Thelypteris palustris</i> Schott	3
<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill	*	<i>Tilia platyphyllos</i> Scop., nom. cons. prop.	*
<i>Sorbus aucuparia</i> L.	*	(vide Pigott 1997: Taxon 46: 351-353)	*
<i>Stachys sylvatica</i> L.	*	<i>Valeriana officinalis</i> L. s. str.	D
<i>Stellaria holostea</i> L.	*	<i>Veronica chamaedrys</i> subsp. <i>chamaedrys</i>	*
<i>Stellaria media</i> agg.	*	<i>Veronica scutellata</i> L.	3
<i>Stellaria nemorum</i> subsp. <i>nemorum</i>	*	<i>Veronica serpyllifolia</i> L.	*
<i>Taraxacum</i> sect. <i>ruderalia</i> Kirschner, H. Ollg. & Stepanek	*		
<i>Torilis japonica</i> (Houtt.) DC.	*		
<i>Ulmus glabra</i> Huds.	V		
<i>Urtica dioica</i> subsp. <i>dioica</i>	*		
<i>Urtica dioica</i> subsp. <i>galeopsifolia</i> (Wierzb. ex t	R		
<i>Veronica beccabunga</i> L.	*		
<i>Veronica hederifolia</i> subsp. <i>hederifolia</i>	*		
<i>Veronica montana</i> L.	*		
<i>Veronica officinalis</i> L.	*		
<i>Viburnum opulus</i> L.	*		
<i>Vicia sepium</i> L.	*		
<i>Viola reichenbachiana</i> agg.	*		
<i>Viola riviniana</i> Rchb.	*		
<u>zusätzlich in den 1000 m²-Plots:</u>			
<i>Acer campestre</i> L.	*		
<i>Ajuga reptans</i> L.	*		
<i>Arctium minus</i> (Hill) Bernh. s. l.	*		
<i>Campanula trachelium</i> L.	*		
<i>Carex riparia</i> Curtis	*		
<i>Cerastium holosteoides</i> Fr.	*		
<i>Circaea x intermedia</i> (<i>Circaea alpina</i> x <i>C. lutetiana</i>) Ehrh.	3		
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	*		
<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	*		
<i>Convallaria majalis</i> L.	*		
<i>Dipsacus pilosus</i> L.	1		
<i>Epilobium angustifolium</i> L.	*		
<i>Equisetum arvense</i> L.	*		
<i>Galeopsis tetrahit</i> L.	*		
<i>Galium uliginosum</i> L.	3		
<i>Gnaphalium uliginosum</i> L.	*		
<i>Iris pseudacorus</i> L.	*		
<i>Juncus bufonius</i> L.	*		
<i>Lathyrus sylvestris</i> L.	*		
<i>Lemna minor</i> L.	*		
<i>Luzula multiflora</i> (Ehrh.) Lej. s. str.	V		
<i>Lycopus europaeus</i> L.	*		
<i>Lysimachia vulgaris</i> L.	*		
<i>Mercurialis perennis</i> L.	*		
<i>Molinia caerulea</i> (L.) Moench s. str.	*		
<i>Nasturtium microphyllum</i> Boenn. ex Rchb.	*		
<i>Paris quadrifolia</i> L.	*		
<i>Plantago major</i> subsp. <i>major</i>	*		
<i>Polygonum aviculare</i> subsp. <i>aviculare</i>	*		
<i>Prunella vulgaris</i> L.	*		
<i>Ribes nigrum</i> L.	*		
<i>Ribes uva-crispa</i> L.	*		
<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	*		
<i>Rosa canina</i> L. s. l.	*		
<i>Rumex crispus</i> L.	*		
<i>Rumex sanguineus</i> L.	*		
<i>Sagina procumbens</i> L.	*		
<i>Salix caprea</i> L.	*		
<i>Scutellaria galericulata</i> L.	*		
<i>Senecio jacobaea</i> L.	*		
<i>Solanum dulcamara</i> L.	*		

Anhang 6.9: Liste der auf den Untersuchungsflächen auftretenden Moose und ihre Gefährdung in Schleswig-Holstein
(nach Schulz & Dengler 2006; * ungefährdet, V Vorwarnliste, 3 gefährdet, 2 stark gefährdet, 1 vom Aussterben bedroht, D Daten mangelhaft, n.b. nicht bewertet).

Artnamen	Rote-Liste-Status	Artnamen	Rote-Liste-Status
<i>Amblystegium serpens</i> (Hedw.) Schimp.	*	<i>Plagiothecium nemorale</i> (Mitt.) A. Jaeger	D
<i>Amblystegium tenax</i> (Hedw.) C. E. O. Jensen	*	<i>Platygyrium repens</i> (Brid.) Schimp.	*
<i>Atrichum undulatum</i> (Hedw.) P. Beauv.	*	<i>Platyhypnidium riparioides</i> (Hedw.) Dixon	*
<i>Aulacomnium androgynum</i> (Hedw.) Schwägr.	*	<i>Pohlia melanodon</i> (Brid.) A. J. Shaw	*
<i>Barbula unguiculata</i> Hedw.	*	<i>Pohlia nutans</i> (Hedw.) Lindb.	*
<i>Brachythecium oedipodium</i> (Mitt.) A. Jaeger	D	<i>Polytrichum commune</i> Hedw.	V
<i>Brachythecium rutabulum</i> (Hedw.) Schimp.	*	<i>Polytrichum formosum</i> Hedw.	*
<i>Brachythecium salebrosum</i> (F. Weber & D. Mohr) Schimp.	*	<i>Pseudephemerum nitidum</i> (Hedw.) Reimers	3
<i>Brachythecium velutinum</i> (Hedw.) Schimp.	*	<i>Pseudotaxiphyllum (=Isopterygium) elegans</i> (Brid.) Z. Iwats.	*
<i>Bryum rubens</i> Mitt.	*	<i>Radula complanata</i> (L.) Dumort.	V
<i>Calliergonella cuspidata</i> (Hedw.) Loeske	*	<i>Rhizomnium punctatum</i> (Hedw.) T.J.Kop.	*
<i>Calyptogeia fissa</i> ssp. <i>fissa</i> (L.) Raddi	*	<i>Tetraphis pellucida</i> Hedw.	*
<i>Campylopus introflexus</i> (Hedw.) Brid.	*	<i>Thuidium tamariscinum</i> (Hedw.) Schimp.	*
<i>Dicranella heteromalla</i> (Hedw.) Schimp.	*	<i>Ulota bruchii</i> Hornsch. ex Brid.	*
<i>Dicranoweisia cirrata</i> (Hedw.) Lind. ex Milde	*	<i>Ulota crispa</i> (Hedw.) Brid.	V
<i>Dicranum montanum</i> Hedw.	*	<u>zusätzlich in den 1000 m²-Plots:</u>	
<i>Dicranum scoparium</i> Hedw.	*	<i>Barbula convoluta</i> Hedw.	D
<i>Dicranum tauricum</i> Sapjegin	*	<i>Campylopus flexuosus</i> (Hedw.) Brid.	*
<i>Eurhynchium hians</i> (Hedw.) Sande Lac.	*	<i>Campylopus pyriformis</i> (Schultz) Brid.	*
<i>Eurhynchium praelongum</i> (Hedw.) Schimp.	*	<i>Ceratodon purpureus</i> (Hedw.) Brid.	*
<i>Eurhynchium striatum</i> (Hedw.) Schimp.	*	<i>Cratoneuron (=Palustriella) filicinum</i> (Hedw.) Spruce	*
<i>Fissidens bryoides</i> Hedw. s. str.	*	<i>Dicranella staphylina</i> H. Whitehouse	*
<i>Fissidens exilis</i> Hedw.	2	<i>Didymodon sinuosus</i> (Mitt.) Delogne	3
<i>Fissidens taxifolius</i> Hedw.	*	<i>Eurhynchium schleicheri</i> (R. Hedw.) Jur.	*
<i>Grimmia hartmanii</i> var. <i>hartmanii</i> Schimp.	2	<i>Grimmia pulvinata</i> (Hedw.) Sm. ex Sm. & Sowerby	*
<i>Herzogiella seligeri</i> (Brid.) Z. Iwats.	*	<i>Leptobryum pyriforme</i> (Hedw.) Wilson	*
<i>Homalia trichomanoides</i> (Hedw.) Schimp.	V	<i>Orthotrichum obtusifolium</i> Brid.	1
<i>Hypnum cupressiforme</i> var. <i>cupressiforme</i>	D	<i>Orthotrichum pumilum</i> Sw.	1
<i>Isoetecium alopecuroides</i> (Dubois) Isov.	*	<i>Physcomitrium pyriforme</i> (Hedw.) Brid.	*
<i>Isoetecium myosuroides</i> Brid.	*	<i>Plagiomnium affine</i> (Blandow) T.J. Kop.	*
<i>Lepidozia reptans</i> (L.) Dumort.	*	<i>Plagiomnium ellipticum</i> (Brid.) T.J. Kop.	V
<i>Leptodictyum (= Amblystegium) riparium</i> (Hedw.) Warnst.	*	<i>Plagiothecium denticulatum</i> var. <i>denticulum</i>	*
<i>Leskea polycarpa</i> Ehrh. ex Hedw.	V	<i>Pleuroidium subulatum</i> (Hedw.) Rabenh.	*
<i>Lophocolea bidentata (=cuspidata)</i> (L.) Dumort.	D/*	<i>Pohlia wahlenbergii</i> (F. Weber & D. Mohr) A. L. Andrews	*
<i>Lophocolea heterophylla</i> (Schrad.) Dumort.	*	<i>Pylaisia polyantha</i> (Hedw.) Schimp.	*
<i>Metzgeria furcata</i> (L.) Dumort.	V	<i>Rhytidadelphus squarrosus</i> (Hedw.) Warnst.	*
<i>Mnium hornum</i> Hedw.	*	<i>Riccia fluitans</i> L. emend. Lorb.	V
<i>Orthodontium lineare</i> Schwägr.	*	<i>Ricciocarpus natans</i> (L.) Corda	2
<i>Orthotrichum affine</i> Schrad. ex Brid.	*	<i>Scleropodium purum</i> (Hedw.) Limpr.	*
<i>Orthotrichum diaphanum</i> Schrad. ex Brid.	*	<i>Sphagnum palustre</i> L.	*
<i>Orthotrichum pulchellum</i> Brunt.	V	<i>Sphagnum russowii</i> Warnst.	2
<i>Orthotrichum striatum</i> Hedw.	1	<i>Sphagnum squarrosum</i> Crome	*
<i>Plagiomnium rostratum</i> (anon.) T.J.Kop.	V		
<i>Plagiomnium undulatum</i> (Hedw.) T.J.Kop.	*		
<i>Plagiothecium cavifolium</i> (Brid.) Z. Iwats.	*		
<i>Plagiothecium laetum</i> var. <i>laetum</i> Schimp.	V		
<i>Plagiothecium laetum</i> var. <i>curvifolium</i>	*		
<i>Plagiothecium latebricola</i> Schimp.	*		

Anhang 6.10 Liste der auf den Untersuchungsflächen auftretenden Flechten und ihre Gefährdung in Schleswig-Holstein
(Daten nach Litterski & Schiefelbein 2007: RL-Mecklenburg-Vorpommern aufgrund höherer Aktualität; * ungefährdet, V Vorwarnliste, 3 gefährdet, 2 stark gefährdet, 1 vom Aussterben bedroht, 0 Ausgestorben oder Verschollen, - keine Angaben, D Daten mangelhaft, G Gefährdung anzunehmen).

Artname	Rote-Liste-Status	Artname	Rote-Liste-Status
<i>Amandinea punctata</i> (Hoffm.) Coppins & Scheid.	*	<i>Parmelia sulcata</i> Taylor	*
<i>Anisomeridium polypoi</i> (Ellis & Everh.) R.C.Harris	*	<i>Parmeliopsis ambigua</i> (Wulfen) Nyl.	*
<i>Arthonia didyma</i> Körb.	2	<i>Pertusaria hymenea</i> (Ach.) Schaer.	1
<i>Arthonia punctiformis</i> Ach.	2	<i>Pertusaria leioplaca</i> DC.	3
<i>Arthonia radiata</i> (Pers.) Ach.	V	<i>Phaeophyscia orbicularis</i> (Neck.) Moberg	*
<i>Arthonia spadicea</i> Leight.	*	<i>Phlyctis argena</i> (Spreng.) Flot.	*
<i>Arthonia ruana</i> A.Massal.	V	<i>Physcia adscendens</i> (Fr.) H.Olivier	*
<i>Bacidia adastra</i> Sparrius & Aptroot	*	<i>Physcia tenella</i> (Scop.) DC.	*
<i>Bacidia brandii</i> Coppins & van den Boom	-	<i>Placynthiella dasaea</i> (Stirt.) Toensberg	D
<i>Bacidia neosquamulosa</i> Aptroot & van Herk	*	<i>Placynthiella icmalea</i> (Ach.) Coppins & P. James	*
<i>Bacidina</i> (= <i>Bacidia</i>) <i>arnoldiana</i> (Körb.) V. Wirth & Vezda	*	<i>Platismatia glauca</i> (L.) W.L. Culb. & C.Culb.	V
<i>Buellia griseovirens</i> (Turner & Borrer ex Sm.) Almb.	*	<i>Porina aenea</i> (Wallr.) Zahlbr.	*
<i>Candelariella reflexa</i> (Nyl.) Lettau	*	<i>Porina chlorotica</i> (Ach.) Müll.Arg.	V
<i>Chaenotheca chrysocephala</i> (Turner ex Ach.) Th.Fr.	V	<i>Porina leptalea</i> (Durieu & Mont.) A.L.Sm.	-
<i>Chaenotheca ferruginea</i> (Turner & Borrer) Mig.	*	<i>Porpidia soledizodes</i> (Lamy ex Nyl.) J.R. Laundon	*
<i>Chaenotheca xyloxeia</i> Nadv.	2	<i>Pyrenula nitida</i> (Weigel) Ach.	3
<i>Cladonia caespiticia</i> (Pers.) Förke	3	<i>Scoliosporum gallurae</i> Vezda & Poelt	-
<i>Cladonia coniocraea</i> auct.	*	<i>Staurothele spec.</i>	-
<i>Cladonia fimbriata</i> (L.) Fr.	*	<i>Thelotrema lepadinum</i> (Ach.) Ach.	1
<i>Cladonia macilentata</i> Hoffm.	*	<i>Trapelia placodioides</i> Coppins & P. James	*
<i>Cladonia pyxidata</i> (= <i>chlorophaea</i>) ssp. <i>chlorophaea</i> (Sommerf.) V. Wirth	*	<i>Trapeliopsis granulosa</i> (Hoffm.) Lumbsch	*
<i>Cladonia pyxidata</i> (= <i>merochlorophaea</i> <i>Asahina</i>) ssp. <i>grayi</i> (G.Merr. ex Sandst.) V. Wirth	*	<i>Trapeliopsis pseudogranulosa</i> Coppins & P. James	*
<i>Dimerella pineti</i> (Ach.) Vezda	*	<i>Verrucaria aquatilis</i> Mudd	G
<i>Fellhanera viridisorediata</i> Aptroot, Brand & Spier	*	<i>Verrucaria dolosa</i> Hepp	G
<i>Graphis scripta</i> (L.) Ach.	V	<i>Verrucaria hydrela</i> Ach.	-
<i>Gyalideopsis anastomosans</i> P. James & Vezda	*	<i>Verrucaria praetermissa</i> (Trevisan) Anzi	D
<i>Hypocenomyce scalaris</i> (Ach. ex Lilj.) M.Choisy	*	<i>Xanthoria candelaria</i> (L.) Th. Fr.	*
<i>Hypogymnia physodes</i> (L.) Nyl.	*	<i>Xanthoria parietina</i> (L.) Th. Fr.	*
<i>Lecania cyrtella</i> (Ach.) Th.Fr.	3	<i>Xanthoria polycarpa</i> (Hoffm.) Rieber	*
<i>Lecanora argentata</i> (Ach.) Malme	3	<u>zusätzlich in den 1000 m²-Plots:</u>	
<i>Lecanora carpinea</i> (L.) Vain.	*	<i>Arthopyrenia lapponina</i> Anzi	-
<i>Lecanora chlorotera</i> Nyl.	*	c.f. <i>Trapelia obtegens</i> (Th.Fr.) Hertel	-
<i>Lecanora conizaeoides</i> Nyl. ex Crombie	*	<i>Chaenotheca furfuracea</i> (L.) Tibell	3
<i>Lecanora expallens</i> Ach.	*	<i>Chaenotheca trichialis</i> (Ach.) Th.Fr.	V
<i>Lecanora persimilis</i> (Th. Fr.) Nyl.	-	<i>Cladonia polydactyla</i> (Flörke) Spreng.	*
<i>Lecanora pulicaris</i> (Pers.) Ach.	3	<i>Evernia prunastri</i> (L.) Ach.	*
<i>Lecidella elaeochroma</i> (Ach.) M.Choisy	*	<i>Halecania viridescens</i> Coppins & P. James	-
<i>Lepraria incana</i> (L.) Ach.	*	<i>Lecanactis abietina</i> (Ach.) Körb.	1
<i>Lepraria lobificans</i> Nyl.	3	<i>Lecania cyrtellina</i> (Nyl.) Sandst.	*
<i>Lepraria umbricola</i> Tønsberg	-	<i>Lecanora polytropia</i> (Ehrh. ex Hoffm.) Rabenl	*
<i>Melanella glabrata</i> (Lamy) Essl.	-	<i>Melanella subaurifera</i> (Nyl.) Essl.	V
<i>Micarea bauschiana</i> (Körb.) V. Wirth & Vezda	*	<i>Pertusaria pertusa</i> (Weigel) Tuck.	3
<i>Micarea micrococca</i>	-	<i>Pseudevernia furfuracea</i> (L.) Zopf	*
<i>Micarea viridileprosa</i> Coppins & van den Boom	-	<i>Trapelia coarctata</i> (Sm.) M.Choisy	*
<i>Micarea xanthonica</i> Coppins & Tønsberg	-		
<i>Naetrocybe</i> (= <i>Arthopyrenia</i>) <i>punctiformis</i> (Pers.) R.C. Harris	2	<i>Trapeliopsis flexuosa</i> (Fr.) Coppins & P. James	*
<i>Opegrapha atra</i> Pers.	3	<i>Tuckermannopsis</i> (= <i>Cetraria</i>) <i>chlorophylla</i> (Willd.) Hale	*
<i>Opegrapha ochrocheila</i> Nyl.	2	<i>Verrucaria viridula</i> (Schröd.) Ach.	*
<i>Opegrapha viridis</i> (Pers. ex Ach.) Behlen & Desberger	2		
<i>Opegrapha vulgata</i> var. <i>subsiderella</i> (= <i>O. niveoatra</i>) Nyl.	2		
<i>Opegrapha vulgata</i> var. <i>vulgata</i>	3		
<i>Parmelia saxatilis</i> (L.) Ach.	V		

