

Technische Universität Dresden

Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften  
Fachrichtung Forstwissenschaften

## **Ermittlung von Struktur-Indikatoren zur Abschätzung des Einflusses forstlicher Bewirtschaftung auf die Biozönosen von Tiefland-Buchenwäldern**



genehmigte Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades

Doctor rerum silvaticarum  
(Dr. rer. silv.)

von

Dipl.-Forstw. Susanne Winter

Tag der mündlichen Prüfung: 1. September 2005

# Inhaltsverzeichnis

	Seite
<b>1. Einleitung</b>	<b>7</b>
1.1 Natur als Vorbild	7
1.2 Bedeutung und Schutzwürdigkeit von Buchenwäldern	11
1.3 Frage- und Zielstellung	15
1.4 Auswahl von Ökosystemkompartimenten und ihre Bedeutung für den Wald	17
1.4.1 Vegetation	17
1.4.1.1 Baumbestand und seine Strukturen	17
1.4.1.2 Kraut- und Strauchschicht	18
1.4.1.3 Moosschicht und Moossynusien	18
1.4.2 Laufkäfer	19
<b>2. Material und Methoden</b>	<b>20</b>
<b>2.1 Buchenbestände im nordostdeutschen Tiefland (Untersuchungsflächen)</b>	<b>20</b>
2.1.1 Flächenauswahl	20
2.1.2 Benennung der Untersuchungsflächen	21
2.1.3 Übersicht über die Untersuchungsflächen	21
<b>2.2 Freilandmethoden</b>	<b>25</b>
2.2.1 Einrichtung der Untersuchungsflächen	25
2.2.2 Nomenklatur der Arten	26
2.2.3 Strukturaufnahmen	27
2.2.3.1 Waldentwicklungsphasen	27
2.2.3.2 Aufnahmen des lebenden Bestandes	30
2.2.3.2.1 Messwerte des Einzelbaumes und Baumart	30
2.2.3.2.2 Baumbeschreibung in Bezug zur Umgebung	31
Vitalitätsklasse	31
Lichtverhältnisse	32
2.2.3.2.3 Stammqualitäten	33
2.2.3.3 Totholzaufnahmen	35
2.2.3.4 Sonderstrukturen an lebenden Bäumen und Totholzstämmen	38
2.2.3.4.1 Klassifizierung der Sonderstrukturen	38
2.2.3.4.2 Sonderstrukturkartierung in Probekreisen	41
2.2.3.4.3 Großflächige Sonderstrukturkartierung	42
2.2.4 Vegetationsaufnahmen	43
2.2.4.1 Kraut- und Strauchschicht	43
2.2.4.2 Moossynusien	43
2.2.4.2.1 Moosaufnahmen	43
2.2.4.2.2 Berechnung der für Moose besiedelbaren Substratoberfläche	44
2.2.5 Laufkäfererfassung	45
<b>2.3 Nutzungsintensitäten, statistische Verfahren und Indizes</b>	<b>47</b>
2.3.1 Ableitung von Nutzungsintensitäten in Wirtschaftswäldern	47
2.3.2 Statistische Verfahren und Ermittlung von Indizes	52

	Seite
<b>3. Ergebnisse und Teildiskussionen zur Charakterisierung der Tiefland-Buchenwälder anhand des Vergleichs von Wirtschafts- mit Referenzflächen</b>	<b>54</b>
<b>3.1 Bestandesstrukturen</b>	<b>54</b>
<b>3.1.1 Waldentwicklungsphasen</b>	<b>54</b>
3.1.1.1 Presence/absence von Waldentwicklungsphasen	54
3.1.1.2 Vielfalt und Verteilung von Waldentwicklungsphasen	54
<b>3.1.2 Lebender Bestand</b>	<b>58</b>
3.1.2.1 Vorrat gesamt und nach Waldentwicklungsphasen differenziert	58
3.1.2.2 Baumzahlen und Baumverteilung	60
3.1.2.3 Durchmesser	63
3.1.2.3.1 Mitteldurchmesser	63
3.1.2.3.2 Durchmesserverteilung	64
3.1.2.3.3 Giganten – stark dimensionierte Altbäume	65
3.1.2.4 Höhen	67
3.1.2.5 Kronenparameter	70
3.1.2.6 Vitalität	74
3.1.2.7 Lichtverhältnisse	76
3.1.2.8 Stammqualitäten	78
3.1.2.8.1 Zwiesel	78
3.1.2.8.2 Krümmung	79
3.1.2.8.3 Drehwuchs	80
3.1.2.8.4 Spannrückigkeit	80
3.1.2.8.5 Astigkeit und Wasserreiser	81
3.1.2.8.6 Rindenbrand	81
<b>3.1.3 Totholz</b>	<b>83</b>
3.1.3.1 Totholzvolumen und Totholzobjektzahlen	83
3.1.3.1.1 Gesamtvolumen	83
3.1.3.1.2 Verhältnis Totholz- zu Bestandesvolumen	88
3.1.3.1.3 Totholztypen – Stubben, stehendes und liegendes Totholz	89
Verteilung der Volumina	89
Verteilung der Objektzahlen auf die Totholztypen	92
3.1.3.2 Totholz in den Waldentwicklungsphasen	93
3.1.3.3 Totholzdimensionen	96
3.1.3.3.1 Mittendurchmesser des Totholzes	97
3.1.3.3.2 Volumenverteilung des Totholzes	98
3.1.3.3.3 Höhen und Längen des Totholzes	100
3.1.3.4 Totholznachbarn	104
3.1.3.5 Wärme- und Feuchtigkeitsverhältnisse des Totholzes	106
3.1.3.5.1 Licht- bzw. Besonnungsverhältnisse	106
3.1.3.5.2 Bodenkontakt	109
3.1.3.6 Zersetzung des Totholzes	111
3.1.3.6.1 Rinde	111
3.1.3.6.2 Holzkörper	114

	Seite
3.1.3.6.3 Zustandstypen des stehenden Totholzes	115
3.1.3.7 Stubben der Wirtschaftswälder	118
<b>3.1.4 Sonderstrukturen</b>	<b>122</b>
3.1.4.1 Die Quantität der Vielfalt	122
3.1.4.2 Vorkommen von Einzelstrukturen	124
S1 Zunderschwammbäume	124
S2 Baumschwammbäume	125
S3 Weitere pilzbesiedelte Bäume	126
S4 Teilkronenbrüche	127
S5 Kronenbrüche	128
S6 Zwieselabbrüche	129
S7 Stammbrüche am lebenden Baum	130
S8 Ersatzkronenbäume	131
S9 Blitzrinnen	132
S10 Risse & Spalten	134
S11 Aufgesplitterte Stämme	135
S12 Höhlenbäume	136
S13 Höhlenetagen	137
S14 Ausgehöhlte Stämme	138
S15 Höhlen mit Mulmkörper	139
S16 Mulmtaschen	140
S17 Rindentaschen mit Mulm	141
S18 Krebsbildungen	142
S19 Schürfstellen	143
S20 Wurzelteller	144
3.1.4.3 Multistrukturbäume	145
3.1.4.4 Teildiskussion: Sonderstrukturen	146
<b>3.2 Vegetation</b>	<b>150</b>
<b>3.2.1 Waldgesellschaften</b>	<b>150</b>
<b>3.2.2 Kraut- und Strauchschicht</b>	<b>152</b>
3.2.2.1 Unterschiede zwischen Wirtschafts- und Referenzwäldern	152
3.2.2.1.1 Artenspektrum	152
3.2.2.1.2 Stetigkeiten	157
3.2.2.1.3 Indizes	158
Artendichte	158
Diversität nach Shannon-Weaver und Evenness	159
McNaughton-Index	160
Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992)	162
3.2.2.2 Einfluss einer Durchforstung auf die Biodiversität eines Wirtschaftswaldes	164
3.2.2.3 Einfluss der Bestandesstrukturen auf die Kraut- und Strauchschicht	164
3.2.2.3.1 Lichtverhältnisse	164
3.2.2.3.2 Bestandsdichte	168
3.2.2.3.3 Totholz, Waldentwicklungsphasen und Schichtung	168
3.2.2.3.4 Nutzungsintensitäten in den Wirtschaftswäldern	169



	Seite
3.2.2.4 Teildiskussion: Kraut- und Strauchschicht	170
3.2.2.4.1 Unterschiede zwischen Wirtschafts- und Referenzwäldern	170
3.2.2.4.2 Einfluss von Bestandesstrukturen	174
<b>3.2.3 Moossynusien</b>	<b>177</b>
3.2.3.1 Unterschiede zwischen Wirtschafts- und Referenzwäldern	177
3.2.3.1.1 Moosinventar	177
3.2.3.1.2 Indizes	180
3.2.3.1.3 Rote-Liste-Arten	181
3.2.3.2 Substratnutzung der Moose	183
3.2.3.3 Einfluss des Makroklimas auf den Moosbesatz	185
3.2.3.4 Struktur-Indikatoren für die Moosvielfalt	186
3.2.3.5 Teildiskussion: Moose	188
3.2.3.5.1 Moose der Tiefland-Buchenwälder	188
3.2.3.5.2 Gefährdete Moosarten in Tiefland-Buchenwäldern	188
3.2.3.5.3 Vergleich von Wirtschafts- mit Referenzwäldern	190
3.2.3.5.4 Habitatnutzung der Moose	191
Rinde und Stammanlauf	191
Totholz	193
Boden	194
Klimagradient	194
3.2.3.5.5 Indikatorarten	196
<b>3.3 Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae)</b>	<b>201</b>
3.3.1 Artenspektrum und Häufigkeitsverhältnisse der Carabiden in nordostdeutschen Tiefland-Buchenwäldern	201
3.3.1.1 Artenspektrum	201
3.3.1.2 Gefährdung und Raumbedeutsamkeit der Arten	202
3.3.1.3 Einzelfunde	202
3.3.2 Unterschiede der Fangzahlen in bewirtschafteten und unbewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern	203
3.3.2.1 Fangzahlen (Arten- und Individuenverteilung)	203
3.3.2.2 Nutzungsintensitäten in den Wirtschaftswäldern	208
3.3.2.3 Morphologische Parameter	208
3.3.2.3.1 Flugfähigkeit	208
3.3.2.3.2 Biomasse nach SCHULTZ (1997) und STEGNER (1999)	209
3.3.3 Charakteristische Buchenwaldarten des nordostdeutschen Tieflandes	210
3.3.4 Einfluss der Bestandesstrukturen auf die Laufkäfergemeinschaft	211
3.3.4.1 Lichtverhältnisse, Vegetationsbedeckung und Baumanzahlen	211
3.3.4.2 Totholz	214
3.3.4.3 Waldentwicklungsphasen	217
3.3.4.4 Moospolster	219
3.3.5 Teildiskussion Laufkäfer	221
3.3.5.1 Artenspektrum und Häufigkeitsverhältnisse der Carabiden	221
3.3.5.2 Unterschiede der Fangzahlen der Laufkäfer in bewirtschafteten und unbewirtschafteten Buchenbeständen	222

	Seite
3.3.5.3 Charakteristische Buchenwaldarten des nordostdeutschen Tieflandes	224
3.3.5.4 Einfluss der Bestandesstrukturen der Buchenwälder auf die Laufkäfergemeinschaft	225
3.3.5.5 Indikatoren	228
<b>4. Gesamtdiskussion und Zusammenfassung der Indikatoren</b>	<b>231</b>
<b>4.1 Methodendiskussion</b>	<b>231</b>
4.1.1 Bestandesstrukturen	231
4.1.1.1 Waldentwicklungsphasen	231
4.1.1.2 Lebender Bestand	231
4.1.1.3 Totholz	232
4.1.1.4 Sonderstrukturen	233
4.1.2 Vegetation	238
4.1.3 Laufkäfer	239
<b>4.2 Bedeutung von Waldstrukturen für die Ausbildung der Lebensgemeinschaft der Tiefland-Buchenwälder</b>	<b>242</b>
4.2.1 Wälder und Artenvielfalt	242
4.2.2 Habitatvielfalt durch Bestandesstruktur	243
4.2.2.1 Schichtung und Waldentwicklungsphasen	244
4.2.2.2 Altbäume	246
4.2.2.3 Totholz	247
4.2.2.4 Sonderstrukturen	250
<b>4.3 Indikatoren für Naturnähe</b>	<b>253</b>
4.3.1 Indikatoren der Vegetation und Fauna für naturnahe Wälder	253
4.3.2 Ableitung von Naturwaldstrukturen aus den Ergebnissen der Sonderstrukturkartierung und Zielgrößen für naturnahe Waldbewirtschaftung	255
4.3.3 Gesamtliste der Struktur-Indikatoren für die charakteristische Ausprägung der Buchenwaldbiozönose des Tieflandes	258
4.3.4 Naturnähebewertung von bewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern	267
<b>5. Zusammenfassung</b>	<b>270</b>
<b>6. Summary</b>	<b>275</b>
<b>7. Literatur</b>	<b>280</b>
Abkürzungsverzeichnis	312
Abbildungsverzeichnis	312
Tabellenverzeichnis	317
Danksagung	321

## Anhänge

- I. Beschreibung der Untersuchungsflächen
- II. Totholzvorkommen [ $\text{m}^3/\text{ha}$  und in %], gesamt und getrennt nach Totholztypen
- III. Liegendes Totholz [ $\text{m}^3/\text{ha}$ ] nach Durchmesserklassen getrennt
- IV. Verteilung der Totholzvolumina auf die Zersetzungsgrade, nach stehendem und liegendem Totholz und Stubben sowie Wirtschafts- k20- und r50-Flächen getrennt
- V. Pflanzensoziologische Einordnung der Untersuchungsflächen nach MATUSZKIEWICZ & MATUSZKIEWICZ (1973), WILMANN (1989), HOFMANN (1994), RUNGE (1994), FISCHER (1995), SCHMIDT, P. A. (1995) und RENNWALD (2000)
- VI. Vegetationskundliche Beschreibung der einzelnen Untersuchungsflächen
- VII. Moosartenliste nach Untersuchungsflächen getrennt
- VIII. Beziehung zwischen der Anzahl kartierter Probekreise und der Anzahl gefundener Moosarten
- IX. Indizes der Moosvegetation: durchschnittliche Artenzahl pro Probekreis [ $\text{à}$  314  $\text{m}^2$ ], durchschnittliche Zahl neuer Arten pro Probekreis, Shannon-Weaver, Evenness und McNaughton [jeweils  $\pm$  einfacher Standardabweichung]
- X. Durchschnittliche Moosartenzahl pro Probekreis [ $\text{à}$  314  $\text{m}^2$ ]: gesamt und nach Substrattypen (epigäisch, Stubben, Stammanlauf, liegendes Totholz, Stein) getrennt [ $\pm$  einfache Standardabweichung]
- XI. Stetige Moosarten in den untersuchten Tiefland-Buchenwäldern, nach Substraten getrennt
- XII. Moosarten in den untersuchten Tiefland-Buchenwäldern, nach Substratnutzung getrennt
- XIII. Abhängigkeit der Moosartenzahl von der Anzahl kartierter Probekreise, getrennt nach Substraten (Boden, liegendes Totholz, Stammanlauf, Stein) und Untersuchungsflächen; links: Wirtschaftswälder; rechts: Referenzwälder
- XIV. Vorkommen der Moose in den Untersuchungsflächen, nach Substraten getrennt
- XV. Indizes der Moosvegetation nach Substraten getrennt berechnet: Shannon-Weaver, Evenness und McNaughton [jeweils  $\pm$  einfacher Standardabweichung]
- XVI. Signifikante Beziehungen (Korrelationskoeffizienten nach Spearman) zwischen Strukturparametern und der Anzahl von Moosarten (getrennt nach Wirtschafts- und Referenzwäldern und dem Gesamtdatensatz)
- XVII. Gesamtliste der nachgewiesenen Carabidenarten
- XVIII. Kurzbeschreibung der charakteristischen Laufkäferarten des Tiefland-Buchenwaldes
- XIX. Ähnlichkeiten der Laufkäfergemeinschaften nach Jaccard [%]
- XX. Deskriptive Statistik der Sonderstrukturdaten aus Probekreis-aufnahmen ab 60 cm BHD, getrennt nach Wirtschafts-, kurz- (<20) und langfristig unbewirtschafteten Referenzwäldern
- XXI. Deskriptive Statistik der Sonderstrukturdaten (Hektaraufnahmen), getrennt nach Wirtschafts-, <20 und >50 Jahren unbewirtschafteten Referenzwäldern
- XXII. Homogenitätstest der Sonderstrukturergebnisse in den seit >50 Jahren unbewirtschafteten Referenzflächen

# 1. Einleitung

## 1.1 Natur als Vorbild

Ökologisches Fachwissen und Naturschutzaspekte finden zunehmend Eingang in die forstliche Praxis. Das Ziel, die Wälder naturnäher und risikoärmer zu bewirtschaften, wird von den Wirtschaftlern zunehmend akzeptiert, wobei nach jahrzehntelanger, gängiger Anwendung der Altersklassenwirtschaft mit homogenisierendem Bestandesaufbau und der Bevorzugung weniger Arten (vor allem Kiefer und Fichte) ein Umdenken teilweise schwer fällt (WAGENKNECHT 1991).

Auf nationaler Ebene finden sich in den Waldbau(rahmen)richtlinien der Forstverwaltungen (z.B. LÖWE-Programm Niedersachsens 1991), in Waldkonzepten der Naturschutzverbände (Greenpeace, NABU) und in Zertifizierungsinstrumenten (Naturland, FSC, PEFC) zahlreiche Ansätze, die Naturnähe der Wälder zu erhöhen. Auch die Novellierung des Bundeswaldgesetzes (BMVEL 2004) und die Diskussion um die „Gute fachliche Praxis“ (WINKEL & VOLZ 2003, 2004, ELSÄSSER 2004) beinhalten den Versuch, eine naturnähere Bewirtschaftung der Wälder zu gewährleisten. Auf internationaler Ebene wurden seit der Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung in Rio (BMUNR 1998) unter anderem durch die Ministerkonferenzen zum Schutz der Wälder in Europa und durch Veränderungen des EU-Rechts (FFH-Richtlinie 1992, HÄUSLER & SCHERER-LORENZEN 2002) vermehrt Forderungen gestellt, naturnahe Waldbestände zu erhalten, zu schaffen bzw. sich entwickeln zu lassen. So wurden beispielsweise auf der Ministerkonferenz in Helsinki (1993) Kriterien und Indikatoren zur Bewertung nachhaltiger Waldwirtschaft beschrieben (MCPFE 1993, 2003), die bis heute einer Diskussion, Veränderung und Erweiterung unterliegen.

Die Naturnähe von Wäldern steht als Leitbild im inhaltlichen Zentrum dieser Entwicklung. Über die Naturnähe von Waldbeständen wissen wir allerdings vergleichsweise wenig, da ihre Beschreibung und Erforschung das Vorhandensein von Urwäldern voraussetzt. Urwälder sind in Europa aber äußerst selten. In Mittel- und Osteuropa gibt es noch wenige, zum Teil nur kleinflächige Urwälder, womit sich die Erforschung der gesamteuropäischen Urwaldnatur zwangsläufig auf diese Flächen beschränken muss. Obwohl die Urwaldforschung schon Mitte des 19. Jahrhunderts begann und bereits bis zum Beginn des zweiten Weltkrieges und wieder ab den 1950er Jahren viele Arbeiten hervorbrachte (kurze Übersicht: LAMPRECHT 1971), erfolgte eine Unterschutzstellung von Urwaldresten erst nach und nach (MEYER 1995). In den jüngsten Jahrzehnten wurden die Urwälder intensiv erforscht (u. a. FALINSKI 1986, MAYER 1986, KORPEL 1987, 1992, 1995, LEIBUNDGUT 1993, SANIGA & VESELY 1998, SANIGA & SCHÜTZ 2001, TABAKU 2000).

Eine Beschränkung der wissenschaftlichen Untersuchungen auf wenige, meist relativ unzugängliche Flächen, die überwiegend in submontanen bis hochmontanen Bereichen liegen, ist vor allem für Länder mit anderen klimatischen und geologischen Bedingungen aufgrund der eingeschränkten Übertragbarkeit von Ergebnissen unbefriedigend. In Ländern (fast) ohne verbliebene Urwälder entstand deshalb und aus dem Gedanken des Wertes ungestörter Waldentwicklungen vor etwa einem Jahrhundert die Idee, naturnahe Waldbestände zu erhalten, zu erforschen und zu erschaffen (DINGLER 1903, CONWENTZ 1904, ENGLER 1904). Aus der Idee, einzelne Waldflächen der un gelenkten Entwicklung zu überlassen, entwickelte HESMER (1934) die Konzeption einer weiträumigen, planvollen Etablierung von Naturwaldreservaten, die in der DDR bereits 1953 von SCAMONI und 1955 von BORCHERT aufgegriffen wurde. Dabei fiel der vollständige Verzicht, in die Bestände

Man hat eine unmittelbare Vorstellung davon, was Natürlichkeit bedeutet, aber es ist eines der am schwierigsten zu quantifizierenden Kriterien. USHER & ERZ 1994

Ökologischer Waldbau sucht nach adäquaten, natürlichen Leitbildern mit funktionsbedingter Abwandlung durch die Nutz-, Schutz- und Erholungsfunktion. THOMASIU 1995

Because circumstances are always changing, management needs to be adaptive. Adaptive management depends on monitoring and the capacity to make responsive changes. BOLTON 1997

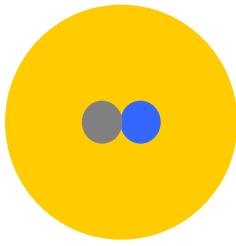
einzugreifen, schwer. Zumindestens Totholz wurde noch jahrelang entnommen (KNAPP & JESCHKE 1991). In den westdeutschen Bundesländern wurde mit der systematischen Ausweisung von Naturwaldreservaten erst mit dem Europäischen Naturschutzjahr 1970 begonnen (BFN 1999). Insgesamt gibt es inzwischen mehr als 25.000 ha Wald in ca. 700 Gebieten, die sich ungestört entwickeln sollen. Über die Naturwaldreservate und ihre ersten sukzessionalen Schritte zur Entwicklung sekundärer Naturwälder liegt inzwischen umfangreiche Literatur aus verschiedenen Bundesländern vor (u. a. MEYER 1995, STRAUßBERGER 1999, MLUR 2000, WILLIG 2002).

In den meisten Arbeiten stehen waldwachstumskundliche Erkenntnisse (einschl. Konkurrenzprozesse) im Vordergrund (u. a. LOCHOW 1987, MEYER 1995, KELLER & RIEDEL 1999, WEBER 2000). Allerdings wurden hier schon beachtenswerte neue Arbeitsweisen entwickelt. So werden heute zum Beispiel statt statischen Ertragstabellen, die als Eingangsgrößen nur Alter, Höhe und Durchmesser betrachteten, Wachstumsmodelle verwendet, die auch Einzelbaumpositionen, Nachbarschaftsverhältnisse, Baum(arten)verteilungen, Kronenparameter, Qualitätsansprüche und vieles mehr einbeziehen können. Für diesen (forstwirtschaftlichen) Erkenntniszweig wurde eine Parametererweiterung vollzogen, die in Hinblick auf den Naturschutz im engeren Sinne (Arten- und Biotopschutz) jedoch bisher noch überwiegend ausstand. Sofern man unter der Naturschutzfunktion im weiteren Sinn auch die Wohlfahrtswirkungen bzw. Umweltleistungen aus landschaftsökologischer Sicht wie Sauerstoffproduktion, Luftfilterung mit Schadstofffestlegung, Regulation des großräumigen Landschaftswasserhaushalts usw. versteht, fehlen die Ansätze zur Funktionsüberwachung in noch größerem Maße (BAIER et al. 1994).

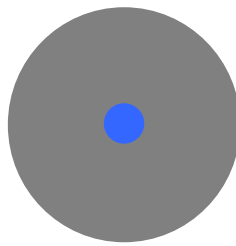
Die Erforschung der Urwälder wurde erstaunlicherweise kaum zur Beantwortung von Naturschutzfragen oder zur Definition bzw. genauen Ableitung von Naturnäheparametern für Wirtschaftswälder genutzt. Dies, obgleich es für den Wald noch relativ leicht ist, konkrete Leitbilder zu entwickeln - da der Wald im Urwald ein natürliches Vorbild, wenn auch mit oben beschriebenen Restriktionen (Flächenmangel, geringe Repräsentativität der Waldgesellschaft für europäische Verhältnisse etc.) hat. Hingegen ist es zum Beispiel bedeutend schwerer, nicht auf die Produktion abzielende (Naturschutz-)Ziele für die Agrarlandschaft zu entwerfen (FLADE et al. 2003). Hier ist jede naturschutzorientierte Festlegung ein überwiegend theoretisch-subjektives, da natürlicherweise vorbildloses Ziel. Im Wald kann eine bedeutend höhere Objektivität erreicht werden.

Leitbilder für den Wald können aber nicht nur für die Naturnähe, sondern auch für die Nutzung und die Erholung entworfen werden. Der Wald umfasst mit seinen drei Hauptfunktionen Erholung, Nutzung und Schutz drei Elemente, deren Schnittmenge (Abb. 1.1) auf einer konkreten Waldfläche sehr verschieden sein kann (SCHMIDT, P. A. 2003). Im „normalen“ Wirtschaftswald spielen die Schutz- und Erholungsfunktion häufig keine große Rolle (ZERLE 1989), im Schutzwald ohne Bewirtschaftung wird hingegen die Nutzfunktion gar nicht und die Erholungsfunktion meist nur gering umgesetzt. Auf den wenigen Erholungswaldflächen spielt die Bewirtschaftung zwar meist noch eine große Rolle, aber die Schutzfunktion wird dabei oft nur marginal berücksichtigt. Eine unvollständige, etwas pointierte Gegenüberstellung der unterschiedlichen Ziele der Nutz- und Schutzfunktion zeigt Tab. 1.1. Um eine stärkere Gleichgewichtung der Waldfunktionen in großen Teilen des Waldes zu ermöglichen (SCHMIDT, P. A. 1997), ist es notwendig, den Wissenstand über die Waldnatur und die Erholung so zu erweitern, dass eine stärkere Berücksichtigung auf jeder konkreten Fläche leichter fällt. Hierzu fehlen noch detaillierte Erkenntnisse. Entscheidend ist es, eine stärkere Überlappung der Funktionen im Wirtschaftswald zu erreichen, da Wald mit prioritärer Schutz- und Erholungswaldfunktion eher die Ausnahme bleiben wird.

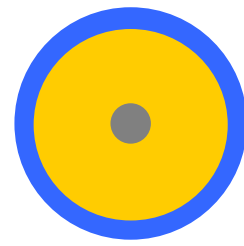
## Praxis



a) normaler Nutzwald

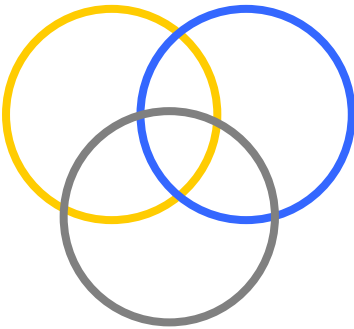


b) Schutzwald ohne Bewirtschaftung

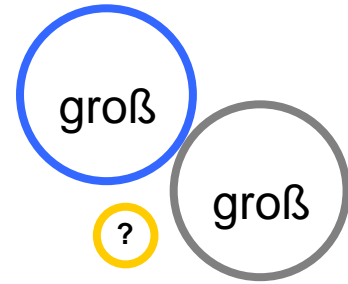
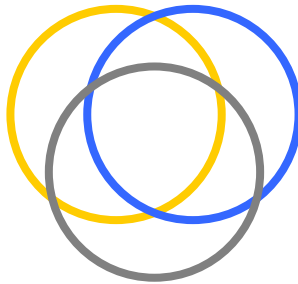


c) Erholungswald

## Theorie



d. Gleichgewichtung der Waldfunktionen mit unterschiedlichen Anteilen der Funktionsüberlappung



e. Kenntnislücken im Wirtschaftswald

**Abb. 1.1:** Überlappung von Waldfunktionen auf Waldflächen; **oben:** reale Situation im Wald; **unten links:** theoretische Überlappung der Funktionen; **unten rechts:** Kenntnislücken im Wirtschaftswald; Legende: ● Nutz-, ● Schutz- und ● Erholungsfunktion.

Die Schutzfunktion beinhaltet das Ziel, eine hohe Naturnähe des Waldes zu erreichen, wobei dies aber nicht schon dadurch gegeben ist, dass z. B. ein Waldnaturschutzgebiet ausgewiesen wird. Die genaue Ziel- und Maßnahmenplanung entscheidet über den Erfolg der Unterschutzstellung. Relativ leicht kann eine hohe Naturnähe erreicht werden, wenn ein Wald aus der Bewirtschaftung genommen wird, da sich die Naturnähe mit der Dauer der Nichtbewirtschaftung von selbst einstellt. Ungleich schwerer ist die Definition eines wünschenswerten Naturnähegrades im Wirtschaftswald. Im geschützten Wirtschaftswald bzw. bewirtschafteten Schutzwald soll bis zu einem definierten Grade der Naturwald nachgeahmt werden. Da nur über die Beschreibung der gewollten Abweichung vom Urwaldzustand die Naturnähe eines Wirtschaftswaldes beschrieben werden kann, sind fundierte Kenntnisse und Erkenntnisse über die Urwälder unerlässlich.

Allgemeine Vorschläge, die Naturnähe eines Lebensraumes zu definieren, machen u. a. HORNSTEIN (1958), DIERSCHKE (1984), PETERKEN (1996), SCHERZINGER (1997) und GRANKE et al. (2004), wobei die Einteilungen von Waldzuständen manchmal relativ grob gefasst werden, so dass z. B. nach SCHERZINGER (1997) die Wälder Deutschlands fast gänzlich in die Kategorien ‚naturfern‘ und ‚naturfremd‘ fallen.

**Tab. 1.1:** Vergleich unterschiedlicher Ziele der Nutz- und Schutzfunktion des Waldes (unvollständige Auflistung der formulierten und in der Praxis gängigen Ziele).

<b>Produktionsziele (Nutzfunktion)</b>	<b>Naturschutzziele (Schutzfunktion)</b>
Konzentration auf Wuchspotenzial und dessen Förderung	natürliche Artenvielfalt und deren Erhalt steht im Vordergrund
Beschränkung des Bestandes auf Strukturen, die einen geraden, schnellen Wuchs von weitestgehend astfreien Baumstämmen ermöglicht	Nachbildung der potenziell natürlichen Struktur- dynamik
höchstes Ziel: Wertholz, positive ökonomische Bilanz (gängiges Produkt sind allerdings geringwertige Massenprodukte für Zellstoff, Span- und Faserplatten, Paletten etc. und v. a. im Staats- und Kommunalwald negative Bilanzen)	höchstes Ziel: hohe Naturnähe (einschl. Prozessschutz), Erhalt der natürlichen Lebensgemeinschaft, große Schutzgebiete (gängiges Produkt sind kleine Schutzgebiete, deren Habitate vor starker anthropogener Veränderung geschützt werden sollen bzw. Erhalt von artenreichen, anthropogen geschaffenen Offenlandbereichen, z. B. Trockenrasen, Feuchtwiesen, Streuobstwiesen durch Pflegemaßnahmen)
Betrachtung des Waldes vor allem durch das angestrebte monetäre Betriebsergebnis beeinflusst	Betrachtung des Waldökosystems, seiner Einzelkompartimente und ihrer komplexen Zusammenhänge aus Sicht der Naturnähe, teilweise allerdings Einengung der Sichtweise auf einzelne besonders gefährdete Arten
erschlossene, möglichst leicht zu bewirtschaftende Flächen: deshalb meist geringe Altersdifferenzierung (Ausnahme z. B. Dauerwald), wenig Totholz, hohe Wededichte, häufig schematisierte und homogenisierende Eingriffe	Unzerschnittenheit der Flächen mit hoher Altersdifferenzierung, hohem Totholzanteil, geringer Störungsfrequenz
Stabilität des Bestandes zur Vermeidung von Nutzungsverlusten, möglichst wenig ungelenkte Dynamik, um eine berechenbar nachhaltige Nutzung zu ermöglichen	natürliche Dynamik des Ökosystems in seiner Gesamtheit wichtig: Entwicklung aller Waldentwicklungsphasen (auch Zerfallsphase) und -stadien (auch Pionierstadium nach Windwurf)
Beschränkung auf wenige Arten: nutzbare Baumarten und jagdbare Tiere sowie Begrenzung schädlicher Tiere (Kleinsäuger/Insekten)	alle Arten, v. a. auch seltene, forstwirtschaftlich unwichtige Arten
Naturschutz oft als im „Kielwasser mitschwimmend“ betrachtet (kein besonderes Augenmerk auf diese Belange) bzw. konkrete Naturschutzmaßnahmen werden meist als Wirtschaftsbegrenzung empfunden	nachhaltige Holznutzung als wichtiger Faktor des globalen Walderhalts, der Übernutzung verhindert; Holz als nachwachsender Rohstoff besitzt eine positive Ökobilanz und kann als Substitut für andere Rohstoffe (Öl, Metalle etc.) genutzt werden.

Nach ca. 150 Jahren fast ausschließlich auf die Nutzungsmenge bezogenen Verständnisses des Nachhaltigkeitsbegriffes durch die Forstwirtschaft ist die insgesamt wenig positive Einschätzung des heutigen Waldzustandes hinsichtlich der Naturnähe zwar nachvollziehbar, doch verwischt sie aufgrund der groben Skala die immensen Unterschiede, die z. B. zwischen einer naturnäheren (somit auch Naturschutzaspekte berücksichtigenden) Waldwirtschaft und einer z. B. relativ kleinflächigen Waldwirtschaft ohne Naturschutzziele (kein Totholz, kein Altholz, Entwässerung von Waldmooren usw.) vorhanden sind, obgleich die Wälder in beiden Fällen nach SCHERZINGER (1997) als ‚naturfern‘ eingestuft werden. Darüber hinaus ist es kurz- bis mittelfristig nicht möglich, die Ka-

**Wenn ‚Natürlichkeit‘ das Wesensmerkmal von Gestaltungs- und Erscheinungsvielfalt der Natur ist, so muss man über eine Differenzierungsreihe eine Abstufung hinsichtlich einer anthropogenen Beeinflussung treffen [können], auch wenn unser Sprachschatz hier über keine adäquate Begriffsfülle verfügt.**  
SCHERZINGER 1997

tegorie ‚naturfern‘ auch durch noch so naturnahe Bewirtschaftung zu verlassen. Nur über unbewirtschaftete Waldflächen, die immer nur einen relativ kleinen Anteil an der gesamten Landesfläche ausmachen, kann die Kategorie ‚naturnah‘ erreicht werden.

Die für die chorische Landschaftsebene entworfenen Naturnäheklassifikationen helfen also bei der Bewertung der Naturnähe eines Waldausschnittes, eines Biotops oder eines Bestandes nur wenig (SCHMIDT, P. A. 1997, 2003). Stattdessen ist eine Bewertung der Naturnähe auf topischer Ebene zu entwickeln. Notwendige Anpassungen wurden z. B. im Rahmen der Waldbiotopkartierungsverfahren angestrebt (Baden-Württemberg: PERPEET 1991, SCHIRMER 1992, Brandenburg: STEINMEYER et al. 1996, Saarland: MfUEV 1996, STURM & WESTPHAL 1994, Sachsen: SLF 1996, Thüringen: LWF & TLU 1996), wobei inhaltlich die politische Haltung zur Natur zum Teil sehr deutlich wird. Wenn eine Naturnähebewertung nur anhand der Zusammensetzung der Baumarten durchgeführt wird, so werden wesentliche bekannte Naturnäheaspekte (Altersspanne, Totholz etc.) bewusst nicht betrachtet, und es kann kaum mehr ernsthaft von einer Naturnähebewertung gesprochen werden. Die komplexeste und umfassendste Waldbewertung wurde von GRABHERR et al. (1995) für Österreich erarbeitet, wobei hier das Hemerobiekonzept (SUKOPP 1972, KOWARIK 1988) zugrunde gelegt wurde.

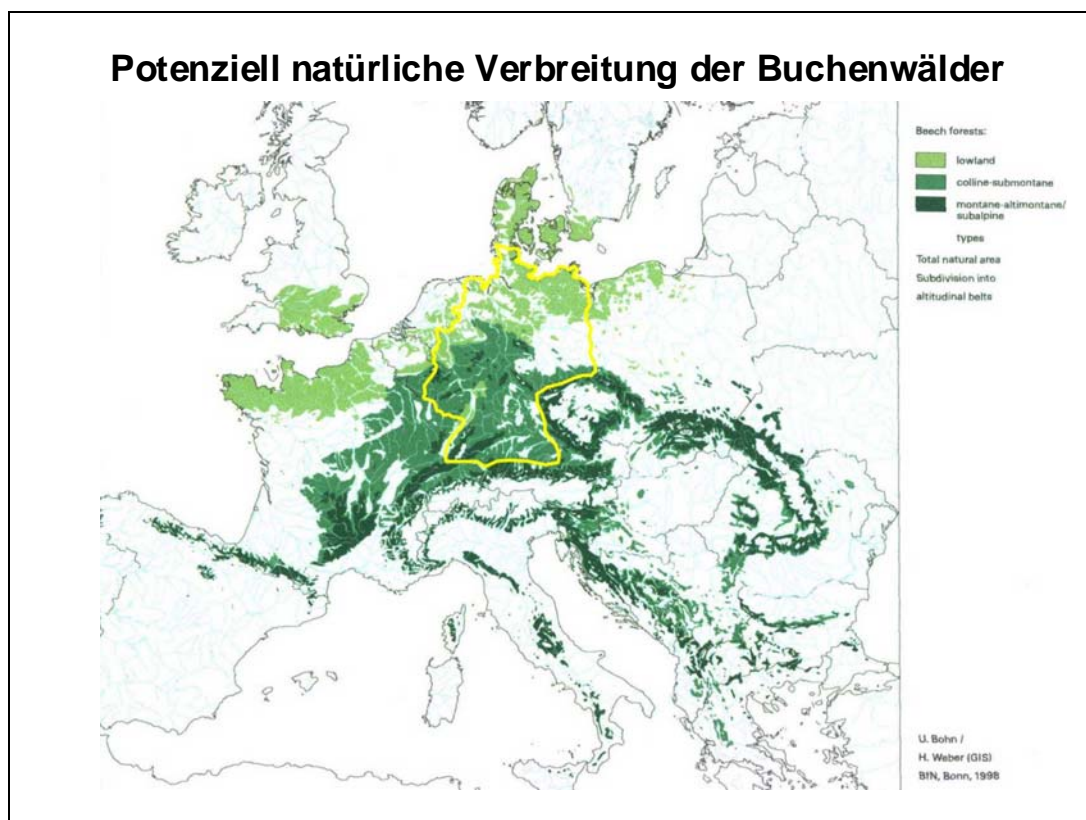
Allen genannten Arbeiten (Ausnahme GRABHERR et al. 1995) ist gemeinsam, dass die Natur eines Waldes anhand weniger Parameter, wie die bereits genannte Baumartenzusammensetzung, aber z. B. auch Bodenvegetation, Alter, Holzvorrat und Totholzanteil, anthropogene Veränderung von Waldstandorten, beschrieben wird. Vor allem für die in Deutschland potenziell dominierenden Buchenwaldgesellschaften, aber auch für andere Waldgesellschaften, liegen nur wenige flächen- und disziplinenübergreifende Arbeiten vor, die es ermöglichen würden, Naturnähebewertungen, waldbauliche Schlussfolgerungen oder Empfehlungen aus „Naturwaldsicht“ abzuleiten. Ein vom Bundesamt für Naturschutz finanziertes Forschungs- und Entwicklungsvorhaben (F+E-Vorhaben) zum Thema „Biologische Vielfalt und Forstwirtschaft – Naturschutzstandards für die Bewirtschaftung von Buchenwäldern im nordostdeutschen Tiefland“, das von 1999 bis 2003 an der Landesanstalt für Großschutzgebiete Brandenburg durchgeführt wurde, hat, trotz fehlender Urwälder in Deutschland, diese Lücke so weit wie möglich zu schließen versucht (WINTER et al. 2003a-c, FLADE et al. 2004). Die vorliegende Arbeit ist ein wesentlicher Teil des F+E-Vorhabens. Warum in Deutschland eine prioritäre Beschäftigung mit Buchenwäldern im Rahmen der Waldforschung vordringlich ist, wird im folgenden Kap. 1.2 erklärt.

## 1.2 Bedeutung und Schutzwürdigkeit von Buchenwäldern

Buchenwälder sind in jüngster Zeit zunehmend in den Blickpunkt der Waldforschung und des Naturschutzes gelangt. In den 1990er Jahren wurden sie im Zuge der Diskussion um neu eingerichtete und geplante Nationalparks (Müritz, Jasmund, Hainich, Kellerwald) sowie der Debatte um Prioritätensetzungen im Naturschutz (z. B. PLACHTER 1987, 1991, FLADE 1998, SIMBERLOFF 1998, MÜLLER-MOTZFELD 2000 a, b) ins allgemeine Bewusstsein gerückt. Es wurde zunehmend wahrgenommen, dass Buchenwälder in ihren verschiedenen standortbedingten Ausprägungen zu den ursprünglich wichtigsten Waldökosystemen in Deutschland gehören. Zudem besitzt die Rotbuche *Fagus sylvatica* ein nur kleines Weltverbreitungsgebiet (Abb. 1.2). Deutschland liegt im Zentrum des Areals (Kernland). Nach der potenziell natürlichen Vegetation (pnV) würden 66,5% der Fläche Deutschlands von Buchenwaldgesellschaften bedeckt sein (BFN 2002), wobei der angegebene Anteil auf Kosten der angenommenen nordwestlichen Birken-Eichenwälder und östlichen Eichenwälder durch fortwährende Forschungsergebnisse beständig zunimmt (JAHN 1979, 1983, 1984, LEUSCHNER et al. 1993). Die natürliche Verbreitungsgrenze der Rotbuche kann allerdings durch die anthropogenen negativen wie positiven Veränderungen der Standorte nicht mehr genau ausgemacht werden (JAHN 1979). Insgesamt wird das Aus-



breitungspotenzial der Buche eher unterschätzt (SEEDORF 1979, WILMANNS 1989a, LEUSCHNER 1998).



**Abb. 1.2:** Gesamtareal der Rotbuchenwälder (nach BOHN & WEBER 1998); hellgrün: Tiefland-Buchenwälder, mittelgrün: kollin-submontane und dunkelgrün: montan-hochmontane Buchenwälder.

Genauere Daten zu aktuellen Flächenanteilen von buchendominierten Wäldern gibt es nicht, doch konnte anhand der Verschneidung der pnV-Karte (BOHN & WEBER 2000) mit den CORINE-Bodenbedeckungsdaten zur Waldfläche (STATISTISCHES BUNDESAMT 1997) eine grobe Einschätzung der derzeitigen Situation vorgenommen werden (Tab. 1.2):

**Tab. 1.2:** Aktuelle und potenzielle Buchenwald-Flächenanteile in Deutschland.

Die Daten wurden der Darstellung in BfN (2002) entnommen bzw. auf dieser Grundlage berechnet. Die Angaben überschätzen den tatsächlichen Anteil der Buchenflächen, da jede aktuelle Laubwaldfläche auf einer pnV-Buchenfläche bei der Hochrechnung als Buchenfläche gewertet wurde, obwohl dort real auch ein Wald aus anderen Laubbaumarten (u. a. Eiche, Birke, Ahorn, Pappel) stocken kann (BfN 2002).

Buchenwald	potenzielle Verbreitung [% der Fläche Deutschlands]	% der Fläche Deutschland, die aktuell mit Laubwald bestockt ist
Bodensaure, artenarme Drahtschmielen-Buchenwälder und Eichen-Buchenwälder des Tieflandes	12,28	0,61
Hainsimsen-Buchenwälder des Hügel- und unteren Berglandes	21,24	1,70
Hainsimsen-Buchenwälder des höheren Berglandes, teils mit Tanne und/oder Fichte	5,00	0,25
Waldmeister- und Bingelkraut-Buchenwälder des Tieflandes	9,73	0,68
Waldmeister-, Waldgersten- und Orchideen-Buchenwälder des Hügel- und unteren Berglandes, teils mit Tanne	14,68	1,76
Waldmeister-, Zahnwurz-, Heckenkirschen- und Blaugras-Buchenwälder des höheren Berglandes und der Randalpen, meist mit Tanne, z. T. mit Fichte	3,62	0,22
<b>Summe %</b>	<b>66,55</b>	<b>5,22</b>

Die nach der pnV von Buchenwäldern besiedelbare Waldfläche wird derzeit nur zu etwa 7,8 % (5,22 % der Landesfläche) von Laubwäldern bestockt. Da Deutschland zu Beginn der großflächigen Waldrodungen im 9. Jahrhundert n. Chr. noch weitestgehend von Buchenwäldern eingenommen wurde, wird deutlich, dass Deutschland seinen wichtigsten Waldlebensraum in den letzten tausend Jahren fast gänzlich verloren hat. Dabei kommen im Tiefland mit 5,9 % der pnV-Fläche nur noch halb so viele Buchenwälder wie im kollinen bis hochmontanen Bereich (11,7 %) vor. Der Flächenverlust der deutschen Tiefland-Buchenwälder ist also extrem. Diese Einschätzung wird bei einer europäischen Betrachtung der Verbreitung der Tiefland-Buchenwälder nochmals verstärkt (Tab. 1.3). Aktuell gibt es nur noch maximal 750.000 ha von *Fagus sylvatica* dominierte Tiefland-Buchenwälder. Zum Vergleich: allein im Norden Brandenburgs kommen potenziell auf 600.000 ha Tiefland-Buchenwälder vor, wobei das Gebiet nur einen kleinen Bruchteil des möglichen europäischen Gebietes ausmacht.

**Tab. 1.3:** Aktuelle Verteilung von buchendominierten Tieflandwäldern in Europa.

Die Daten wurden MOUNTFORD et al. (2002) entnommen. Die Werte für Deutschland wurden von der Bundesanstalt für Holz- und Forstwirtschaft Hamburg, Außenstelle Eberswalde anhand der Daten aus BML 1992 und 1994 ermittelt.

\*1 Schätzwert. Originalangaben in MOUNTFORD et al. (2002) beziehen sich auf Wälder mit nicht dominantem Buchenanteil (100.000 ha) und auf geschützte Laubwälder: „At present 2,300 ha of rich deciduous forest are protected of which beech forests comprises a rather small proportion.“ Zudem gehört Norwegen kaum zum pnV-Gebiet der Tiefland-Buchenwälder.

\*2 aus dem Text in MOUNTFORD et al. (2002) geht nicht eindeutig hervor, ob die gesamte Buchenwaldverbreitung des Landes oder eine Einschränkung auf Tiefland-Buchenwälder angegeben wurde.

\*3 Daten aus BML 1992 und 1994, siehe oben.

\*4 Schätzwert, da MOUNTFORD et al. (2002) nur den geschützten Anteil im Wolinski Nationalpark nennen.

\*5 Die Summe enthält wahrscheinlich einen großen Teil belgischer und französischer montaner Buchenwälder, siehe \*2. Damit ist die tatsächliche Fläche der Tiefland-Buchenwälder wohl noch wesentlich geringer.

Land	Tiefland-Buchenwälder [ha]
Schweden	~50.000
Norwegen	~5.000* <sup>1</sup>
Groß-Britannien	~58.000
Dänemark	~72.000
Niederlande	~10.000
Belgien	~50.000* <sup>2</sup> (planar und montan?)
Frankreich	~140.000* <sup>2</sup> (planar und montan?)
Deutschland	~270.000* <sup>3</sup>
Polen	~50.000* <sup>4</sup> (6.000 unbewirtschaftet)
Summe	~750.000* <sup>5</sup>

Der Flächenerhalt der noch vorhandenen Tiefland-Buchenwälder stellt zwar ein wichtiges Schutzziel dar, doch ist darüber hinaus zu beachten, dass diese Wälder weder nur ein einheitlicher schützenswürdiger Lebensraumtyp sind (Punkt 1) noch durchgängig naturnahe Lebensräume für Buchenwaldarten darstellen (Punkt 2 und 3):

1. Es gibt verschiedene Buchenwaldausprägungen (Luzulo-Fagion, Eu-Fagion mit verschiedenen Unterverbänden), so dass der Erhalt der Tiefland-Buchenwälder sehr unterschiedliche nährstoffarme bis -reiche Waldgesellschaften umfasst, die ihrerseits erhalten werden sollten.
2. Es gibt nur einen derzeit nicht bezifferbaren, aber außerordentlich geringen Anteil von Tiefland-Buchenwäldern mit Altbäumen >160 Jahre, und nur ein verschwindend geringer Teil davon ist der natürlichen Entwicklung überlassen (SCHERZINGER 1996). Der ganz überwiegende Teil unterliegt mehr oder weniger starken forstlichen Einflüssen.

3. Die häufigste Waldaufbauform im Buchenwirtschaftswald ist der Altersklassenwald, der meist aus Großschirmschlag entstanden ist. Dieser Waldaufbau stellt eine starke Reduzierung der potenziell möglichen Bestandesstrukturen dar.

Im Protokoll der Expertenklausur „Naturerbe Buchenwald“ des Bundesamtes für Naturschutz (2003) wird die Bestandssituation und Schutzwürdigkeit der Buchenwälder folgendermaßen zusammengefasst (Tab. 1.4):

**Tab. 1.4:** Beurteilung der Bestandssituation und Schutzwürdigkeit von Buchenwäldern.

Protokoll der Expertenklausur „Naturerbe Buchenwald“, Bundesamt für Naturschutz, Internationale Naturschutzakademie Vilm (März 2003).

- „Der Anteil Deutschlands an der Gesamtfläche der europäischen Buchenwälder beträgt etwa 25 %. Buchenwälder in Vorderasien (euxinisch-hyrkanisches Florengebiet: Türkei, Kaukasus, Nord-Iran) werden von der mit *Fagus sylvatica* verwandten Orient-Buche (*Fagus orientalis*) gebildet. In den temperaten Laubwaldgebieten im östlichen Nordamerika und in Ostasien kommt Buche in anderen Arten (z. B. *Fagus grandifolia* bzw. *F. japonica*, *F. sieboldii*, *F. engleriana*, *F. longipetiolata*) in baumartenreichen sommergrünen Laubwäldern lediglich als Mischholzart vor.
- Buchenwälder breiten sich seit dem Subboreal (ca. 3000 bis 1000 v. Chr.) in Mitteleuropa aus und gelangten hier im Subatlantikum (ab 1000 v. Chr.) zur absoluten Vorherrschaft in der natürlichen Vegetation. Sie waren dominierender Teil von „Urlandschaft“ und zugleich Keimzelle von Kulturlandschaften.
- Mythen und Märchen sowie historische und vegetationsgeschichtliche Befunde belegen, dass die Siedlungs- und Kulturgeschichte Mitteleuropas über mehr als zwei Jahrtausende eng mit Buchenwäldern verbunden war. (Buchen)wald war natürliche und wirtschaftliche Lebensgrundlage der Menschen und Teil der kulturellen Identität.
- Der weitaus größte Teil von Deutschland (mit Ausnahme von Mooren und Feuchtgebieten, Flussauen, höchsten Berglagen und extremen Trockengebieten) wäre unter den heutigen Klimabedingungen von Natur aus mit Buchenwäldern bedeckt. Das natürliche Vorkommen von Buchenwäldern ist nicht auf bestimmte Bundesländer beschränkt (wenngleich es in der realen Vegetation erhebliche Unterschiede gibt), sondern betrifft die gesamte Bundesrepublik.
- Buchenwälder weisen innerhalb Deutschlands eine außergewöhnliche ökologische (von nährstoffarm-sauer bis reich-alkalisch, von trocken bis mäßig feucht, von Dünen sand und Schiefergestein bis zu Kalk und sogar Torf), geographische (von den Meeresküsten bis in obere Berglagen) und morphologische Spanne (windgeschorene Spalierform an Küsten, schneelastbedingte Legform an oberer Waldgrenze, gedrungene Zwergform an Felsstandorten, hochwüchsige Baumgestalten mit säulenartigen Stämmen und mächtigen Kronen) auf.
- Die Vielfalt der Standorte wird durch Vielfalt von Buchenwaldtypen wiedergespiegelt. Auf der Vegetationskarte von Europa werden innerhalb Deutschlands 24 verschiedene Buchenwaldtypen unterschieden.
- Buchenwälder repräsentieren damit (trotz relativ begrenzter, aber spezifischer Artenvielfalt in den einzelnen Waldtypen) einen bedeutenden Teil der biologischen Vielfalt in Deutschland.

Den Schutz von Buchenwäldern hält BOLTE (1997) für genauso wichtig wie zum Beispiel den der Araukarienwälder in den Berglagen Chiles und Argentiniens. Diese Wälder sind wie die Buchenwälder häufig Reinbestände.

Viele der in Deutschland vorkommenden Tier- und Pflanzenarten sind in ihrem Vorkommen auf Buchen-(Misch-)wälder beschränkt oder haben hier einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt. Nach einer Analyse der deutschen Brutvogelfauna von FLADE (1998) brüten etwa 50 % der Vogelarten, für die Deutschland international bedeutende Populationen beherbergt, ausschließlich oder überwiegend in Buchen- und Eichenwäldern (Krite-

rien: Arten, von denen Deutschland den größten oder zweitgrößten Bestand Europas besitzt, und Arten mit regelmäßigem Brutvorkommen in Deutschland, die in ihrer Weltverbreitung weitestgehend auf Europa beschränkt sind). Obgleich für andere Taxa diesbezüglich noch keine entsprechenden großräumigen Auswertungen vorliegen, ist anzunehmen, dass beispielsweise bei den Pilzen oder bei bestimmten Insektengruppen (xylobionte Käfer u.a.) ähnliche Verhältnisse nachzuweisen sind. Holzkäfer-Untersuchungen verweisen anhand vieler seltener Funde auf diesen Zusammenhang (MÖLLER 1994a, KÖHLER 2003).

### 1.3 Frage- und Zielstellung

In den Kap. 1.1 und 1.2 wurde zusammenfassend dargestellt, dass der Mangel an urwaldartigen Untersuchungsflächen den Erkenntnisgewinn über die Natur von Wäldern erschwert, und dass der ehemals und auch potenziell am weitesten verbreitete, natürliche Habitattyp Deutschlands, der Buchenwald, selten geworden ist. Wenn Deutschland seine Hauptlebensgemeinschaft, wie schon mit dem Titel „Helft unsere Buchenwälder retten“ von MÜLDNER (1982) einprägsam formuliert, in seiner ganzen Vielfalt erhalten will, ist es notwendig

1. die Buchenwaldfläche zu vergrößern,
2. die Naturnähe der Buchenwälder zu erhöhen und
3. Indikatoren zu entwickeln, die die Naturnähe der Buchenwälder widerspiegeln. Nur wenn Indikatoren für eine Naturnähermittlung vorhanden sind, kann die Erfüllung der zweiten Forderung durch Erfolgskontrolle sichergestellt werden.

Die Buchenwaldfläche wird im Rahmen des Waldumbaus derzeit erhöht. In allen Bundesländern wird ein höherer Buchenanteil angestrebt, wobei z. B. in Mecklenburg-Vorpommern nur eine Ausdehnung der Buchenwaldfläche auf 20 % der Waldfläche geplant ist, was der besonderen Rolle dieser Lebensgemeinschaft nicht gerecht wird. Die ökologische und/oder forstpolitische Forschung muss sich diesem Thema trotzdem derzeit nicht vorrangig annehmen. Ganz anders sieht es mit der Naturnähe der Buchenwälder aus. Eine Bewahrung der vollständigen Lebensgemeinschaft kann auf Dauer nicht allein durch Pflegemaßnahmen oder Unterschutzstellung erreicht werden, sondern muss in die Bewirtschaftung integriert werden. „Es fehlen aber bisher praktikable Kriterien und Indikatoren für den Anwender, um erreichte naturschutzfachliche Ziele zu erfassen und zu bewerten“ (SCHMIDT, P. A. 2000).

Diese Lücke soll in der hier vorliegenden Arbeit<sup>1</sup> für Buchenwälder im nordostdeutschen Tiefland weit möglichst geschlossen werden: Die 20 Untersuchungsflächen (UF), die im nördlichen Brandenburg und in Mecklenburg-Vorpommern liegen, sind entweder bewirtschaftet oder kurzfristig (weniger als 20 Jahre) bzw. langfristig (mehr als 50 Jahre) nicht mehr bewirtschaftet. Die UF Heilige Hallen und Fauler Ort stellen mit über 100 Jahren die

**Bereits in der World Conservation Strategy (IUCN et al. 1980) wird eingeschätzt, dass lediglich etwa 30% der Artenvielfalt der Erde durch Schutzgebiete und ex situ-Artenschutz bewahrt werden könne, für den weitaus überwiegenden Anteil der Arten aber das Überleben in der Kulturlandschaft bei entsprechender umweltschonender Ressourcennutzung gewährleistet werden muss. Naturschutz muss also auf der Gesamtfläche wirksam werden.**  
SCHMIDT, P. A. 2000

<sup>1</sup> Die vorliegende Arbeit ist Teil des vom Bundesamtes für Naturschutz finanzierten und an der Landesanstalt für Großschutzgebiete Brandenburg durchgeführten Forschungs- und Entwicklungsvorhaben (F+E-Vorhaben) „Biologische Vielfalt und Forstwirtschaft - Naturschutzstandards für die Bewirtschaftung von Buchenwäldern im nordostdeutschen Tiefland (Förderkennzeichen Az.: Z 1.3-544-11-53/99). Literatur über das Gesamtprojekt siehe WINTER et al. (2003 a, b), FLADE et al. (2004) und im unveröffentlichten Abschlussbericht WINTER et al. (2003 c).

am längsten unbewirtschafteten Flächen dar. Anhand dieser falschen Zeitreihe (HYTTEBORN 1986, PICKETT 1989) bei fehlendem Endzustand, dem sekundären Tiefland-Buchenurwald, wird über eine parametrisierte Strukturbeschreibung eine Herleitung von Naturwaldstrukturen durchgeführt, die eine Abschätzung des Einflusses forstlicher Bewirtschaftung auf die Biozönose der Tiefland-Buchenwälder ermöglichen. Teilweise neu zu definierende Strukturparameter, die Indikatoren für die Schutzfunktion haben, werden gesucht, beschrieben und ihre Anwendung diskutiert. Es soll ermöglicht werden, die Naturnähe von Beständen anhand einfacher Strukturparameter möglichst verlässlich beschreiben zu können. Stellvertretend für die Biozönose werden die Phytozönosen und die Carabiden untersucht. Avifaunistische Daten und Ergebnisse über die Ausstattung an xylobionten Insekten liegen für dieselben Flächen vor (siehe unten). Sie werden in der Diskussion (Kap. 4.2 und 4.3.3) berücksichtigt, die Daten wurden aber nicht selbst erhoben.

Vier **Hauptfragen** sollen mit der Dissertation beantwortet werden:

1. Welchen Einfluss hat die Bewirtschaftung von Tiefland-Buchenwäldern auf die Lebensgemeinschaft dieser Wälder? Wie groß sind die Unterschiede zwischen bewirtschafteten, kurz- und langfristig unbewirtschafteten Buchenwäldern in struktureller, vegetationskundlicher und carabidologischer Hinsicht?
2. Lässt sich der Bewirtschaftungseinfluss anhand der Bestandesgeschichte und/oder der aktuellen strukturellen Bestandesdaten so beschreiben, dass die ermittelte Bewirtschaftungsintensität mit den ausgewählten biologischen Daten korreliert?
3. Gibt es Struktur-Indikatoren zur Abschätzung des Bewirtschaftungseinflusses?
4. Lassen sich quantitative Größen für Struktur-Indikatoren ermitteln?

**Ziele der Untersuchungen** sind daher folgende:

1. Ermittlung umfangreicher Grundlagendaten, um die strukturellen, vegetationskundlichen und carabidologischen Unterschiede zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern analysieren zu können. Hierzu gehören:
  - a. Strukturaufnahmen anhand von gängigen Strukturparametern, wie sie in der Naturwaldforschung (MEYER et al. 2001) verwendet werden,
  - b. Entwicklung einer Kartiermethodik, die die Naturnähe bestimmenden Strukturfaktoren beinhaltet,
  - c. vegetationskundliche und carabidologische Aufnahmen am Ort der Strukturkartierung;
2. Kombinierte Analyse der Struktur-, Vegetations- und Laufkäferdaten;
3. Methodentest und Beurteilung der neu entwickelten Strukturkartierung: es wird analysiert, welche Strukturen repräsentativ kartiert werden können;
4. Analyse von Schlüsselfaktoren für die natürliche Biodiversität von Tiefland-Buchenwäldern;
5. Ermittlung von (Struktur-)Indikatoren, d. h. Ableitung von Naturwaldstrukturen und -arten; Festlegung quantitativer Vorgaben für eine naturnahe Strukturausstattung der Tiefland-Buchenwälder (vor allem aus den Ergebnissen der Punkte 2 und 4).

## Arbeitshypothesen:

1. Abgesehen von den klimatischen, topographischen und pedologischen Rahmenbedingungen eines Tiefland-Buchenwaldes wird die Ausprägung der Vegetation und der Carabidengemeinschaft in erster Linie durch die Bestandesstruktur bestimmt.
2. Naturnahe unbewirtschaftete Tiefland-Buchenwälder sind strukturell diverser als Wirtschaftswälder und damit auch ihre Biozönose. Schlüsselfaktoren und Indikatoren für eine naturnahe Biozönose sind beschreib- und ableitbar.
3. Die naturnahe Strukturausstattung eines Buchenwaldes weicht stark von forstlich geprägten Bestandesstrukturen ab, so dass zur Erhöhung der Naturnähe in bewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern strukturelle Naturwaldelemente integriert werden müssen.

## 1.4 Auswahl von Ökosystemkompartimenten und ihre Bedeutung für den Wald

### 1.4.1 Vegetation

#### 1.4.1.1 Baumbestand und seine Strukturen

Die lebenden Bäume und das Totholz beeinflussen neben der Arten- und Altersstruktur des Waldes im besonderen Maße die horizontale wie vertikale Raumstruktur, die wiederum die Nischenvielfalt des Waldes bestimmt (THOMASIU & SCHMIDT, P. A. 2003). Durch die Bestandesstruktur wird die Licht-, Temperatur- und Niederschlagsverteilung innerhalb des Bestandes geregelt (PRETZSCH 2002: 4), so dass von der Aktivität der Bodenorganismen, über die Bodenvegetation und Insekten bis hin zur Avifauna und den Säugetieren die Lebewelt direkt von dieser Struktur beeinflusst wird. Die Bäume mit ihren Strukturen bieten aber auch selbst eine unzählige Vielfalt an Nutzungsmöglichkeiten u. a. für Insekten, Vögel und Kleinsäuger im Kronenraum, an der Rinde, in Stammhöhlen und vielen anderen Sonderstrukturen (Def. siehe Kap. 2.2.3.4). STURM (1994) beschreibt wertend, dass der Strukturreichtum von Wäldern eine noch höhere Bedeutung als die Vegetation für die Artenvielfalt der Fauna habe.

Zwar nicht auf Waldstrukturen bezogen, aber zutreffend ist die Feststellung, dass das Erkennen von Strukturen eine Grundvoraussetzung für ein wirkliches Verstehen von Entwicklungen oder Fehlentwicklungen ist, die nur durch Strukturveränderungen wirksam gesteuert werden können (SENGE 1994). Für die Suche nach Naturnähe-Indikatoren stellt die Bestandesstruktur das wichtigste Ökosystemkompartiment dar. PRETZSCH (2002: 199) verweist darauf, dass das übliche Messen von „Bestandesmittelwerten und Bestandessummenwerten“ wie z. B. Mitteldurchmesser, Vorrat pro Hektar die wichtige Dreidimensionalität vernachlässigt. Messungen von räumlichen Strukturen, ihrem Wandel und ihren Zusammenhänge sind aber sehr aufwendig und für ökologische Untersuchungen unerlässlich. Als „Schnellmethode“ zur Erfassung der Raumstruktur wurde deshalb die Kartierung der Waldentwicklungsphasen in einer freilandtauglichen Version gewählt. Detaillierte, ge- und vermessene Bestandes-Raumstrukturen stehen in keinem akzeptablen Kosten-Erkenntnis-Verhältnis zueinander.

**Bemerkenswerterweise spiegelt die Anzahl an Gesamtarten und an seltenen Arten nicht generell den Grad der Naturnähe der in die Untersuchung einbezogenen Natur- bzw. Wirtschaftswälder wider. Dies hängt mit den gruppenspezifischen Anforderungen an verschiedene Habitatstrukturen zusammen.**

SCHULZ 1996

### 1.4.1.2 Kraut- und Strauchschicht

Da die Ausprägung der Kraut- und Strauchschicht von der Kombination Boden (Nährstoffe, Bodenbearbeitung), Strahlungs- und Wasserangebot (Bestandesstruktur, WEP, Klima, Melioration), Alter des Waldstandortes (Waldgeschichte, Verfügbarkeit von Samen), Wildverbiss, Immissionen und weiteren Störungen abhängt, ist die Bodenvegetation geeignet, Waldzustände und ihre Veränderungen zu indizieren (FISCHER 1995, HUTCHINGS 1996). Vegetationskundliche Aufnahmen in unbewirtschafteten Wäldern (Naturwaldzelle bis Urwald) sollen z. B. eine objektive „Bezugsbasis“ für Aufnahmen anthropogen stärker beeinflusster Wälder und Forsten bilden (LAMPRECHT 1971). Darüber hinaus ermöglicht die Vegetation aufgrund der Kontinuität ihres Vorkommens, der relativ leichten Artbestimmung (GOLDSMITH 1996) und des recht umfangreich vorliegenden ökologischen und methodischen Wissens (ELLENBERG et al. 1992, GLAVAC 1996) eine z. B. im Vergleich zu mykologischen oder entomologischen Aufnahmen (Ausnahme Laufkäfer) verhältnismäßig einfache Datenerfassung und -analyse.

### 1.4.1.3 Moossynusien

Mit 1121 Arten tragen die Moose erheblich zur Vielfalt der Vegetation in Deutschland bei (BFN 1999). Verglichen mit anderen Gruppen wie Bakterien und Insekten ist dieser Diversitätsbeitrag aber eher gering, doch sind sie wichtige Bestandteile von Ökosystemen mit sehr unterschiedlichen Bedeutungen (SENN 2000):

1. Da Moosrasen sehr viel Wasser speichern können (hohe spezifische Wasserkapazität, MÄGDEFRAU & WUTZ 1951, NÖRR 1972), das sie bei trockener Luft langsam wieder abgeben, wirken sie ausgleichend auf das Mikroklima von Wäldern.
2. Torfmoose sind neben dem Wasserregime hauptverantwortlich für die Bildung von Mooren.
3. Die Bildung von Tuffsteinen wird in kalkhaltigem Wasser durch verschiedene Moosarten, die in Kombination mit Algen Kalk ausscheiden, ermöglicht.
4. Die Tierwelt der Moospolster besteht aus zahlreichen Lebewesen z. B. Protozoa (Einzeller), Plathelminthes (Plattwürmer), Anneliden (Ringelwürmer) und Arthropoden (Gliederfüßler: z. B. Laufkäfer), von denen nicht wenige auf die Moospolster spezialisiert sind und nur dort vorkommen (STEINER 1913, GERSON 1982). An mehreren Moosarten, darunter auch die in den Buchenwäldern häufig gefundenen Arten *Dicranum scoparium* und *Hypnum cupressiforme* und das seltenere *Leucobryum glaucum*, wurden allein 38 Collembolenarten nachgewiesen (VARGA 1990).
5. Obwohl Moose viel Lebensraum für Tiere bieten, werden sie als Nahrung überwiegend gemieden (FRAHM 2001). Chemische Abwehrmechanismen (ANDO & MATSUA 1984) hindern selbst in Hungerszeiten die Tiere daran, die Moospflanzen zu fressen (ASAKAWA et al. 1980; DAVIDSON et al. 1990), so dass die immergrünen Moose ganzjährig gut entwickelt kartiert werden können.

Moose weisen eine Reihe von ökologischen Eigenschaften auf, die sie für Bewertungen im Naturschutz qualifizieren (SCHUMACHER 2000, FRAHM 2001):

1. Da viele Moose eine enge Standortamplitude und im Vergleich zu höheren Pflanzen viel kürzere Lebenszyklen besitzen, können sie relativ schnell auf Umweltveränderungen reagieren.
2. Moose sind auch für Kleinstandorte und kleinklimatische Unterschiede aussagekräftig.
3. Durch die immergrüne Mehrjährigkeit können sie ganzjährig als Zeigerarten (Feuchte-, Nährstoff-, Immissions- und Versauerungsindikatoren) verwendet werden.
4. Moose nutzen anders als die meisten Blütenpflanzen verschiedene Substrate (Steine, Rinde, Totholz) neben dem Boden.

Boden, Felsen, lebende Bäume und Totholz stellen die vier wichtigsten Substratgruppen für Moose dar (HÖPER 1996). Die ersten beiden Faktoren repräsentieren die geologisch



bedingte Umwelt, die nur durch starke anthropogene Einflüsse veränderbar ist. Auf diese Veränderungen (z. B. Stickstoffeinträge und Versauerung des Bodens) reagieren Moose allerdings sehr sensibel, so dass sie als Bioindikatoren verwendbar sind (HERPIN 1995, FRAHM 1998). Lebende Bäume und Totholz ermöglichen den Moosen ein von den edaphischen Standortbedingungen unabhängiges Vorkommen. Hier sind die Haupteinflüsse für das Vorkommen von Moosen der pH-Wert der Rinde und die Rindenstruktur:

1. Die Rinden von verschiedenen Baumarten besitzen unterschiedliche pH-Werte. Zum Beispiel Esche, Ulme und Linde besitzen eine basische Rinde. Ahornrinde ist neutral hinsichtlich des pH-Wertes und Fichten- und Buchenrinden sind eher sauer (SMITH 1982). SCHUMACHER (2000) hat allerdings herausgefunden, dass in ausgedehnten Buchenwäldern eingestreute andere Laubbaumarten keine andere Moosflora aufweisen als die Buchen.
2. Auf Baumarten (z. B. Kiefer, Fichte, Platane), deren Rinde fortwährend in Schuppen aufreißt und die äußersten Schichten kontinuierlich abfallen, können sich dauerhaft keine Moose etablieren. Ebenso verhält es sich mit glatten Rinden, auf denen sich die Moose vor allem aufgrund des schnell ablaufenden Regenwassers und Fehlens von Nischen für die Rhizoide nicht halten können.

#### 1.4.2 Laufkäfer

Laufkäfer (*Carabidae*) gehören zur Gruppe der adephtagen Käfer (*Coleoptera*). Sie besiedeln nahezu alle terrestrischen Lebensräume, in denen auch andere Insekten vorkommen können (WACHMANN et al. 1995). Die Mehrzahl der Arten sind räuberisch auf oder im Erdboden aktiv (SCHEFFLER et al. 1999), wo sie ein dichtes Räubernetz, das die meisten Waldinsekten im Laufe ihres Entwicklungszyklus passieren müssen, bilden. In Buchenwäldern nehmen die Laufkäfer neben den Spinnen und Chilopoden eine Spitzenposition bei der Kontrolle der Bodenfauna ein (WEIDEMANN 1972 in: VOGEL & KROST 1990). Aus dieser wichtigen ökologischen Funktion ergibt sich ein besonderer Zeigerwert dieser Insektengruppe, der komplexe Eigenschaften des untersuchten Ökosystems (bzw. einzelner Ökosystemelemente) widerspiegeln kann (WACHMANN et al. 1995). Zeigerorganismen können für naturschutzfachliche Fragestellungen wie z. B. zur Bewertung von Schutzgebieten, Festlegung von Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen, Bilanzierung von Verlusten und Ausgleichsmaßnahmen im Rahmen von Eingriffen, Umweltverträglichkeitsprüfungen herangezogen werden.

Wegen ihres autökologisch und taxonomisch hohen Bearbeitungs- und Kenntnisstandes sind Carabiden für ein Biotopmonitoring gut geeignet (TRAUTNER 1991, SCHEFFLER et al. 1999). Ihre relativ leichte Handhabbarkeit (Fang, Determination) macht sie zu einer häufig bearbeiteten Indikator-Taxozönose. Dabei werden oft ihre schnelle Reaktion auf Intensivschwankungen eines Umweltfaktors (LAUTERBACH 1964) sowie ihre zum Teil spezifischen ökologischen Ansprüche hervorgehoben (RAUH 1993).

Zoologische Untersuchungen können Informationen von Umwelteigenschaften über vegetationskundlich definierbare Raumeinheiten hinaus liefern. Für die Habitatbindung von Tierarten sind eine Vielzahl weiterer Parameter, beispielsweise die innere und äußere Habitatstruktur, die Flächengröße, die innere und äußere Vernetzung, der Reifegrad und die zeitliche und räumliche Dynamik, verantwortlich (RIECKEN 1990). Für Waldökosysteme, wie auch für andere Klimaxgesellschaften mit langen Entwicklungszeiten (z.B. Hochmoore), stellt besonders der „Reifegrad“ ein relevantes Kriterium dar. „Hier gilt es besonders der Frage nach der Vollständigkeit der Strukturen und Habitate, die sich erst nach langer Entwicklungszeit einstellen, indikatorisch anhand entsprechend spezialisierter Zeigerarten nachzugehen“ (RIECKEN, 1990: 17).



## 2. Material und Methoden

### 2.1 Buchenbestände im nordostdeutschen Tiefland (Untersuchungsflächen)

#### 2.1.1 Flächenauswahl

Die Untersuchungsflächen (UF) liegen im nordostdeutschen Tiefland, dem östlichen potenziellen Verbreitungsschwerpunkt der Tiefland-Buchenwälder (Abb. 1.2 und 2.1), da im nördlichen Brandenburg und südlichen Mecklenburg-Vorpommern nicht nur die größten noch zusammenhängenden (v. a. Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin und Naturpark Uckermärkische Seen), sondern auch die wenigen langfristig nicht bewirtschafteten Tiefland-Buchenwälder vorkommen.

Eine UF soll folgende Kriterien erfüllen:

1. Sie soll mindestens 33 ha groß sein, um auch für die ornithologischen Untersuchungen des Gesamtprojektes (Kap. 1.3 und 4.2) aussagekräftige Ergebnisse zu liefern (FLADE 1994).
2. *Fagus sylvatica* soll als dominante Baumart (>90 % des Holzvolumens) mit nur einem geringen Anteil Mischbaumarten vorkommen.
3. Der Oberbestand soll mindestens 100 Jahre alt sein. Die Untersuchung soll sich auf den Vergleich zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten Altbeständen beschränken und nicht durch einen Altersgradienten überlagert werden, was die Deutung der Ergebnisse erschweren würde.
4. Die Bestände sollen auf kräftig nährstoffversorgten Standorten (K-Standorte nach KOPP & SCHWANECKE 1994) stocken, um eine standörtliche Vergleichbarkeit der Untersuchungsflächen zu gewährleisten.

Die brandenburgischen UF wurden mittels einer Analyse der Biotopkartierung, die in den 1990er Jahren im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin und im Naturpark Uckermärkische Seen durchgeführt wurde (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 1994), ermittelt. Eingangskriterium für eine Vorauswahl war der Biotoptyp. In Brandenburg wird zwischen Forsten und Wäldern (Kriterien für eine Einstufung als Wald: 1. Bodenvegetation und Baumartenzusammensetzung weitestgehend der potenziell natürlichen Vegetation entsprechend, 2. Humusform weicht nur um eine Stufe von der auf dem Boden zu erwartenden ab, 3. hoher Reifegrad des Bestandes; LUA, LAGS & LFE 2002) unterschieden, so dass nach Buchenforsten (Biotopcode 08320) und Buchenwäldern mittlerer Standort (Mull) mit dem Biotopcode 08172 (LAGS & LFE 1999) im Geoinformationssystem der Großschutzgebiete gesucht werden konnte. Anhand der Sachdaten zu den Biotopen wurden zunächst nur Bestände in die engere Wahl aufgenommen, die die Mindestgröße erreichten und zusätzlich nur geringe Mischungsanteile anderer Baumarten im Oberbestand (<10 %) aufwiesen. Diese Eingangsparameter beschränkten die Zahl der in Frage kommenden Gebiete bereits erheblich, wobei Buchenforste aufgrund ihrer stets geringen Flächengröße überhaupt nicht in die engere Auswahl kamen. Da für Mecklenburg-Vorpommern die Daten der Biotopkartierung nicht vorlagen, wurden dort die UF durch Befragung der Forstverwaltung und des Landesamtes für Forsten und Großschutzgebiete ermittelt. Letztlich wurden auch Gebiete in das Untersuchungsprogramm integriert, die aufgrund ihrer besonderen Bewirtschaftung (Großschirmschlag) oder als unbewirtschaftete Referenzfläche (*Stechlin k1*, *Heilige Hallen r2* und *Fauler Ort r3*) für das Projekt unverzichtbar waren, die Mindestgröße aber verfehlten. Insgesamt wurden 18 Hauptuntersuchungsflächen (Tab. 2.1), die die Kriterien weitestgehend erfüllten, in das Untersuchungsprogramm einbezogen. Darunter befinden sich seit langer Zeit (>100 Jahre) nicht genutzte Wälder und weitere seit kurzer Zeit (ca. 10-20 Jahre) nicht bewirtschaftete Wälder als Referenzflächen sowie intensiv und extensiv genutzte Wirtschaftsbestände.

## 2.1.2 Benennung der Untersuchungsflächen

Die Bezeichnung der Untersuchungsflächen (**UF**) setzt sich aus drei Bestandteilen zusammen:

1. Lokalname, der entweder durch den Namen der nächstgelegenen Ortschaft oder des Forstreviers bestimmt wurde. Sofern Volksmundnamen wie *Heilige Hallen*, *Fauler Ort*, *Schwarzes Loch* vorhanden waren, wurden diese zur Benennung aufgegriffen.
2. Grobe Klassifikation der aktuellen Nutzungsintensität:
  - a. **Wirtschaftswälder** erhalten das Kürzel „**w**“, in ihrer Gesamtheit werden sie teilweise mit **WiWald** abgekürzt;
  - b. Referenzflächen, die erst **kurzfristig** unbewirtschaftet sind (weniger als 20 Jahre), erhalten das Kürzel „**k**“;
  - c. Referenzflächen, die schon mehr als 50 Jahre unbewirtschaftet sind, erhalten als „eigentliche“ Referenzflächen das Kürzel „**r**“.
3. Innerhalb der Klassifikation der Nutzungsintensität (Punkt 2) werden die Flächen von Nordwesten nach Südosten durchnummeriert.

Die sich ergebenden Bezeichnungen der Untersuchungsflächen kann Tab. 2.1 und Abb. 2.1 entnommen werden. Die kurzfristig unbewirtschafteten Referenzflächen werden im Folgenden zusammengefasst als „**k20**“, die langfristig nicht bewirtschafteten Referenzflächen als „**r50**“ bezeichnet. In den Tabellen und Abbildungen werden sie zur leichteren Lesbarkeit als **Referenz <20 Jahre** und **Referenz >50 Jahre** angegeben.

## 2.1.3 Übersicht über die Untersuchungsflächen

Das Vorkommen der Tiefland-Buchenwälder ist so fragmentiert, dass die vorgegebene Mindestflächengröße manchmal unterschritten werden musste (Tab. 2.1). Fünf der Hauptuntersuchungsflächen unterschreiten die angestrebte **Mindestgröße** von 33 ha. Als relativ unproblematisch kann die Fläche *Schwarzes Loch w10* angesehen werden, die mit einer Größe von 30 ha nur knapp die verlangte Minimalgröße verfehlt. Die anderen fünf zu kleinen Flächen verteilen sich auf zwei Großschirmschläge und drei Referenzflächen. Die „Tragödie“ der Buchenwaldreferenzflächen spiegelt sich darin wider, dass alle vorhandenen unbewirtschafteten Flächen trotz ihrer geringen Flächengröße in das Set der Untersuchungsflächen integriert werden mussten. Andere, geschlossene Buchenbestände, die eine größere Ausdehnung besitzen und ähnlich lange unbewirtschaftet sind, gibt es weder in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg noch in NW-Polen.

Der gewünschte geringe **Mischungsanteil** anderer Baumarten in den UF wird mit zwei Ausnahmen erfüllt:

1. Der lebende Bestand des Erweiterungsgebietes der *Heilige Hallen k4* wird nur zu drei Vierteln von Buchen gebildet. Diese Fläche gehört nicht zu den Hauptuntersuchungsflächen, so dass diese Abweichung in Kauf genommen werden konnte (siehe unten und Kap. 2.1.4.2).
2. Die Referenzfläche *Fauler Ort r3* wird durch die alten Buchenüberhälter im Oberbestand zwar deutlich von Buchen dominiert, doch wurden bei den Probekreisnahmen hohe Mischbaumanteile vor allem im Zwischen- und Unterstand ermittelt. Aufgrund der zusätzlich außergewöhnlichen Standortverhältnisse (K- und R-Standort mit kalkhaltigem Grundwasser) ist das Vorkommen von Mischbaumarten (Hainbuche, Eiche, Berg- und Spitz-Ahorn, Berg- und Flatter-Ulme, Sommer- und Winter-Linde) für die reichere Buchenwaldgesellschaft aber natürlich.

**Tab. 2.1:** Übersicht über die Untersuchungsflächen.

Name der Untersuchungsfläche (in Klammer nicht zu den Hauptflächen gehörende UF), Größe der UF, Landkreis, Höhenlage, durchschnittliche jährliche Niederschlagssumme, Makroklimabereich und Standortformengruppe (die letzten drei Parameter nach KOPP & SCHWANECKE 1994; wenn für eine UF genauere Daten bekannt waren, werden diese Werte aufgeführt).

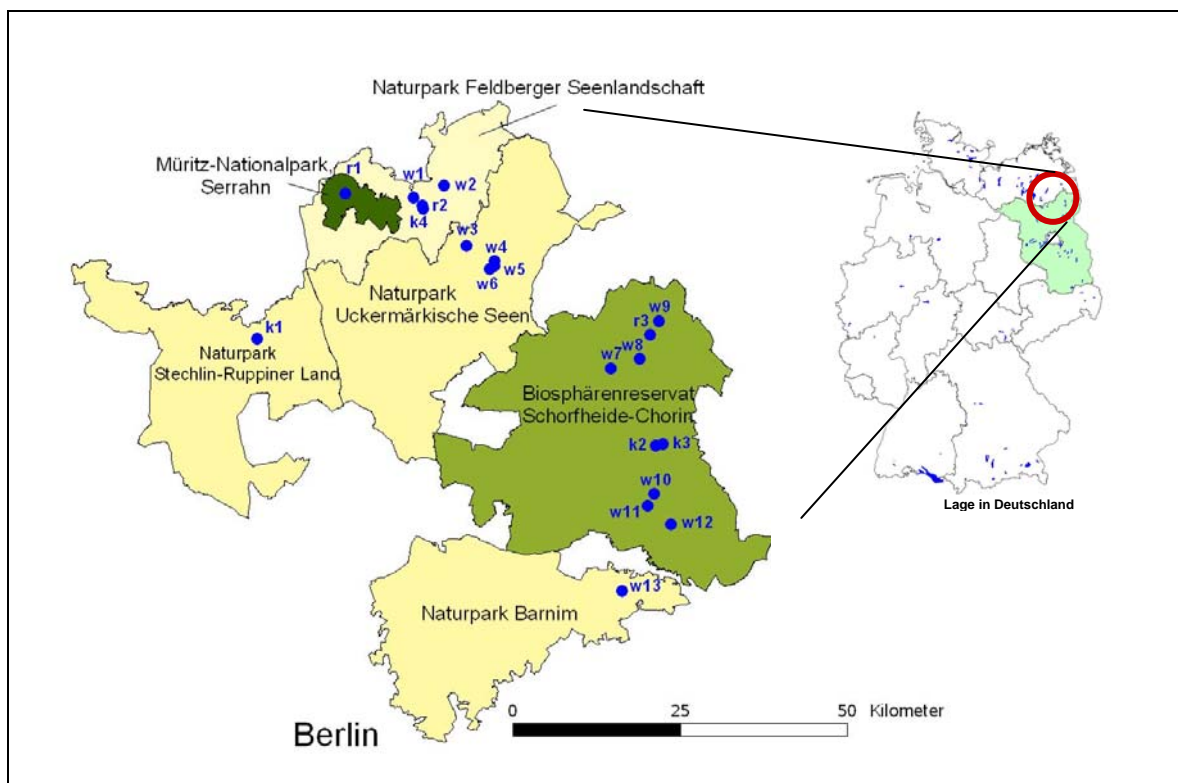
Untersuchungsfläche	Größe (ha)	Lage (Landkreis)	Höhe über NN (m)	Niederschlag (mm)	Klimabereich	Standort	Bewirtschaftung (Stand 2000)
w1 Lüttenhagen	34,1	MST	110	625	α	Z2-K2	ja
w2 Feldberg	38,8	MST	116	640	α	K2	ja
w3 Thomsdorf	42,0	UM	103	600-660	α	K2	ausgesetzt seit 1998
(w4 Haussee)	11,4	UM	79	600-660	α	K2-R2	ausgesetzt seit 1998
(w5 Brüsenwalde)	3,5	UM	80	600-660	α	K2-R2	ausgesetzt seit 1993
w6 Klaushagen	17,1	UM	100	600-660	α	K2-R2	ausgesetzt seit 1998
w7 Temmen	40,0	UM	81	540-600	β	K2	ja
w8 Suckow	39,5	UM	75	540-600	β	K2	ja
w9 Melzow	40,2	UM	89	551	β	K2-R2	ja
w10 Schwarzes Loch	30,4	BAR	70	540-600	β	K2	ja
w11 Senftenthal	45,0	BAR	76	500-600	β-γ	K2	ja
w12 Chorin	40,3	BAR	75	540-600	β	K2	Ja
w13 Eberswalde	34,4	BAR	66	500-600	β-γ	Z2-K2	Ja
k1 Stechlin	20,1	OPR	69	500-600	β-γ	M2	keine, seit ca. 20 Jahren
k2 Grumsin-West	36,5	UM	106	571	β	(K2)	keine, seit 13 Jahren
k3 Grumsin-Ost	40,2	UM	105	571	β	(K2)	keine, seit 13 Jahren
(k4 Heilige Hallen Erweiterungsgebiet)	13,7	MST	125	640	α	K2	keine, vor 1999 sehr extensiv, da Puffer für die Heiligen Hallen
r1 Serrahn	43,13	MST	99	657	α	M2-R2	keine, seit >50 Jahren
r2 Heilige Hallen	24,90	MST	130	640	α	K2	Keine seit >100 Jahren
r3 Fauler Ort	13,57	UM	43	551	β	K2-R2	keine seit >100 Jahren

Die **standörtliche Vergleichbarkeit** der UF ist weitestgehend gegeben (Tab. 2.1). 19 von 20 UF weisen kräftig nährstoffversorgte Bereiche auf. Nur die kurzfristig nicht bewirtschaftete Fläche *Stechlin k1* hat insgesamt eine geringere Nährstoffausstattung. Sechs UF besitzen Bereiche mit hoher Nährstoffversorgung (r-Standorte). Aufgrund der geomorphologischen Zugehörigkeit zu den jungpleistozänen End- und Grundmoränen kann eine Standorthomogenität innerhalb einer über 30 ha großen Fläche nicht erwartet werden.

Vielmehr ist der kleinräumige Standortwechsel für alle UF typisch. Um den Einfluss von Standortsunterschieden zu analysieren, wurden - soweit Standortkarten vorlagen - die einzelnen Probekreise der vorkommenden Stammstandortsform zugeordnet und die Ergebnisse auf standörtliche Einflüsse getestet.

Durch die räumliche Verteilung der UF werden die Klimabereiche  $\alpha$  (Mecklenburger Klima, stärker maritim beeinflusst, mittlerer Jahresniederschlag in den Jahren von 1901-1950 600-660 mm),  $\beta$  (Neubrandenburger Klima, schwächer maritim beeinflusst, 540-600 mm) und der Übergangsbereich zu  $\gamma$  (Südmärkisches Klima, kontinental beeinflusst, 500-560 mm, Angaben nach KOPP & SCHWANECKE 1994) abgedeckt. Im Hauptgebiet des Klimabereichs  $\gamma$  werden die Tiefland-Buchenwälder von Eichenwaldgesellschaften abgelöst.

Der **Verbiss** vor allem durch Rehwild, aber auch durch Rot-, Dam- und Muffelwild ist in allen UF relativ hoch (Wirtschaftswälder: siehe Kap. 2.3.1). Die Verbissintensität wurde in den Jahren 2000 und 2001 im Rahmen des F+E-Vorhabens (Kap. 1.3) aufgenommen. 13 UF weisen Verbissprozentage von  $\geq 40\%$  und sieben UF zwischen 25- $<40\%$  auf. Verbissprozentage  $<25\%$  kommen nicht vor. Die UF mit  $<40\%$  Verbiss sind alle reich an Naturverjüngung. Es sind die Referenzflächen *Serrahn* r1 und *Heilige Hallen* r2, nicht zu Ende geführte Großschirmschläge (*Brüsenwalde* w5, *Melzow* w9) und UF mit größeren gezäunten Flächen (*Schwarzes Loch* w10, *Eberswalde* w13).



**Abb. 2.1:** Lage der Untersuchungsflächen in Großschutzgebieten Brandenburgs und Mecklenburg-Vorpommerns

Zwei UF *Brüsenwalde* w5 und *Heilige Hallen*, *Erweiterungsgebiet* k4 stellen keine vollwertigen UF dar.

1. *Brüsenwalde* w5 wurde im Rahmen von zwei Diplomarbeiten (CONRAD & KUKULKA 2001, PFLUGMACHER 2004) untersucht und stellt die einzige, wenn auch nur kleinflächige Buchenwaldfläche dar, die bewusst im Femelschlagverfahren bewirtschaftet wurde. Die Daten der carabidologischen Aufnahmen sind in das Gesamtprojekt eingeflossen.

2. Die UF *Heilige Hallen, Erweiterungsgebiet k4* besteht nur aus einem schmalen Streifen, der sich vor allem an die südliche Grenze des seit langem überwiegend unbewirtschafteten Kernbereichs der *Heiligen Hallen r2* anschließt. Da durch die Aufnahme des Landesamtes für Forsten und Großschutzgebiete Mecklenburg-Vorpommern aus dem Winter 1999/2000 Strukturdaten für diesen Bereich vorliegen, wurden sie bei der Bestandesanalyse gesondert betrachtet, was einen Vergleich der räumlich direkt benachbarten Bestände unterschiedlicher Bewirtschaftung ermöglicht.

Zur Charakterisierung der UF ist nicht nur eine Beschreibung des Ist-Zustandes, sondern auch eine möglichst genaue Rekonstruktion der **Bestandes- und Nutzungsgeschichte** wichtig, um letztlich die Ergebnisse richtig einschätzen und deuten zu können. Die Bestandes und Nutzungsgeschichte wurde überwiegend von SCHUMACHER (2004) ermittelt.

Die Dauer der Waldbestockung lässt sich nicht für alle UF genau nachvollziehen. Bei allen Gebieten handelt es sich aber um seit mindestens 200 Jahren mit Wald bestandene „Alte Waldstandorte“ nach der Definition von WULF (1994). Mindestens zwei UF sind wohl seit jeher Waldstandort, und weitere Gebiete weisen seit einem Zeitraum von über 300 Jahren Waldbestockung auf. Sofern bekannt, sind die Bestände weitestgehend aus Naturverjüngung entstanden (Tab. 2.2). Die untersuchten Flächen weisen im Vergleich zu vielen anderen Wäldern in Deutschland eine große Kontinuität ihrer Entwicklung und somit eine gute Vergleichbarkeit untereinander auf.

**Tab. 2.2:** Dauer der Waldbestockung und Art der Entstehung der Bestände in den Untersuchungsflächen (Angaben der Revierförster).

Untersuchungsfläche	Waldstandort seit ...	Entstehung des aktuellen Altbestandes
w1 Lüttenhagen	>200 Jahren	Naturverjüngung
w2 Feldberg	mind. ca. 300 Jahren	Naturverjüngung
w3 Thomsdorf	ca. 1800	Naturverjüngung
w4 Haussee	ca. 1800	Naturverjüngung
w5 Brüsenwalde	ca. 1800	Naturverjüngung
w6 Klaushagen	ca. 1800	Naturverjüngung
w7 Temmen	nicht bekannt, sehr lange	unbekannt
w8 Suckow	nicht bekannt, sehr lange	keine Angabe
w9 Melzow	Immer	Naturverjüngung
w10 Schwarzes Loch	mind. 300 Jahren	Naturverjüngung + Pflanzung + Saat
w11 Senftenthal	mind. 200 Jahren	Naturverjüngung; evt. ergänzende Pflanzung
w12 Chorin	nicht bekannt, sehr lange	Naturverjüngung + Pflanzung + Saat
w13 Eberswalde	mind. 300 Jahren	Naturverjüngung
k1 Stechlin	nicht bekannt (lange)	Naturverjüngung
k2 Grumsin-West	nicht bekannt (lange)	Naturverjüngung
k3 Grumsin-Ost	nicht bekannt (lange)	Naturverjüngung
r1 Serrahn	langer Zeit	Naturverjüngung
r2 Heilige Hallen	ca. 350 Jahren	wahrscheinlich Naturverjüngung
r3 Fauler Ort	langer Zeit	wahrscheinlich Naturverjüngung

Eine detaillierte Beschreibung der einzelnen Untersuchungsflächen befindet sich im Anhang I.

## 2.2 Freilandmethoden

### 2.2.1 Einrichtung der Untersuchungsflächen

Da strukturelle Vollaufnahmen meist aufgrund der notwendigen Größe von Untersuchungsflächen und des damit verbundenen außerordentlich hohen Arbeitsaufwandes nicht durchführbar sind, werden in Abhängigkeit von der Zielstellung einer Untersuchung nur Ausschnitte einer Fläche aufgenommen. Dafür stehen verschiedene etablierte Probenflächenkonzepte zur Verfügung, bei denen entweder Probekreise oder Kernflächen (1-ha-Repräsentationsfläche oder Transekte) aufgenommen werden (MEYER et al. 2001). Bereits ALBRECHT (1990) betont, dass die Probenflächengestaltung einen entscheidenden Einfluss auf die Untersuchungsergebnisse haben kann. Das Kernflächenkonzept (meist 1 Hektar) bietet den Vorteil, dass ein Ökosystemausschnitt zwar auf kleinem Raum, aber zusammenhängend und intensiv erforscht werden kann. Die Datenanalyse von Kernflächen ermöglicht, Strukturzusammenhänge gut darzustellen. Der Nachteil besteht hinsichtlich der Forderung, dass die Kernfläche repräsentativ für die Gesamtfläche sein sollte. Die räumliche Festlegung der Fläche ist notgedrungen mehr oder weniger subjektiv, wobei kleinräumige, aber zum Teil wichtige Unterschiede der Gesamtfläche nicht berücksichtigt werden können. Hierin liegt der größte Vorteil der Aufnahmen an den Schnittpunkten eines Gitternetzes: durch das virtuell über die Fläche gespannte Netz werden eventuell vorkommende Gradienten, beispielsweise der Nährstoff- oder Wasserversorgung, in den Aufnahmen mit erfasst. Auch strukturelle Unterschiede (verschiedene Waldentwicklungsphasen, kleinflächig vorkommende Lücken, inhomogene Totholzverteilungen usw.) können durch eine netzartige Verteilung der Aufnahmeflächen besser repräsentiert werden. Der hauptsächliche Nachteil der Methode liegt in der punktuellen Probekreisaufnahme, die flächige Zusammenhänge überwiegend nicht erkennen lässt.

Die zwei am häufigsten verwandten Verfahren (Kernflächen- und Gitternetzkonzept) zur Etablierung von Probenflächen in Naturwaldreservaten (THOMAS et al. 1995) wurden aufgrund der unterschiedlicher Vor- und Nachteile in der Untersuchung teilweise kombiniert (Tab. 2.3). Auf der UF *Fauler Ort r3* wurden Probekreise sowie eine Kernflächen von einem Hektar aufgenommen. Darüber hinaus wurden im Großschirmschlag *Haussee w4* und der kleinen femelartig bewirtschafteten Fläche *Brüsenwalde w5* 1-ha-Kernflächen aufgenommen. Die Kernfläche *Brüsenwalde w5* wurde bearbeitet, um Daten aus einem typischen Femelschlag zu erhalten. Aufgrund der Kleinräumigkeit des Femelschlages konnten keine Probekreis-aufnahmen im Gitternetz erfolgen.

In allen Beständen (Ausnahme *Brüsenwalde*) wurde ein Nord → Süd ausgerichtetes Gitternetz mit einem Abstand der Gitterlinien von 200 m x 100 m (Wirtschaftsflächen) oder 100 m x 100 m (Referenzflächen) über die Fläche gelegt (Abb. 2.2). Die hohe Probekreisdichte der Referenzflächen lag einerseits in der Übernahme der durch die zuständigen mecklenburgischen Verwaltungen vorgegebenen Rasterpunkte in den Flächen *Serrahn r1* und *Heilige Hallen r2*, andererseits in der notwendigen Erhöhung der Probekreisanzahl in der Referenzfläche *Fauler Ort r3* begründet. In der nur 13,5 ha großen UF *Fauler Ort r3* hätte das weitmaschige Raster zu einer zu niedrigen Probekreisanzahl geführt. Die unterschiedliche Rasterweite war angesichts der großen Inhomogenität von Waldbeständen vom statistischen Standpunkt her nicht bedenklich. Die Lagebestimmung des Gitternetzes erfolgte zufallsbedingt. Die Einmessung erfolgte unter Zuhilfenahme eines „Global Positioning Systems“ (GPS). Die Rasterpunkte (Gitternetz-schnittpunkte) wurden eingemessen, verpflockt und stellten den Mittelpunkt eines Probekreises mit einem Radius von 12,62 m (500 m<sup>2</sup>) dar. Sofern im geeigneten Gelände per Handmessband gemessen wurde, musste der Probekreis entsprechend der Formel  $r' = 12,62 \text{ m} / \sqrt{\cos \alpha}$  ( $r'$  = Radius des Hangkreises,  $\alpha$  = Hangneigung) erweitert werden.

Die UF-Grenzen und die Probekreismittelpunkte wurden in ein Geographisches Informationssystem (GIS) digitalisiert, so dass digitale Verschneidungen von Daten ermöglicht wurden.

**Tab. 2.3:** Kernflächen- und Probekreisaufnahmen in den Untersuchungsflächen.

Untersuchungsfläche	Kernfläche	Probekreise
<b>Wirtschaftswälder</b>		
w1 Lüttenhagen		X
w2 Feldberg		X
w3 Thomsdorf		X
w4 Haussee	X	X
w5 Brüsenwalde	X	
w6 Klaushagen		X
w7 Temmen		X
w8 Suckow		X
w9 Melzow		X
w10 Schwarzes Loch		X
w11 Senftenthal		X
w12 Chorin		X
w13 Eberswalde		X
<b>Referenzflächen &lt;20 Jahre unbewirtschaftet</b>		
k1 Stechlin		X
k2 Grumsin-West		X
k3 Grumsin-Ost		X
k4 Heilige Hallen, Erweiterungsgebiet		X
<b>Referenzflächen &gt;50 Jahre unbewirtschaftet</b>		
r1 Serrahn		X
r2 Heilige Hallen		X
r3 Fauler Ort	X	X

In den 1-ha-Flächen und allen Probekreisen wurden die im Folgenden beschriebenen Strukturaufnahmen durchgeführt (Kap. 2.2.3). Die Vegetationsaufnahmen (Kap. 2.2.4) und die Carabidenfänge (Kap. 2.2.5) wurden ebenfalls in den Probekreisen durchgeführt. Die Probekreisgröße war für Vegetationsaufnahmen auf 314 m<sup>2</sup> (r = 10 m) reduziert. Darüber hinaus erfolgte eine großflächige Sonderstrukturkartierung (Referenzflächen 5 ha, Wirtschaftswälder 10 ha, Kap. 2.2.3.4.2) und auf 10 Flächen eine die gesamte Untersuchungsfläche umfassende Waldentwicklungsphasenkartierung (Kap. 2.2.3.1).

## 2.2.2 Nomenklatur der Arten

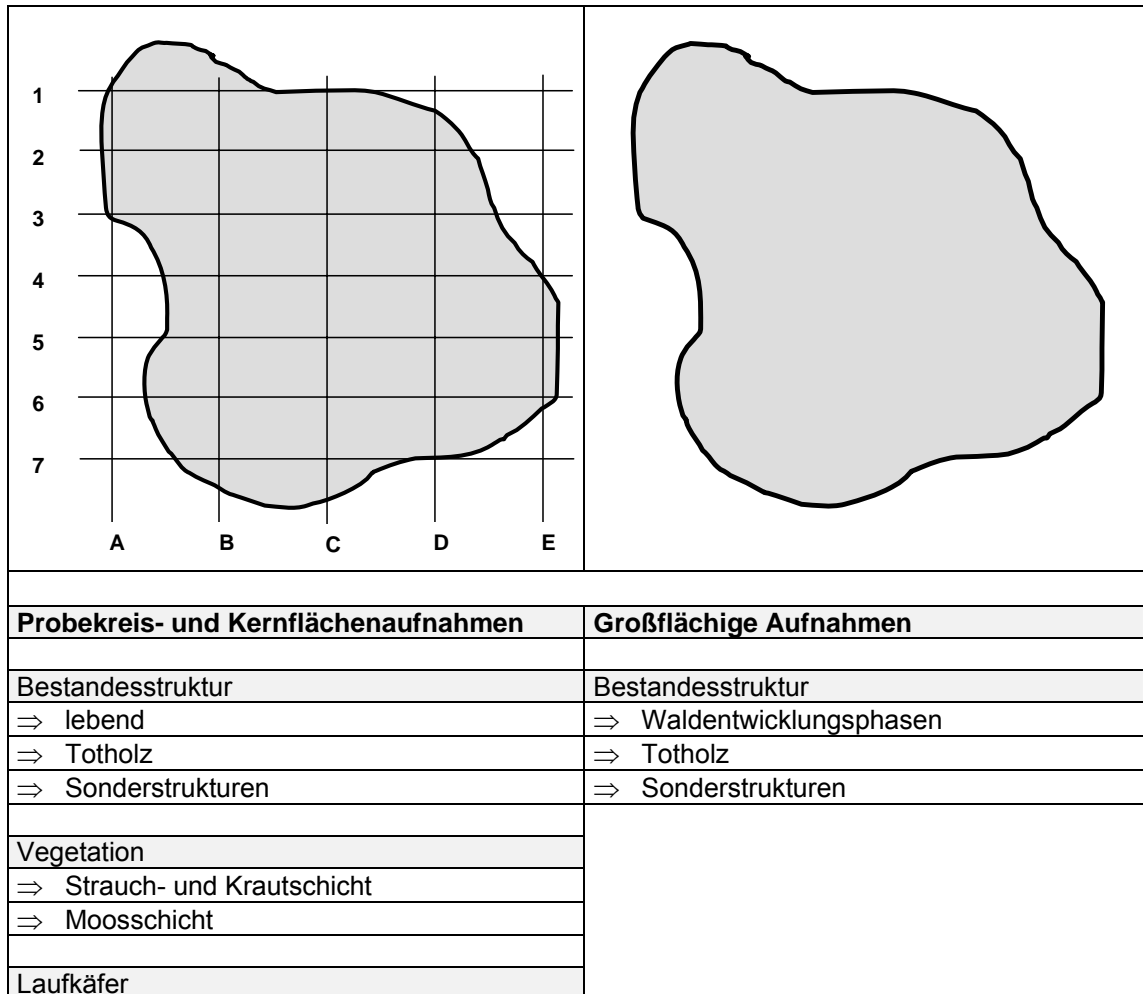
Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen, Moose, Flechten, Pilze und Carabiden richtet sich nach folgender Literatur:

- a. Gefäßpflanzen: ROTHMALER (1994 a, b);
- b. Waldgesellschaften: RENNWALD (2000);
- c. Moosarten: Die Bestimmung erfolgte mit Hilfe der Bestimmungsbücher von FRAHM & FREY (1992), FREY et al. (1995) und NEBEL & PHILIPPI 2001; die Nomenklatur folgt der Referenzliste der Moose Deutschlands (KOPERSKI et al. 2000);
- d. Pilze: GERHARDT (1997);
- e. Carabiden: MÜLLER-MOTZFELD (2004);
- f. Vögel (Diskussion): BEZZEL (1985, 1993).

### 2.2.3. Strukturaufnahmen

Um Waldstrukturen zu erfassen, wird in erster Linie gemessen. Um die Technik des Messens zu perfektionieren und den überall lauenden Messfehler möglichst gering zu halten, wurden die ausführlichen Hinweise und Messvorschriften von KRAMER & AKÇA (1987) genauestens befolgt.

Alle Entfernungen und Höhen wurden, sofern die Sicht bzw. Belaubung es zugelassen hat, mit einem Laserentfernungsmessgerät (LEM 500) gemessen. Ansonsten wurden die Höhen mit einem Blume-Leiss bzw. bis 4 m mit Messlatten und die Entfernungen mit einem 20m-Maßband gemessen.



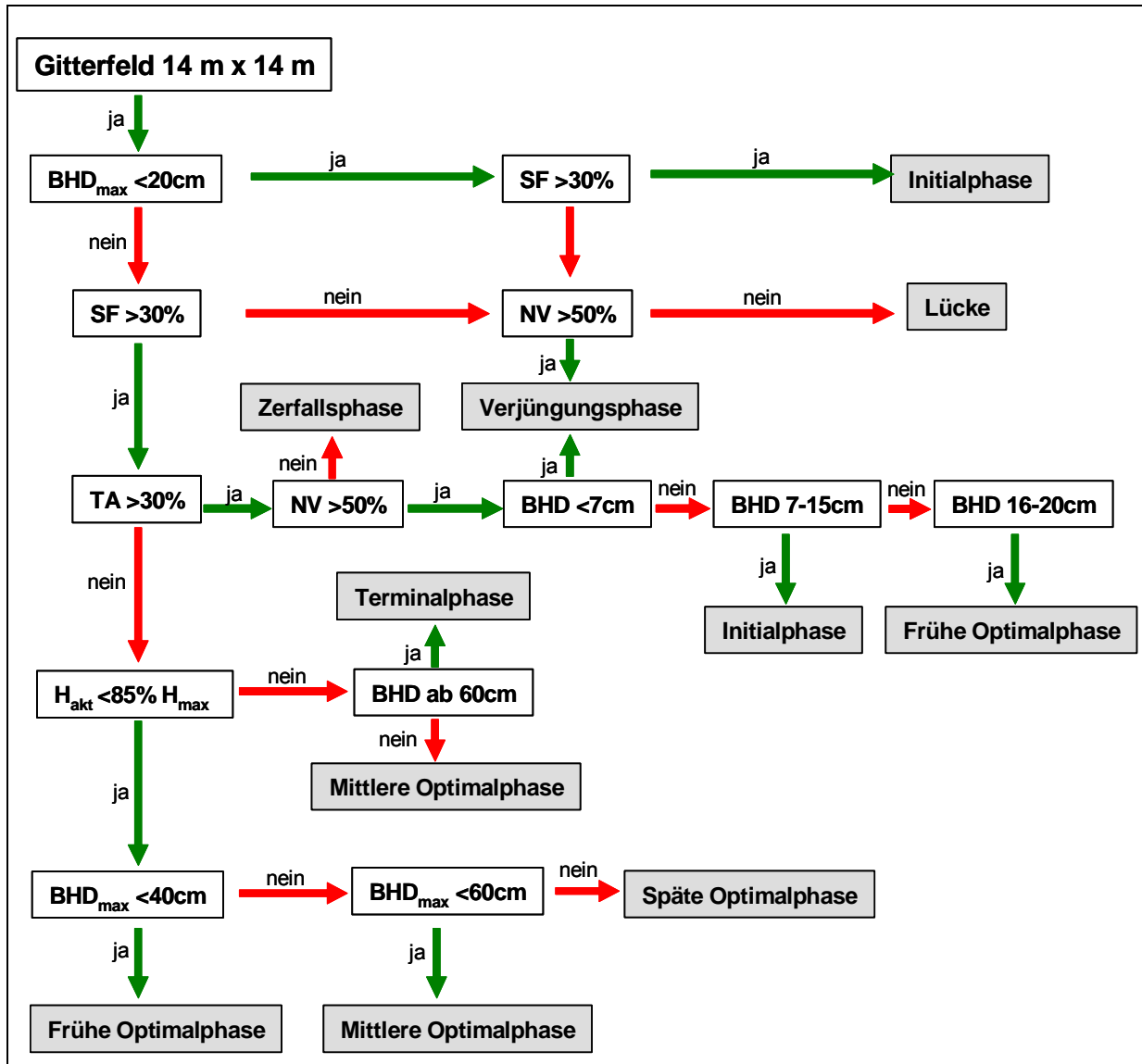
**Abb. 2.2:** Schema der Probekreis- und flächigen Aufnahmen zur Erfassung der Bestandesstrukturen, Sonderstrukturen, Vegetation und Laufkäfer.

#### 2.2.3.1 Waldentwicklungsphasen

Da die Entwicklungsdynamik eines Waldes nicht direkt messbar ist, wurden verschiedene Methoden entwickelt, über möglichst objektive Ansprachekriterien bzw. eine Kombination von Messwerten diese Dynamik zum gegenwärtigen Zeitpunkt zu erfassen (LEIBUNDGUT 1959, ZUKRIGL et al. 1963, KORPEL 1995, MEYER 1995, 1999b, EMBORG 2000, TABAKU 2000). Allerdings ist es bis heute nicht gelungen, eine Standardmethode zu etablieren, die eine Vergleichbarkeit von verschiedenen Untersuchungen ermöglichen würde.



Die verwendete Methodik zur Waldentwicklungsphasen-Kartierung basiert auf der Methodenbeschreibung von TABAKU (2000). Diese wurde allerdings so verwandt und modifiziert, dass sie eine direkte Freilandkartierung ermöglichte (Abb. 2.3). Die minimale betrachtete Flächeneinheit betrug 14 m x 14 m, das heißt, dass eine minimale Phasengröße von 196 m<sup>2</sup> (das entspricht in etwa der Kronenschirmfläche einer großen Buche) ausgewiesen werden konnte. TABAKU (2000) definierte neben den Phasen (Verjüngungs-, Initial-, frühe, mittlere und späte Optimal-, Terminal- und Zerfallsphase) auch das Vorhandensein von Lücken, die keiner Phase zugeordnet werden. Die ebenfalls ableitbare Plenterphase hat bei der Kartierung keine Rolle gespielt, da es eine Strukturkombination ist, die offensichtlich nur in montanen Wäldern nachzuweisen ist.



**Abb. 2.3:** Kartierschema für Waldentwicklungsphasen in Tiefland-Buchenwäldern (modifiziert nach TABAKU 2000).

Die Parameter beziehen sich stets auf ein Gitterfeld: BHD<sub>max</sub>: maximaler BHD, SF: Schirmfläche der Kronen aller Bäume ab 7 cm BHD, NV: Flächenanteil der Verjüngung, TA: Totholzanteil bezogen auf das Gesamtvolumen des stehenden und liegenden Holzes, H<sub>akt</sub> <85% H<sub>max</sub>: Die aktuell größte Höhe beträgt weniger als 85% der maximal möglichen Höhe, wobei H<sub>max</sub> 45 m beträgt (85 % = 38,25 m); **grüner Pfeil**: Angabe wird erfüllt = „ja“; **roter Pfeil**: Angabe wird nicht erfüllt = „nein“.

Die Terminalphase wurde nach TABAKU (2000) ausgeschieden, wenn die maximale Höhe eines Baumes des betrachteten Gitterfelds mindestens 85% der maximal möglichen Höhe

erreicht. Da es in den Buchenwäldern durchaus möglich ist, dass relativ dünne Bäume im geschlossenen Wirtschaftswald dieses Maß erreichen, wurde die zusätzliche Bedingung eingefügt, dass die Bäume einen BHD  $\geq 60$  cm besitzen müssen. Da die Terminalphase eine Weiterentwicklung der späten Optimalphase ist, ist dies für den Entwicklungszyklus des Buchenwaldes auch zwingend.

Wenn in einem Gitterfeld von 14 m x 14 m keine Bäume vorkommen, so wird dieses im Zusammenhang mit seiner Umgebung bewertet. D. h. ein „leeres“ Gitterfeld in der späten Optimalphase wird, wenn es von den benachbarten Bäumen überwiegend überschirmt wird, nicht als Lücke, sondern als späte Optimalphase kartiert (Kap. 3.1.1.1, Tab. 3.1).

Die großflächige Waldentwicklungsphasenkartierung wurde in sechs Wirtschaftswäldern (*Feldberg w2, Haussee w4, Klausshagen w6, Melzow w9, Schwarzes Loch w10* und *Chorin w12*), in einer k20-Fläche (*Grumsin-West k2*) und zwei r50-Flächen (*Serrahn r1* und *Fauler Ort r3*) durchgeführt. Für die *Heiligen Hallen r2* wurden die Kartiererergebnisse von TABAKU (2000) verwendet.

Die 500 m<sup>2</sup>-Probekreise an den verpflochten Rasterpunkten (s. S. 25) wurden ebenfalls den Waldentwicklungsphasen zugeordnet. Für die Flächen, in denen die Waldentwicklungsphasen kartiert wurden, konnte anhand der Probekreislage die Waldentwicklungsphase bestimmt werden. Für Probekreise, die nicht eindeutig zugeordnet werden konnten, und alle Probekreise der nicht kartierten UF wurden die gemessenen Bestandesdaten des jeweiligen Kreises zur Festlegung der Waldentwicklungsphase verwendet.

Die räumliche Strukturdiversität der großflächigen Waldentwicklungsphasen wurde auf drei verschiedenen Weisen ermittelt:

1. Anzahl der Waldentwicklungsphasen-Patches auf der UF dividiert durch die Größe der UF (exklusive Moore und Wasserbereiche): z. B. 30 Patches auf 10 ha = 3 Patches/ha (Abb. 3.1).
2. durchschnittliche reale Anzahl verschiedener Waldentwicklungsphasen/ha einer Untersuchungsfläche. Um diesen Wert zu ermitteln, wurde ein Gitternetz von 100 m x 100 m über die Kartierung gelegt und für jeden Hektar die Anzahl von verschiedenen Waldentwicklungsphasen ermittelt (Abb. 3.2).
3. durchschnittliche reale Anzahl von Waldentwicklungsphasen-Patches/ha einer Untersuchungsfläche. Um diesen Wert zu ermitteln, wurde ein Gitternetz von 100 m x 100 m über die Kartierung gelegt und für jeden Hektar die Anzahl von Patches gezählt (Abb. 3.2).

Bei der Berechnung der Strukturdiversität wurden kleinflächig ausgebildete Phasen in der Größe nur einer Baumkrone nicht berücksichtigt.

Bei der Analyse der Beziehung zwischen Totholzvorkommen bzw. Waldentwicklungsphasen und der Carabidenausstattung anhand von Rangkorrelationen nach Spearman wurden drei Modifikationen der von TABAKU (2000) beschriebenen Methodik verwendet: wep1 beinhaltet die oben beschriebenen Modifikationen, für wep2 wurde die TABAKU-Methodik so modifiziert, dass dem Totholz weniger Bedeutung zuerkannt wurde. Stattdessen wurde die Verjüngungssituation bei der Festlegung der Waldentwicklungsphase im Probekreis in den Vordergrund gestellt wurde. Für die Analyse anhand von wep3 wurde die wep1-Kartierung in die von KORPEL (1995) definierten drei Stadien zusammengefasst: Die Verjüngungs- und Initialphase (Phase 1 und 2) wurden zum Heranwachsstadium, die Phasen 3-5 (frühe, mittlere, späte Optimalphase) wurden zum Optimalstadium und die Terminal- und Zerfallsphase (Phase 6 und 7) sowie Lücken wurden zur Alterungs-/Zerfallsphase zusammengefasst (Tab. 3.54).

Statt des Begriffs der „Optimalphase“ sollte eigentlich der Begriff „Reifephase“ angewandt werden, um die anthropozentrische Sichtweise des ersten Begriffs in eine ökologische zu wandeln. Da aber die verwendete Kartiermethodik auf TABAKU (2000) zurückgeht, wird hier dennoch, um Verwirrung zu vermeiden, der Begriff „Optimalphase“ beibehalten.

### 2.2.3.2 Aufnahmen des lebenden Bestandes

Der lebende Bestand wurde ab einem BHD von  $\geq 2$  cm in weiten Teilen nach der Anweisung von GEHLHAR (1998), die in Mecklenburg-Vorpommern bei der Aufnahme der Naturwaldreservate verwandt wird, aufgenommen.

Um Doppelaufnahmen in sensiblen Schutzgebieten zu vermeiden, wurden die 1999/2000 durch das Landesamt für Forsten und Großschutzgebiete Mecklenburg-Vorpommern (*Heilige Hallen r2*) und das Nationalparkamt Müritzer See (*Serrahn r1*) aufgenommenen Basisdaten verwendet. Die Daten wurden um die Sonderstrukturkartierung und die Aufnahmen der Bäume  $\geq 2$  bis  $< 7$  cm BHD erweitert, da die Kluppschwelle bei GEHLHAR (1998) bei 7 cm BHD lag. Für eine leichtere Nachvollziehbarkeit der gesamten Datengenerierung und vor allem wegen der von der Anweisung abweichenden Aufnahmeparametern und Parameterdefinitionen wird die verwendete Strukturkartierung hier insgesamt detailliert beschrieben (Überblick Tab. 2.4).

**Tab. 2.4:** Strukturkartierung des lebenden Bestandes (Überblick).

Merkmalgruppe	Merkmal
Messwerte des Einzelbaumes	Standpunkt des Baumes
	Baumart
	Brusthöhendurchmesser (BHD)
	Höhe
	Kronenansatz
Baumbeschreibung in Bezug zur Umgebung	Vitalitätsklasse
	Lichtverhältnis
Stammqualitäten	Krümmung
	Drehwuchs
	Spannrückigkeit
	Rindenbrand
	Astigkeitsgrad
	Wasserreiser
	Zwiesel
	Sonderstrukturen einschl. Baumhöhlen
Pilze (Fruchtkörper)	

Im Winter 1999/2000 wurde auf einer ca. 20 ha großen Teilfläche von *Chorin w12* eine Durchforstung und teilweise Nutzung durchgeführt. Im Stangenholz und in Altbaumbereichen wurde recht stark eingegriffen und in Verjüngungsbereichen wurden in Hinblick auf die künftige Holzqualität schlecht gewachsene Buchen abgesägt und liegengelassen.

#### 2.2.3.2.1 Messwerte des Einzelbaumes und Baumart

##### Standpunkt des Baumes

Über die Entfernung [m, cm] vom Probekreismittelpunkt bis zur Mitte des Baumes und den Azimut [Abweichung von Nord in Grad] des Baumes wurde der Standpunkt der Baumbasis innerhalb des Probekreises bestimmt. In geeigneten Lagen wurde bei Verwendung eines Maßbandes zur Entfernungsermittlung die ermittelte Entfernung in die Hori-

zontaldistanz umgerechnet. Der Standpunkt des Baumes wurde vor allem für vergleichende Folgeaufnahmen aufgenommen.

### **Baumart**

Angabe der Baumart und, sofern erkennbar oder bekannt, auch Hybriden.

### **Brusthöhendurchmesser (BHD) [cm]**

Der Durchmesser eines Baumes wurde in 1,3 m Höhe bis 19 cm BHD einfach und ab 20 cm BHD kreuzweise gekluppt und forstlich gemittelt (KRAMER & AKÇA 1987). Schräg stehende Bäume, Bodenzwiesel, Bäume mit Ausbeulungen am unteren Stamm usw. wurden ebenfalls nach den Vorschriften von KRAMER & AKÇA (1987) gemessen.

### **Höhe [m, dm]**

Nadelbäume (Fichte, Kiefer, Lärche) besitzen aufgrund des monopodialen Wachstums wie jüngere Laubbäume aufgrund der geringen Verzweigung eine deutlich erkennbare Kronenendspitze, die bei der Messung leicht anzupeilen ist. Ältere Laubbäume hingegen besitzen in der Regel ein ausgeprägtes sympodiales Verzweigungssystem und meist eine ausgebreitete, von unten schlecht einsehbare Sonnenkrone, so dass die Endspitze nicht eindeutig auszumachen ist. Deshalb erfolgte die Messung durch Peilung der (vermuteten) Spitze durch das Kronendach (KRAMER & AKÇA 1987). Um zumindestens die Sichtverhältnisse zu verbessern, wurde nur im unbelaubten Zustand gemessen.

### **Kronenansatz [m, dm]**

Der Kronenansatz liegt dort, wo ein grüner Ast des unteren Kronenbereichs mit der darüberliegenden Krone eine Einheit bildet.

## **2.2.3.2 Baumbeschreibung in Bezug zur Umgebung**

### **Vitalitätsklasse**

Die Einschätzung der Vitalität erfolgte in sechs Klassen:

- 1 = sehr hohe Vitalität: meist vorherrschender Baum des betrachteten Kollektivs mit besonders üppig ausgeprägter Krone; es gibt keine vitalitätsmindernde Sonderstrukturen (Kap. 2.2.3.4);
- 2 = hohe Vitalität: meist ein herrschender Baum des betrachteten Kollektivs, die Krone ist gut ausgeprägt, es gibt keine vitalitätsmindernde Sonderstrukturen;
- 3 = mittlere Vitalität: die Krone unterliegt einer deutlichen Konkurrenz (Einengung) durch die Nachbarbäume bzw. durch den Oberbestand oder die Krone setzt aufgrund von beginnenden Alterungs- oder konkurrenzbedingten Absterbeprozessen langsam zurück, kleinere Kronenausbrüche und deutliche Totastbildungen sind möglich;
- 4 = geringe Vitalität: die Krone zeigt deutliche Absterbeprozesse, bei älteren Bäumen meist verbunden mit dem Auftreten von Sonderstrukturen. Voraussichtlich überlebt der Baum die nächsten Jahre;
- 4,5 = sehr geringe Vitalität: Definition wie 4. Die Absterbeprozesse sind allerdings schon weit vorangeschritten. Der Baum wird wahrscheinlich in der nächsten oder übernächsten Vegetationsperiode absterben. Wegen der Bezeichnungen der Kraftschen Klassen (1-5) wird diese Klasse 4,5 genannt, da nach KRAFT (1884) die Bäume der fünften Klasse bereits abgestorben sind;
- 5 = abgestorben. Diese Bäume wurden als Totholz gesondert kartiert (Kap. 2.2.3.3).

Es ist zu beachten, dass die Einschätzung stets in Verbindung mit der gesellschaftlichen Stellung des betrachteten Baumes im Vergleich mit seinen Nachbarbäumen stattfindet. Anhand von drei Beispielen soll das verdeutlicht werden:

1. Beispiel: Ein Baum von nur 7 m Höhe wird der Vitalitätsklasse 1 zugeordnet, wenn er der vorwüchsigste Baum mit der am besten ausgebildeten Krone innerhalb eines vom Altbestand nicht überschirmten Verjüngungskegels ist.
2. Beispiel: Ein freistehender Baum von 40 m Höhe wird in die 3. Klasse eingeklassifiziert, weil er langsam seine natürliche Altersgrenze erreicht, die Feinäste sichtbar reduziert und schon ein Starkast abgebrochen ist. Ansonsten ist die Krone aber noch relativ dicht belaubt. Man kann davon ausgehen, dass der Baum in nächster Zeit noch nicht abstirbt.
3. Beispiel: Verjüngung die sich unter einem noch relativ dichtem Kronendach eines Altbestandes etablieren konnte, wird überwiegend in die Vitalitätsklasse 3 eingeordnet, da die Beschattung der Altbäume durch die Lichtreduzierung noch eine starke Konkurrenz für die Verjüngung darstellt. Einzelne Verjüngungspflanzen mit einer gut entwickelten, vitalen Krone können auch der Vitalitätsklasse 2 angehören.

### Lichtverhältnisse

Die Lichtverhältnisse für den betrachteten Baum wurden wie die Vitalitätsangabe nur subjektiv eingeschätzt. Die fünf definierten Lichtklassen haben zwar fließende Übergänge (Tab. 2.5), genügen aber trotzdem, um die Wuchsumgebung des Baumes grob zu beschreiben.

**Tab. 2.5:** Definition der Besonnungsverhältnisse.

Klasse	Kurzbeschreibung	Definition
1	hell = besonnt	Mindestens von südwestlicher bis südöstlicher Richtung des Baumes gibt es eine große Lücke, die eine intensive Besonnung des Baumes zulässt. Räumig stehende Bestandesbereiche (Bestockungsgrad <0,3), Einzelbäume auf Lücken und südexponierte, lückige Bestandesbereiche ermöglichen ebenfalls besonnte Baumindividuen der Klasse 1.
2	horizontaler Halbschatten	Der obere Teil des Baumstammes und die Krone sind besonnt. Der untere Stammbereich ist durch umstehende dichte Naturverjüngung dunkel. Diese Belichtungsverhältnisse kommen vor allem in Großschirmschlägen vor, bei denen die Überhälter die bereits mehrere Meter hohe Naturverjüngung überragen.
3	diffuser Halbschatten	Um den betrachteten Baum stehen locker andere Bäume ähnlicher Höhe, die den betrachteten Baum während des gesamten Tagesganges der Sonne durch ihre Kronen beschatten. Durch größere Kronen- und Baumzwischenräume wird der Baum zugleich beständig, aber durch die Erddrehung an einem Punkt immer nur kurzfristig besonnt.
4	wenig Licht	wie „diffuser Halbschatten“, die Bäume stehen nur bedeutend enger um den betrachteten Baum herum und die Lichtkegel sind kleiner.
5	dunkel = sehr geringe Besonnung	Der Baum reicht nicht in das obere Kronendach und ist von anderen Bäumen so eng umstanden, dass der Baum höchstens über winzige Lücken im Kronendach direkte Sonnenstrahlung erhält.

Bei Bäumen, die das Hauptkronendach (1. Baumschicht) bilden, umfasst die Einschätzung nur den unteren Kronen- und Stammbereich, da die Oberkrone stets sonnenexponiert ist. Bei Bäumen, die nur wenig oder gar nicht in das Kronendach hineinreichen, wurde der gesamte Baum zur Festlegung des Lichtverhältnisses betrachtet. Dabei ist stets der Sonnengang am Himmel zu beachten. Z. B. kann ein Baum am nördlichen Rand einer breiten, sich nach Süden ausdehnenden Lücke sehr stark durch die Mittagssonne beschienen werden (Klasse 1). Hingegen führt eine Lücke in West-Ost-Ausrichtung oder nördlich des Baumes zu einer schwächeren und diffusen Bestrahlung, da die Sonneneinstrahlung den größten Teil des Tages von südlicher Richtung des betrachteten Baumes durch den Schatten der umliegenden Bäume abgeschwächt wird (Klasse 3).

### 2.2.3.2.3 Stammqualitäten

Die aufgenommenen, die Holzqualität beeinflussenden Stammmerkmale umfassen Parameter, die geeignet sind, Aussagen hinsichtlich der holztechnischen Verwendbarkeit und Verkaufsgüte, z. B. nach der Handelsklassensortierung (HKS 1969) abzuleiten: Stammkrümmung, Drehwuchs, Spannrückigkeit, Astigkeit, Wasserreiser, Zwiesel und Rindenbrand. Dabei besitzen diese Merkmale auch eine Habitatrelevanz, wenngleich eine schwächere als die Sonderstrukturen.

Alle Kriterien der Stammqualitäten wurden erst ab einem BHD von 20 cm aufgenommen, da sich vor allem die gütebestimmenden Merkmale bei jungen Bäumen noch ändern können. So kann z. B. eine hohe Astigkeit durch langsamen Dichtschluss des Bestandes mit folgender natürlicher Astreinigung (Ausdunkelung) im unteren Schaftbereich deutlich verringert werden; oder eine Stammkrümmung kann sich durch zukünftig geraderen Wuchs „verwachsen“, wenn ein starker Bedränger im Zuge einer Durchforstung entnommen wurde.

Die Merkmale Stammkrümmung, Drehwuchs, Spannrückigkeit, Astigkeit und Wasserreiser wurden auf den unteren acht (Eiche sechs) Stamm Metern angesprochen. Über die Anleitung von GEHLHAR (1998) hinausgehend wurden die Qualitätsmerkmale anhand von nachvollziehbaren Kriterien so definiert, dass die subjektive Einschätzung weitestgehend objektiviert wird. Darüber hinaus wurden die drei Intensitätsstufen (kein, schwach, stark) von GEHLHAR (1998) um eine Kategorie erweitert. Um eine Vergleichbarkeit der vom Landesamt für Forsten und Großschutzgebiete Mecklenburg-Vorpommern bzw. vom Nationalparkamt Müritz aufgenommenen Daten mit den selbst erhobenen zu gewährleisten, wurde stets nur die dritte Stufe *stark* nochmals unterteilt, so dass bei Vergleichen zwischen Wirtschaftswald und Referenzwald die Daten der Wirtschaftswälder entsprechend komprimiert werden konnten.

#### **Stammkrümmung bzw. Geradschaftigkeit**

Die Stammkrümmung (Tab. 2.6) entscheidet innerhalb eines Brettes über den harmonischen Faserverlauf sowie über die Länge der schneidbaren Vollhölzer. Die Geradschaftigkeit stellt damit einen der bestimmenden wertgebenden Faktoren auf dem Holzmarkt dar. Krumme Stämme ermöglichen hingegen eine intensive Besiedlung mit Moosen und Flechten, so dass die Krümmung den „Habitatwert“ erhöht.

**Tab. 2.6:** Klassifikation der Stammkrümmung.

Klasse	Kurzbeschreibung	Definition
1	gerade (zweischnürig)	Der Stammmittelpunkt liegt in allen Höhen auf einer lotrechten Geraden.
2	einseitig gerade/krumm (einschnürig)	Der Baum ist nur in einer Achse gerade, d. h. der Stamm weicht in einer Richtung vom Lot ab.
3	krumm (unschnürig)	Der Baum besitzt keine lotrechte Achse, d. h. er ist in mindestens zwei Richtungen gekrümmt.

#### **Drehwuchs**

Eine schraubenförmige Abweichung vom normalen, lotrechten Faserverlauf wird Drehwuchs genannt. Stärkerer Drehwuchs (Tab. 2.7) gilt als Strukturfehler, der die Be- und Verarbeitung erschwert und die technische Eignung des Holzes herabsetzt (SCHÜTT et al. 1992).

**Tab. 2.7:** Klassifikation des Drehwuchses.

Klasse	Definition
0	kein Drehwuchs
1	geringer Drehwuchs, max. $\frac{1}{4}$ Drehung auf 8 (Eiche 6) m Schaftlänge
2	mittlerer Drehwuchs, zw. $>\frac{1}{4}$ und $\frac{1}{2}$ Drehung auf 8 (Eiche 6) m Schaftlänge
3	starker Drehwuchs, über $\frac{1}{2}$ Drehung auf 8 (Eiche 6) m Schaftlänge

### Spannrückigkeit

Ein von der Kreisform abweichender Stammquerschnitt, ausgelöst durch abwechselndes „Voreilen“ und „Zurückbleiben“ des sekundären Dickenwachstums (SCHÜTT et al. 1992) wird als Spannrückigkeit bezeichnet. Hainbuchen besitzen eine genetisch fixierte stark ausgebildete Spannrückigkeit. Buchen zeigen hingegen teilweise noch im hohen Alter keine über den Bereich des Wurzelanlaufs hinausgehende Spannrückigkeit. Die Ausprägung (Intensität) der Spannrückigkeit variiert sowohl artspezifisch als auch individuell und entsteht meist durch mangelnde Ernährung des Kambiums bei zunehmender Dicke (ERLBECK et al. 2002). Ein Baum wurde als spannrückig kartiert, wenn er weit über den Wurzelanlauf hinaus einen deutlich unregelmäßigen Stammquerschnitt aufwies (Tab. 2.8).

**Tab. 2.8:** Klassifikation der Spannrückigkeit.

Klasse	Definition
0	keine Spannrückigkeit
1	geringe Spannrückigkeit, bis 2 cm tiefe Einbuchtungen
2	mittlere Spannrückigkeit, zwischen $>2$ und 5 cm tiefe Einbuchtungen
3	starke Spannrückigkeit, $>5$ cm tiefe Einbuchtungen

### Astigkei

Die Astigkeit wurde ermittelt, indem einerseits die Anzahl und Größe real vorhandener Äste, andererseits auch die Anzahl, Größe und Form der Astnarben (vor allem „Chinesenbärte“) auf den unteren 8 (Eiche 6 m) Stammmetern zur Beurteilung herangezogen wurden (Tab. 2.9).

**Tab. 2.9:** Klassifikation der Astigkeit.

Klasse	Definition
0	keine Astigkeit
1	geringe Astigkeit; 1-2 dünne Äste und/oder 1-2 flache Astnarben
2	mittlere Astigkeit, 3-10 mittlere Äste (max. $\sim 6$ cm dick) oder etwas stärkere Astnarben
3	starke Astigkeit, sehr dicke oder $>10$ mittlere Äste oder sehr stark heruntergezogenen Astnarben

### Wasserreiser

Spross, der nach Lichtstellung oder Verletzung aus einer schlafenden Knospe im Stammbereich austreibt. Wasserreiser treten häufig in Büscheln auf und führen insbesondere bei Eiche zu Qualitätsminderungen des Stammholzes (SCHÜTT et al. 1992, Tab. 2.10).

**Tab. 2.10:** Klassifikation der Wasserreiser.

Klasse	Definition
0	keine Wasserreiser
1	1 bis 2 Wasserreiser
2	3 bis 10 Wasserreiser
3	$>10$ Wasserreiser

## Zwiesel

Ein Zwiesel ist ein Baum, dessen Stamm sich unterhalb des Kronenansatzes in zwei annähernd gleichwertige Stämme teilt. Die Höhe [m, dm] des Teilungsansatzes wurde vermessen. Einerseits verkürzen Zwiesel den für den Holzverkauf wertvollen unteren Stammbereich, andererseits haben sie verschiedene ökologische Funktionen. Zwiesel jüngerer Bäume werden z. B. gerne für den Vogelnebstbau (z.B. Amsel) verwendet. Darüber hinaus führt die unterschiedliche Hebelwirkung und teilweise gegenläufige Bewegungsrichtung der beiden Zwieselstämme zu Spannungsrissen, in die kontinuierlich Niederschlagswasser einsickern kann. In dem Riss beginnt das Holz zu faulen. Wenn die Zersetzung über Jahre voranschreitet, kann sich eine (Groß-)Höhle mit Mulm unterhalb des Zwieselansatzes bilden, die von einer Vielzahl von xylobionten Insekten besiedelt werden kann. Über kurz oder lang bricht einer der Zwiesel ab (siehe Kap. 2.2.3.4 Zwieselabbrüche).

## Rindenbrand

Das Erscheinungsbild einer rissigen, zum Teil sich abhebenden Rinde am Stamm kann durch zwei gänzlich unterschiedliche Einflüsse entstehen. Einerseits können Buchenrindennekrosen durch biotische Schädigungen des Stammes mit nachfolgender Überwallung (Wundkallus) entstehen, andererseits ist eine Überhitzung des Stammes durch starke Sonneneinstrahlung mit nachfolgendem Absterben von Rindenpartien (Tab. 2.11) als Ursache möglich.

Tab. 2.11: Klassifikation des Rindenbrands.

Klasse	Definition
0	kein Rindenbrand
1	geringer Rindenbrand, max. 10 kleine aufgeplatzte Rindenstellen, an den sich die Rinde vom Splint abhebt
2	mittlerer Rindenbrand, zwischen Klasse 1 und 3
3	starker Rindenbrand, der Stamm ist mindestens auf einer Seite bis 8 m Höhe vollständig mit Brandstellen übersät

### 2.2.3.3 Totholzaufnahmen

#### Aufnahmeschwellen

Die Kluppschwelle für stehendes Totholz lag bei 7 cm (6 cm ohne Rinde) BHD. Es wurde eine über dem lebenden Bestand (ab 2 cm) liegende Kluppschwelle gewählt, da das ganz schwache stehende Totholz (2 bis <7 cm mit Rinde) eine sehr kurze Verweildauer als stehendes Totholz hat, die durch die Aufnahme drohte noch weiter verkürzt zu werden. Zudem stellt dieses Totholz durch Ausdifferenzierungsvorgänge in Verjüngungsbereichen in den Wäldern überwiegend keinen Mangel dar.

Liegendes Totholz wurde ab 3 m Länge und einem Durchmesser von 15 cm beginnend am stärkeren Ende bis zu 7 cm (6 cm ohne Rinde) am schwächeren Ende aufgenommen. Die Lage innerhalb des Probekreises wurde ab 5 m Länge eingemessen (siehe unten). Totholzobjekte zwischen 3 und <5 m Länge wurden für die Volumenberechnung vermessen, aber innerhalb des Kreises nicht räumlich erfasst. Zwiesel und Starkäste innerhalb einer liegenden Krone wurden unter Einhaltung der zuvor genannten Kluppschwellen als Einzelobjekte aufgenommen. Stubben wurden ab einem Schnittflächendurchmesser von 15 cm vermessen.

#### Einmessung des stehenden und liegenden Totholzes

Der Mittelpunkt des stehenden Totholzes wurde wie bei den lebenden Baumindividuen über die Entfernung [m, cm] vom Probekreismittelpunkt und den Azimut innerhalb des



Probekreises eingemessen. In geneigten Lagen wurde bei Verwendung eines Maßbandes die ermittelte Entfernung in die Horizontalabstand umgerechnet.

Die Lage von liegendem Totholz wurde durch die Einmessung von zwei Punkten, am dickeren Anfang und am Stammende bzw. der oben genannten Kluppschwelle (7 cm bzw. 6 cm ohne Rinde) beschrieben. Der Standpunkt bzw. die Lage des Totholzes wurde vor allem für vergleichende Folgeaufnahmen erfasst.

### **Baumart**

Angabe der Baumart, sofern anhand des Holzaufbaus im Freiland noch erkennbar.

### **Durchmesser [cm]**

Der Durchmesser des stehenden Totholzes wurde in 1,3 m Höhe bis 19 cm BHD einfach und ab 20 cm BHD kreuzweise gekluppt. Messbesonderheiten siehe KRAMER & AKÇA (1987).

### **Höhe/Länge [m, dm]**

Die Höhe des stehenden Totholzes endet entweder deutlich sichtbar an der Bruchstelle des Stammes oder bei abgestorbenen Bäumen mit Krone am oberen Ende der sichtbaren Kronenäste bzw. -zweige. Wenn ein Stammbruch vorlag bzw. bei der Schnittfläche von Stubben wurde die zu messende Höhe an der Bruchstelle so gewählt, dass das Totholzvolumen nicht überschätzt wird.

Bei liegendem Totholz wurde die Länge vom Anfang des Objektes bis zur oberen Kluppschwelle von 7 cm (6 cm ohne Rinde) gemessen.

### **Lichtverhältnisse**

Die Aufnahme der Lichtverhältnisse am Totholzobjekt folgt der Klassifikation für lebende Baumindividuen, die in Kap. 2.2.3.2.2 beschrieben wurde.

Die Beschreibung des Mikroklimas des Totholzes wird zwar durch die Angabe nur eines Schätzwertes sehr vereinfacht, ermöglicht aber in Verbindung mit der Angabe zum Bodenkontakt des liegenden Holzes (siehe unten) eine gute Übersicht über die mikroklimatische Habitatdiversität des vorhandenen Totholzes.

### **Totholztyp**

Zur groben phänologischen Untergliederung des Totholzes wurden drei Kategorien verwendet:

1. stehendes Totholz,
2. liegendes Totholz,
3. Stubben bis 1,3 m Höhe.

Die von GEHLHAR (1998) vorgeschlagene Unterteilung des liegenden Totholzes in „liegender Baum“ und „liegender Stammteil bzw. Ast“ wurde bei den Freilandaufnahmen zwar berücksichtigt, aber bei der Auswertung zu einer Kategorie zusammengefasst. Die von GEHLHAR (1989) gewählte Kategorie ist zwar „ökologisch sinnvoll“, doch in ihrer Anwendung wurde ein Baum nur dann als „ganzer Baum“ angesprochen, wenn er vollständig im Probekreis lag. Somit wurde Totholz, das zwar einem insgesamt gefallenem Baum angehört, aber nur teilweise im Probekreis lag, als Stammstück einklassifiziert. Für die Berechnung des im Probekreis vorkommenden Totholzes ist diese Methodik verständlich. Die Lebensraumqualität des Totholzes wird aber dadurch nicht berücksichtigt.

### **Bodenkontakt des liegenden Totholzes [%]**

Der Parameter gibt an, wieviel Prozent des liegenden Totholzobjektes den Boden berühren. Durch Bodenkontakt entsteht im Stamm eine intensivere Durchfeuchtung, die nicht nur zu einer schnelleren Zersetzung des Totholzes führt. Holz ohne Bodenkontakt wird nur durch den Niederschlag und die Wasserrückhaltung durch die Oberfläche besie-

delnden Moose durchfeuchtet, wodurch es zu einer anderen Besiedelung und Sukzessionsabfolge von Pilzen und Insekten kommt.

### Totholzzustandstyp des stehenden Totholzes

Die Beschreibung des Totholzzustandstyps unterscheidet sich bei ALBRECHT (1990, 1991), ERDMANN & WILKE (1997) und BECKER (1998) grundlegend. Die verwendeten Inventurmerkmale, die auf stehendes Totholz beschränkt wurden, lehnen sich an die Beschreibung von BECKER (1998) an (Tab. 2.12).

**Tab. 2.12:** Klassifikation der Totholzzustandstypen.

Klasse	Definition
1	Der Baum ist gerade abgestorben, Feinäste sind noch vorhanden.
2	Die Feinäste fehlen weitgehend, Äste >3 cm Durchmesser sind noch zahlreich.
3	Starke Steiläste, Aststümpfe oder Zwiesel sind noch vorhanden.
4	Die Krone des Baumes ist abgebrochen. Der Reststumpf ist mindestens 2 m hoch.
5	Der Reststumpf ist nur 1,3 bis <2 m hoch (Stümpfe unter 1,3 m werden als Stubben aufgenommen).

### Zersetigungsgrad

ALBRECHT (1990) definierte vier Zersetzungsgrade, die heute sehr häufig in der Naturwaldforschung verwendet werden. Um hinsichtlich der xylobionten Sukzessionsabfolge noch differenzierte Aussagen zu ermöglichen, wurden zwei weitere Zersetzungsgrade beschrieben (Tab. 2.13), die nur bei der Aufnahme der Wirtschaftswälder berücksichtigt wurden, da die mecklenburgische Naturwaldforschung ihre Aufnahmen nach ALBRECHT (1990) durchführte.

**Tab. 2.13:** Klassifikation der Zersetzungsgrade.

Klasse	Definition
0	Diesjähriges Totholz (vor allem Stubben und Windwurf), das Holz ist hart, die Rinde ist >95 % vorhanden.
1	Totholz 2-3 Jahre alt, auch der äußere Holzbereich ist überwiegend noch hart.
2	Holz ist angerottet. Das äußere Totholz ist bereits weich, das Holzinne ist noch fest (bei Eiche häufig umgekehrt). Die Rinde ist überwiegend lose und stellenweise abfallend.
3	Holz ist stark angerottet und bis auf Teile des Kerns weich, meist feucht und schwammig. Rinde zum überwiegenden Teil fehlend und/oder in Resten nur lose am Holz anhaftend.
4	Umriss des Totholzobjektes löst sich auf, ist aber noch zu erkennen; weiches Holz, ausge dehnte Braun- oder Weißfäule.
5	Totholzobjekt ist im inneren Bereich stark angerottet (Mulmmaterial) oder ausgehöhlt, meist bei alten Bäumen mit Zwieseln, bei Eichen und manchmal bei alten Stubben.
6	Holz ist fast zu Humus geworden, es ist nur noch eine leicht strukturierte Humusanhäufung erkennbar.

### Rinde [%]

Angabe, wieviel Prozent Rinde noch am Totholz vorhanden ist.

Da lebende Buchenrinde wegen der entstehenden Rauigkeit erst im hohen Alter gut von Moosen besiedelt werden kann, diese Bäume aber selten sind, stellt das Vorkommen des Totholzes mit Rinde vor allem für manche Moosarten eine fast existenzielle Struktur dar. Relativ unzersetztes, bereits entrindetes Totholz kann kaum besiedelt werden. Die Moose auf Totholzirinde ähneln der epiphytischen Ausstattung der Rinde lebender Bäume, während das entrindete Totholz erst mit zunehmender Humusähnlichkeit von typischen (häufigeren) epixylen Moosgesellschaften (PHILIPPI 1965) überzogen werden kann. Auch die Besiedelung mit Holzinsekten und Pilzen verläuft mit bzw. ohne Rinde unterschiedlich

(MÖLLER 1997). Somit ist es möglich, über die Angabe von Berindungsprozenten die Habitatdiversität noch differenzierter zu erfassen.

### Totholznachbarn

Das Absterben von Buchen ohne Einfluss starker Stürme kann natürlicherweise kleinflächig (bis zu 0,4 ha) oder (häufiger) einzelstammweise geschehen (OTTO 1994). Es wurde versucht, diesen Sachverhalt mit der vorgeschlagenen Methode objektiv beschreibbar zu machen.

Kommt in doppelter Länge des betrachteten Totholzobjektes weiteres Totholz eines anderen Baumes vor?     0 = nein

  1 = ja, ein Totholznachbar

  2 = ja, zwei oder mehrere Totholznachbarn

Sägestubben werden nicht berücksichtigt.

### Aufnahme der Stubben

Die Aufnahme der Stubben (Standpunkt, Baumart, Einschätzung der Lichtverhältnisse, Zersetzungsgrad) erfolgte wie beim stehenden und liegenden Totholz beschrieben. Die Höhe und der Durchmesser der Stubben (bis 1,3 m Höhe, darüber als stehendes Totholz kartiert) wurde so ermittelt, dass bei der Volumen- bzw. Mantelberechnung die realen Verhältnisse nicht überschätzt wurden. Zusätzlich wurde der Bewuchs mit Moosen, Flechten und Pilzen grob eingeschätzt (Tab. 2.14).

**Tab. 2.14:** Klassifikation für die summarische Erfassung von Moosen, Flechten und Pilzen auf Stubben.

Die angegebenen Prozente dienen zur Mittelwertberechnung und beziehen sich auf die Stubbenoberfläche (Schnitt- und Seitenfläche).

Parameter	Kategorie 1	Kategorie 2	Kategorie 3
Moose und Flechten	wenig (1 %) - vereinzelt	mittel (25 %) - max. die Hälfte der Oberfläche bedeckt	viel (75 %) - mehr als die Hälfte der Oberfläche bedeckt
Pilze	wenig (0,5 %) - 1-3 Fruchtkörper oder <1 % bedeckt	mittel (2 %) - 4-6 Fruchtkörper oder ≥1-<3 % bedeckt	viel (5 %) - ab 7 Fruchtkörpern oder ≥3 % bedeckt

## 2.2.3.4 Sonderstrukturen an lebenden Bäumen und Totholzstämmen

### 2.2.3.4.1 Klassifizierung der Sonderstrukturen

Die Vielfalt an besonderen Strukturen an Einzelbäumen kann weit über die in der Untersuchung berücksichtigten Strukturen hinausgehen. Es wurde eine Auswahl getroffen, die sich zusammensetzt aus einerseits häufigen (Schürfstellen) oder im Wald leicht bemerkbaren Strukturen (Krebse) und andererseits Strukturen, die für die Ausbildung der typischen Buchenwaldbiozönose Schlüsselfaktoren darstellen können (z. B. Ersatzkronenbäume) (Tab. 2.15).

1. **Zunderschwammbäume:** Bäume, die mit *Fomes fomentarius* befallen sind und an denen Fruchtkörper ausgebildet waren. Weil der Weißfäulepilz neben den Polysacchariden (Cellulose) auch das Lignin und somit das Stützgewebe des Baumes zersetzt, bewirkt er innerhalb weniger (ca. 3-6) Jahre einen Stammbruch des befallenen Baumes. Der Zunderschwamm ist der aspektbestimmende Charakterpilz alter Buchenwälder (MÖLLER 2000).

2. **Baumschwammbäume:** Bäume, die mit Fruchtkörpern von *Fomitopsis pinicola* besiedelt sind. Der Rotrandige Baumschwamm ist ein Wundparasit und Saprophyt an Nadel- und Laubbäumen (JAHN 1990), der als Braunfäulepilz nur den Kohlenhydratanteil des Holzes (z.B. Cellulose), nicht aber das baumstabilisierende Lignin abbaut. Die Lebenserwartung der befallenen Bäume kann deshalb weit über die der Zunderschwamm-Bäume hinausgehen und die Bildung von extrem langlebigen Stammhöhlen ermöglichen.

**Tab. 2.15:** Sonderstrukturen an lebenden und abgestorbenen Bäumen sowie Wurzelteller.

Sonderstruktur	lebender Baum	Totholz
1. Zunderschwammbäume	X	
2. Baumschwammbäume	X	
3. weitere pilzbesiedelte Bäume	X	
4. Teilkronenbrüche	X	
5. Kronenbrüche	X	
6. Zwieselabbrüche	X	
7. Stammbrüche	X	*2
8. Ersatzkronenbäume* <sup>1</sup>		X
9. Blitzrinnen	X	*2
10. Risse und Spalten	X	*2
11. aufgesplitterte Stämme	X	X
12. Höhlenbäume	X	X
13. Höhlenetagen	X	X
14. Bäume mit ausgehöhltem Stamm	X	X
15. Höhlen mit Mulmkörper	X	X
16. Mulmtaschen	X	X
17. Rindentaschen ohne Mulm	X	X
18. Krebsbildungen	X	
19. Schürfstellen	X	
20. Wurzelteller		X

\*<sup>1</sup> Da Ersatzkronenbäume stets zugleich lebend und tot sind, ist die Struktur nicht zu zuordnen.

\*<sup>2</sup> Stammbrüche, Blitzrinnen und Risse & Spalten kommen natürlich auch an Totholz vor, gehören aber nicht zu den Sonderstrukturen, da anhand des Totholzzustandstyps und durch die Zersetzungssukzession diese Strukturen bereits beschrieben werden. Darüber hinaus ist entscheidend, dass die Strukturen und auch entstehende Risse und Spalten am lebenden Baum aufgrund des mindestens in Teilbereichen noch vorhandenen Assimilatstromes und der damit verbundenen Durchfeuchtung des Holzes eine gänzlich vom Totholz verschiedene Habitatstruktur darstellen.

3. **Weitere pilzbesiedelte Bäume:** Alle lebenden Bäume, die erkennbar mit Baumpilzen besiedelt werden (Schiefer Schillerporling *Inonotus obliquus*, Austernseitling *Pleurotus ostratus* usw.). Das Problem dieser Kategorie liegt in dem nicht ganzjährigen Auftreten vieler Fruchtkörper und der daraus folgenden relativen Zufälligkeit der Kartierung in Abhängigkeit vom Kartierzeitpunkt.

4. **Teilkronenbrüche:** <50 % der Krone ist abgebrochen, wobei aber Starkäste 1. Ordnung betroffen sein müssen (erkennbar an der Bruchstelle).

5. **Kronenbrüche:** mindestens 50 % der Krone und Starkäste 1. Ordnung sind abgebrochen.

6. **Zwieselabbrüche:** vollständiger Abbruch eines Zwieselstammes an der Ansatzstelle des Zwiesels (Definition Zwiesel siehe Kap. 2.2.3.2.3).

7. **Stammbrüche:** Die Krone ist durch einen Bruch im Stammbereich vollständig abgebrochen. Beim Stammbruch am lebenden Baum befinden sich unterhalb der Bruchstelle noch Wasserreiser oder kleinere Nebenäste am Stamm, aus denen sich (eventuell) eine Ersatzkrone entwickeln kann. Der Stammbruch am toten oder direkt absterbenden Baum definiert sich über das Fehlen von noch lebensfähigen bzw. blatttragenden Zweigen oder Wasserreisern.

8. **Ersatzkronenbäume:** Bäume, die nach Stammbruch eine Sekundärkrone ausgebildet haben, deren Stammbereich aber schon überwiegend (meist über 80 %) tot ist und sich langsam zersetzt. Der noch lebende Bereich mit Assimilationsstrom und tätigem Kambium bedeckt meist weniger als 1/3 des Stammumfangs.

9. **Blitzrinnen:** mehrere Meter (mindestens 3 m) lange Rinnen am Stamm, in denen der Splint freigelegt ist.

10. **Risse und Spalten:** Riss- oder Spaltenstruktur geht in den Splint hinein und ist mindestens 50 cm am Stamm herablaufend.

11. **Aufgesplitterte Stämme:** Die Aufsplitterung an der Bruchstelle des Stammes führt zur Auffächerung des Stammes in viele mindestens 50 cm lange Splitter.

#### 12. Höhlenbäume

Specht- und Asthöhlen wurden registriert, wobei alle Spechthöhlen von Schwarz-, Grün-, Bunt- (einschl. Mittelspecht) und Kleinspecht sowie Asthöhlen ab 5 cm Öffnungsbreite berücksichtigt wurden. Bei der Ermittlung der Gesamtanzahl von Sonderstrukturen wurde ein Baum mit Höhle(n) unabhängig von der Anzahl der Höhlen als eine Struktur gezählt. (Höhlenetagen siehe Sonderstruktur 13).

#### 13. Höhlenetagen

Es befinden sich mehr als zwei Spechthöhlen übereinander am Stamm, wobei die Himmelsrichtung der Höhlenöffnung keine Rolle spielt. Die Höhlen sind maximal 2 m am Stamm voneinander entfernt. Die Höhlenetagen spielen eine große Rolle als Initiale zur Großhöhlenbildung und besitzen damit eine kartierungswürdige Bedeutung, die über das Vorkommen von mehreren an einem Stamm bzw. an Ästen, aber weit voneinander entfernt gelegenen Höhlen hinausgeht.

#### 14. Bäume mit ausgehöhltem Stamm

Eine röhrenförmige, kaminartige Stammstruktur entwickelt sich nur sehr langsam, z. T. über Jahrzehnte. Im Stamminneren können dabei sehr dauerhafte kleinklimatische Verhältnisse entstehen, auf die sich eine Reihe von Organismen (Pilze, Insekten, Wirbeltiere) spezialisiert haben. Großhöhlen in stark dimensionierten Bäumen sind z. B. als Winterquartier von Fledermäusen nutzbar. DIETZ & FRANK (1994) berichten von einer 140 Jahre alten Rotbuche, in der bis zu 900 Abendsegler *Nyctalus noctula* überwinterten.

Durch einen Höhleneingang am Stammfuß bzw. im bodennahen Stammbereich oder durch Klopfen am Stamm kann eine Großhöhle eindeutig nachgewiesen werden. Im oberen Stammbereich ist dieser Nachweis nur selten möglich.

#### 15. Höhlen mit Mulmkörper

Als Höhle mit Mulmkörper wurden Bäume aufgenommen, in denen Mulmkörper von mindestens 8 dm<sup>3</sup> (Seitenlänge ca. 20 cm) nachweisbar waren.

Mulmkörper erhalten vor allem im unteren Stammbereich eine lange kontinuierliche Substrat- und Nährstoffzufuhr aus höher gelegenen Bereichen des im Abbau begriffenen Baumes (MÖLLER 1991) und können deshalb eine Reihe von angepassten, teilweise sehr seltenen xylobionten Käfern (z. B. Eremit *Osmoderma eremita*) beherbergen.

## 16. Mulmtaschen

An lebenden wie abgestorbenen Bäumen kann sich die Rinde so ablösen ( $\geq 5$  cm breit und  $\geq 2$  cm tief), dass sich hinter der Rinde zersetztes Rindenmaterial mit Resten von Spinnen, Hautflüglern und verschiedenen Käferarten vermengen kann. An dieses nährstoffreiche Kleinhabitat haben sich Arten der Pilzkäfer (*Dermestidae*), der Diebskäfer (*Priidae*) und der seltene Speckkäfer *Dermestes erichsoni* angepasst (MÖLLER 1991).

## 17. Rindentaschen ohne Mulm

Rindentaschen oder Taschen, die sich durch aufgesplittertes Holz bilden und nicht mit Mulmmaterial ausgefüllt sind, stellen eine weitere wichtige Kleinstruktur dar. Die Minimalgröße ist wie bei den Mulmtaschen  $\geq 5$  cm Breite und  $\geq 2$  cm Tiefe. Diese kleinen Taschen können u. a. von nachtaktiven Insekten genutzt werden. Ein Beispiel stellt die Birken-Rindenwanze *Aradus betulae* dar, die auch an Buchen wohl ausschließlich vom Zunderschwamm lebt und abgehobene Rindenbereiche als Tagesversteck nutzt. Darüber hinaus können Rindentaschen ohne Mulm Brutplatz und Versteck für Vögel (z. B. Baumläufer *Certhia spec.*) und einige Fledermausarten (u. a. Mopsfledermaus *Barbastella barbastellus*; MESCHEDÉ & HELLER 2000) sein.

## 18. Krebsbildungen

Als Krebse werden unregelmäßige Anschwellungen an Ästen und Stämmen bezeichnet, die von rindenbewohnenden Pilzen oder Bakterien ausgelöst werden. Die Überwallung abgetöteter Rindenpartien durch den Baum mißlingt, weil auch das Kallusgewebe vom Pathogen besiedelt wird (SCHÜTT et al. 1992).

Die Krebsbildungen wurden bis  $< 20$  cm Baum-BHD ab 5 cm Durchmesser und  $\geq 20$  cm Baum-BHD ab 10 cm Durchmesser kartiert.

## 19. Schürfstellen

Schürfstellen sind nicht überwallbare Rindenstörstellen, die durch am Stamm herabrutschende Bäume entstehen. Dabei spielt es keine Rolle, ob der Baum gefällt oder durch Windwurf geworfen wurde oder als Totholz umfällt. Am Stammfuß entstehen rindenlose Stellen überwiegend durch das Rücken von Bäumen über den Wurzelanlauf eines stehenden Baumes hinweg. Die Schürfstellen stellen wichtige Eintrittsporten für Pilze und nachfolgenden Insektenbefall dar, der meist innerhalb weniger Jahre zu einer Schwächung des Gesamtbaumes führt. Kartiert wurden die Schürfstellen ab einer freien Splintstelle von mindestens 5 cm x 5 cm.

## 20. Wurzelteller

Zusätzlich zu den besonderen Stamm- und Kronenausbildungen wurden aufrecht stehende Wurzelteller registriert, wenn sie mindestens 1,2 m Höhe erreichten.

### 2.2.3.4.2 Sonderstrukturkartierung in Probekreisen

Alle Bäume  $\geq 2$  cm BHD wurden in den Probekreisen hinsichtlich der 20 definierten Sonderstrukturen abgesucht. Nach der ersten Ergebnisübersicht der Probekreisdaten wurde eine erweiterte Strukturkartierung (Kap. 2.2.3.4.3) durchgeführt, um eine mögliche Unterrepräsentanz von vor allem im Wirtschaftswald seltenen Strukturen zu vermeiden. Die zugrunde liegende Vermutung war, dass aufgrund der Seltenheit und der eventuell eher geklumpten Verteilung von besonderen Wuchsformen vor allem größere Strukturentwicklungen, wie *S7 Stammbrüche am lebenden Baum* oder *S8 Ersatzkronenbäume*, durch die Probekreise nicht repräsentativ erfasst werden können.

### 2.2.3.4.3 Großflächige Sonderstrukturkartierung

Nach einem Testlauf von mehreren Hektar in der Referenzfläche *Fauler Ort r3* war deutlich, dass eine so große und konstante Fülle von Sonderstrukturen vorkommt (siehe Ergebnisse Kap. 3.1.4), dass eine Aufnahme von nur jeweils fünf Hektar in den Referenzflächen ein realistisches Ergebnis der Strukturausstattung ermöglicht. In den Wirtschaftswäldern wurden 10 ha nach Sonderstrukturen abgesucht. Es wurden ein Hektar große Quadrate innerhalb des Gitternetzes zufällig ausgesucht; Randbereiche und Raster mit größeren Mooren wurden nicht kartiert.

Die bereits häufig und damit hinreichend kartierten Sonderstrukturen der Probekreise wurden nicht mehr berücksichtigt (*S16 Mulmtaschen*, *S17 Rindentaschen ohne Mulm*, *S18 Krebsbildungen* und *S19 Schürfstellen*). Die Sonderstrukturen *S4 Teilkronenbrüche* und *S9 Blitzrinnen* wurden ebenfalls nicht mehr aufgenommen, da sie bei der großflächigen Kartierung teilweise leicht zu übersehen sind.

Insgesamt wurden drei langfristig nicht bewirtschaftete Referenzflächen (*Serrahn r1*, *Heilige Hallen r2*, *Fauler Ort r3*), eine seit 11 Jahren nicht bewirtschaftete Fläche (*Grumsin-West k2*) und sieben Wirtschaftswälder (*Lüttenhagen w1*, *Feldberg w2*, *Brüsenwalde w5*, *Temmen w7*, *Melzow w9*, *Schwarzes Loch w10* und *Chorin w12*) aufgenommen. In *Brüsenwalde w5* konnten wegen der geringen Gitternetzgröße nur 5 ha kartiert werden.

Das Vorhandensein einer der aufgelisteten 13 Strukturen (Tab. 2.16) führte zur Aufnahme des entsprechenden Baumindividuums.

**Tab. 2.16:** Einstiegsstrukturen der großflächigen Sonderstrukturkartierung.

Definitionen siehe Kap. 2.2.3.4.1

Sonderstruktur	Kluppschwelle (BHD in cm)
Zunderschwammbäume	ab 40
Baumschwammbäume	ab 40
weitere pilzbesiedelte Bäume	ab 40
Kronenbrüche	ab 40
Zwieselabbrüche	ab 40
Stammbrüche	ab 20
Ersatzkronenbäume	ab 40
Risse & Spalten	ab 2 m Länge und 20 cm Breite
Höhlenbäume, (drei kleinere Spechthöhlen oder eine Schwarzspechthöhle oder eine andere Großhöhle mit Eingang >20 cm)	keine Kluppschwelle
Höhlenetagen	keine Kluppschwelle
Bäume mit ausgehöhltem Stamm	ab 40 cm
Höhlen mit Mulmkörper: ab 20 cm x 20cm x 20 cm	keine Kluppschwelle
Wurzelteller	ab 120 cm Höhe

## 2.2.4 Vegetationsaufnahmen

### 2.2.4.1 Kraut- und Strauchschicht

Die Aufnahme der Kraut- und Strauchschicht erfolgte 1999 bis 2001 in den verpflockten Probekreisen in einem Radius von 10 m (314 m<sup>2</sup>) nach der Aufnahmemethodik von BRAUN-BLANQUET (1964). Allerdings wurden die Deckungsgrade in den Kategorien r, +, 1 %, 2 % ... bis 5 %, ab 10 % in 10%-Stufen anhand von Schätztafeln aufgenommen. Bei der Berechnung von Ähnlichkeiten und Indizes wurde die Kategorie „r“ als 0,01 % und „+“ als 0,5 % gesetzt.

Die mittleren Zeigerwerte nach ELLENBERG (1992) wurden für jede Untersuchungsfläche sowohl unter Berücksichtigung der Deckungsgrade (gewichtet) als auch ohne diese (un-gewichtet) errechnet. Für die Zeigerwertermittlung wurden die Arten und Deckungsgrade der Strauch- und Krautschicht zusammengefasst. Darüber hinaus wurde analysiert, ob Zeigerarten für einzelne Standortparameter in den UF vorkommen. Für beide - die Berechnung der Zeigerwerte und die Analyse der Zeigerarten - wurde die digitale Version der Zeigerwerte (Scripta Geobotanica XVIII, Firma Goltze Druck) verwendet. Die Datenbanken wurden so umformatiert, dass sie in das Vegetationsanalyseprogramm sort 4.0 von ACKERMANN & DURKA (1998) eingelesen und zur Berechnung der mittleren Zeigerwerte verwendet werden konnten.

### 2.2.4.2 Moossynusien

#### 2.2.4.2.1. Moosaufnahmen

Im Sommer und Herbst 2001 wurden in 6 Wirtschaftswäldern und den drei Referenzflächen *Serrahn r1*, *Heilige Hallen r2* und *Fauler Ort r3* ebenfalls in 314 m<sup>2</sup> großen Probekreisen (r = 10 m) Erhebungen der epigäischen, epixylen, epilithischen und epiphytischen Moose durchgeführt. Dabei wurden die Moose differenziert nach ihrem Vorkommen auf Mineralboden, Totholz, Stubben, Steinen (meist Findlinge) und bei stehenden Bäumen vom Wurzelanlauf bis zur Sicht- bzw. Greifhöhe (2,5 m) den Stamm hinauf kartiert. Die Moosarten wurden bestimmt und ihr Deckungsgrad auf den jeweiligen Kompartimenten geschätzt. Dazu wurden bis zu einer Deckung von 1 % = 3,14 m<sup>2</sup> aufsteigende, quantitative Flächenklassen gewählt (Tab. 2.17).

**Tab. 2.17:** Deckungsgradklassen zur quantitativen Schätzung von Moosvorkommen.

Eine Seitenlänge von 170 cm x 170 cm entspricht ~1 Prozent einer Probekreisfläche. Darüber hinausgehende Deckungen wurden in 0,5 Prozentschritten geschätzt.

Klasse	Seitenlänge in cm	Fläche in m <sup>2</sup>
0	5 x 5	0,0025
1	10 x 10	0,01
2	20 x 20	0,04
3	30 x 30	0,09
4	40 x 40	0,16
5	50 x 50	0,25
6	60 x 60	0,36
7	70 x 70	0,49
8	80 x 80	0,64
9	90 x 90	0,81
10	100 x 100	1,00
11	110 x 110	1,21
	..... bis	
16	160 x 160	2,56



Die Angabe der Seitenlänge dient zur Erleichterung des Schätzens. Zum Beispiel wird die Fläche aller von *Hypnum cupressiforme* besiedelten Wurzelanläufe im Geiste zu einem Quadrat addiert und entsprechend der Flächengröße einer Deckungsgradklasse zugeordnet.

Neben der qualitativen und quantitativen Aufnahme wurde für jeden Probekreis das am Baumanlauf höchstgelegene Vorkommen der Moose [cm] notiert. Der Moosbesatz musste vom unteren Wurzelanlauf bis zur maximal angegebene Höhe in einer - wenngleich nur lockeren - Verbindung stehen. Das heißt, bei einem Moosvorkommen beschränkt auf den Stammanlauf und einem weiteren im Zwiesel eines Baumes in mehreren Meter Höhe wurde nur das Vorkommen am Stammanlauf berücksichtigt.



**Abb. 2.4:** Mit Moospolstern überzogenes liegendes Totholz und moosbewachsene Stammanläufe (Foto M. FLADE).

#### 2.2.4.2.2 Berechnung der für Moose besiedelbaren Substratoberflächen

Bei der Berechnung der besiedelbaren Substratoberflächen wurden der Waldboden, die Stein-, Stubben-, Totholz- und Rindenoberfläche der Stammanläufe der stehenden lebenden und toten Bäume bis 2,5 m Höhe berechnet. Da stehendes Totholz im unteren Stammbereich noch lange berindet ist, wurde die Rindenoberfläche der lebenden Bäume und des stehenden Totholzes zusammengefasst.

##### a. Berechnung der Waldbodenoberfläche eines Probekreises

Von der potenziell besiedelbaren Waldbodenoberfläche in einem Probekreis von 314 m<sup>2</sup> wurden die Grundflächen der im Kreis vorkommenden stehenden Bäume, des liegenden Totholzes, der Stubben und der Steine abgezogen.

Die Holzgrundfläche wurde anhand der im Probekreis gekluppten Einzelbäume erfasst.

$$\text{Holzgrundfläche [cm}^2\text{]} = \sum_1^n \pi \frac{d_n^2}{4}$$

n: Anzahl der Bäume im Probekreis,

d: Baumdurchmesser in 1,3 m Höhe [cm]

Nach derselben Formel wurde die Stein- und die Stubbengrundfläche berechnet. Wobei für die Stubben der mittlere Durchmesser verwendet wurde. Für die Steine, die nicht ein-

zeln vermessen wurden, wurde ein realistischer mittlerer Durchmesser von 50 cm angenommen.

$$\text{Grundfläche des liegenden Totholzes [cm}^2\text{]} = \sum_1^n d * l$$

d: Mitteldurchmesser des Objektes [cm]

l: Länge des liegenden Stammes [cm]

#### b. Berechnung der Stubbenoberfläche ( $M_{\text{Stu}}$ )

$$M_{\text{Stu}} [\text{cm}^2] = \sum_1^n \pi * d * h + (\pi * r^2)$$

d: Stubbdurchmesser [cm]

h: Stubbenhöhe [cm]

r: Radius des Stubbens

#### c. Berechnung der Oberfläche des liegenden Totholzes ( $M_{\text{IT}}$ )

Es wurde die obere Hälfte des liegenden Stammes berechnet.

$$M_{\text{IT}} [\text{cm}^2] = \sum_1^n \frac{\pi * d * l}{2}$$

d: Mitteldurchmesser des Objektes [cm]

l: Länge des Stammes [cm]

#### d. Berechnung der Steinoberfläche ( $M_{\text{St}}$ )

Da der Durchmesser der Steine nicht aufgenommen wurde, wird von einem mittleren Radius von 25 cm und einer Kugelform ausgegangen. Besiedelbar ist nur die obere Hälfte des Steines.

$$M_{\text{St}} [\text{cm}^2] = \sum_1^n 2\pi * r^2$$

r: Radius des Steines

#### e. Berechnung der Rindenoberfläche der stehenden Bäume ( $M_{\text{B}}$ )

Zur Berechnung der besiedelbaren Oberfläche werden der mittlere BHD und eine Stammhöhe bis 2,5 m über Grund angenommen.

$$M_{\text{B}} [\text{cm}^2] = \sum_1^n \pi * d * 2,5m$$

d: mittlerer BHD

### **2.2.5 Laufkäfererfassung**

Entgegen den umfangreichen eigenen methodischen Erweiterungen im strukturellen und bryologischen Bereich wurde für die Erfassung der Carabiden eine etablierte Standardmethode mit Barberfallen (BARBER 1931) angewendet. Die Öffnungsweite der Fanggläser betrug 9,2 cm, und die 2-3 cm über dem ebenerdig eingelassenen Fangglas aufgestellten Dächer bestanden aus einem Metallblech. Als Fangflüssigkeit wurde Ethylenglykol verwendet, da es einerseits keine Anlockwirkung für Carabiden besitzen soll (MÜHLENBERG 1993) und andererseits für größere Tiere (vor allem Wildschweine), die die Fallen ausgraben und leeren können, nur eine geringe Schädigung (abführende Wirkung) nachgewiesen wurde.

Innerhalb einer Untersuchungsfläche (Probekreise sowie Kernflächen) wurden jeweils fünf Fallen installiert, wobei strukturell unterschiedliche Bereiche vom dichten Bestand bis zur Lücke als Fangplätze gewählt wurden. Die Barberfallen wurden im Frühjahr mit Beginn der Vegetationsperiode ausgebracht und bis in den Herbst hinein 15mal in zweiwöchigem Abstand kontrolliert und geleert.

Die Carabidenuntersuchungen umfassen 15 Untersuchungsflächen (Tab. 2.18). Sieben Flächen wurden zwischen 1999 und 2001 zweifach befangen. Nur in der Untersuchungsfläche *Chorin* wurden in zwei aufeinanderfolgenden Vegetationsperioden jeweils 10 Fallen fängisch in den Boden eingelassen. Diese erhöhte Fallenzahl und die Wiederholungsaufnahmen dienten zur Kontrolle der Vollständigkeit des Artenspektrums und der Erfassung der Variabilität der Fänge in verschiedenen Jahren.

**Tab. 2.18:** Übersicht über die Carabidenuntersuchungen in den verschiedenen Untersuchungsflächen und -jahren (1999-2001).

Untersuchungsfläche	1999	2000	2001
<b>Wirtschaftswälder</b>			
<i>w1 Lüttenhagen</i>		X	
<i>w2 Feldberg</i>			
<i>w3 Thomsdorf</i>			
<i>w4 Haussee</i>	X	X	
<i>w5 Brüsenwalde</i>	X	X	
<i>w6 Klaushagen</i>			
<i>w7 Temmen</i>		X	
<i>w8 Suckow</i>			
<i>w9 Melzow</i>	X	X	
<i>w10 Schwarzes Loch</i>	X		X
<i>w11 Senftenthal</i>		X	
<i>w12 Chorin</i>		X	X
<i>w13 Eberswalde</i>			X
<b>Referenzflächen &lt;20 Jahre unbewirtschaftet</b>			
<i>k1 Stechlin</i>			X
<i>k2 Grumsin-West</i>			
<i>k3 Grumsin-Ost</i>			X
<i>k4 Heilige Hallen, Erweiterungsgebiet</i>			
<b>Referenzflächen &gt;50 Jahre unbewirtschaftet</b>			
<i>r1 Serrahn</i>		X	X
<i>r2 Heilige Hallen</i>		X	X
<i>r3 Fauler Ort</i>	X	X	

Für die Berechnung der **Biomasse der Carabiden** wurden die Angaben von SCHULTZ (1997) und STEGNER (1999) verwendet, wobei die Gewichtsangaben von STEGNER (1999) nur verwendet wurden, wenn bei SCHULTZ (1997) für eine Art keine Angabe vorhanden war.

Zur Einschätzung der **Lichtverhältnisse an den Fallenstandorten** wurde eine fünfstufige Skala verwendet, die die Schätzwerte 1: sehr hell, 2: hell, 3: durchschnittlich, 4: dunkel und 5: sehr dunkel umfasste.

Lichtverhältnisse können entweder direkt mit einem Lichtmesser (z. B. PAR-Sensor) gemessen oder durch den Untersucher grob eingeschätzt werden, was aufgrund der subjektiven Beurteilung natürlich zu einer größeren Ungenauigkeit führt. Dennoch wurden die Lichtverhältnisse an den Standpunkten der Barberfallen in der überschaubaren fünfstufigen

gen Skala eingeschätzt. Da Lichtmessungen nur oberhalb der Krautschicht durchgeführt werden können (nur mit sehr großem Aufwand sind repräsentative Messung direkt am Boden möglich), würden Sensor-Messungen trotz der Messgenauigkeit einen bedeutenden Informationsmangel aufweisen: Wenn die Laufkäferaktivität von den Lichtverhältnissen direkt oder, was wahrscheinlicher ist, indirekt über die Veränderung der Bodenfeuchte und des Temperaturverlaufs der bodennahen Luft- und Bodenschicht beeinflusst wird, spielt die Ausbildung der bodennahen Vegetation eine wichtige Rolle. Vor allem Gräser wie *Calamagrostis epigeios* und *Rubus*-Arten verändern die Lichtverhältnisse am Boden und innerhalb der Vegetationsperiode kontinuierlich. Messwerte würden entweder nur eine punktuelle Momentaufnahme abbilden oder müssten in höherer Dichte über einen längeren Zeitraum erhoben werden, was im Rahmen der Untersuchung nicht leistbar war und auch nicht notwendig erschien. Die vorgenommene Lichtschätzung kann auch als Aggregation der Werte zur Schichtung - deren Deckungsgrade in vier Höhenstufen (5, >5 bis 10, >10 bis 20, >20 m) auch einzeln aufgenommen wurden - und der Bedeckung durch krautige Pflanzen (Deckungsgrad) verstanden werden. Zusätzlich wurde die Baumverjüngung (bis 2 m) ebenfalls in einer fünfstufigen Skala geschätzt, um testen zu können, ob die „bodennahe“ Verjüngungsdichte einen Einfluss auf die Fangzahlen (Laufkäfer-Aktivität) besitzt.

Die Carabidenfänge wurden schließlich mit den geschätzten Licht- und Deckungswerten auf Probekreisniveau korreliert (Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman), wobei nur signifikante Korrelationen von Arten mit mindestens 10 gefangenen Individuen berücksichtigt wurden.

## 2.3 Nutzungsintensitäten, statistische Verfahren und Indizes

### 2.3.1 Ableitung von Nutzungsintensitäten in Wirtschaftswäldern

Für eine Interpretation eines Waldzustandes ist nicht nur das aktuelle Erscheinungsbild, sondern auch die Bestandesgeschichte von Bedeutung. Im Verlauf des F+E-Vorhabens (Kap. 1.3) erfolgten daher detaillierte Recherchen zur Bestandesgeschichte der Wirtschaftswälder, die überwiegend von SCHUMACHER (2004) durchgeführt wurden. Wichtige Informationsquellen waren Aussagen der zuständigen Forstbediensteten, Daten aus der Forsteinrichtung und Veröffentlichungen. Die Nutzung wurde so weit wie möglich zurückverfolgt, wobei die Zeitspanne, für die detaillierte Nutzungsdaten vorliegen, mit nur 9 (*Feldberg w2*) bis immerhin 56 (*Senftenthal w11*) Jahren sehr unterschiedlich ist (Tab. 2.19).

**Tab. 2.19:** Stand der Recherchen zur Nutzungsgeschichte der Wirtschaftswälder.

Untersuchungsfläche	Nutzungsdaten liegen vor ab (Jahr)
w1 Lüttenhagen	1970
w2 Feldberg	1992
w3 Thomsdorf	1980
w4 Haussee	1972 m. Unterbrechungen
w5 Brüsenwalde	nein
w6 Klaushagen	1980 m. Unterbrechungen
w7 Temmen	1986
w8 Suckow	1986
w9 Melzow	nein
w10 Schwarzes Loch	1978
w11 Senftenthal	1947
w12 Chorin	1965
w13 Eberswalde	1971

Ein grober Nutzungsgradient der UF ergibt sich für die letzten Jahrzehnte durch die einfache Unterscheidung zwischen Wirtschaftswäldern, kurzfristig (<20 Jahre) und langfristig (>50 Jahre) unbewirtschafteten Referenzflächen (Kap. 2.1.2), wobei angenommen wird, dass mit zunehmender Dauer des Nutzungsverzichts die anthropogenen Veränderungen langsam ausgeglichen oder zumindest in Folge unbeeinflusster Walddynamik in einen naturnäheren Zustand gewandelt werden.

Über die Bildung eines Nutzungsgradienten innerhalb der Wirtschaftswälder soll darüber hinaus analysiert werden, welchen unterschiedlichen Einfluss die Bewirtschaftung auf die untersuchte Bestandesstruktur, Vegetation und Carabiden hat.

Es gibt bisher keinen anerkannten Ansatz bzw. keine (messbaren) Kriterien für die Nutzungsintensität von Wirtschaftswäldern. Seit der Etablierung von Naturwaldreservaten gibt es zahlreiche Arbeiten, die Referenz- mit Wirtschaftsflächen (u. a. ABS et al. 1999, KÖHLER 1996, SCHULZ 1996, DETSCH 1999, TABAKU 2000, HÄRDTLE et al. 2001) vergleichen, doch wird dies meist als einfacher Paarvergleich durchgeführt. Für solch einen Vergleich wird keine Abstufung der Nutzungsintensität vorgenommen, sondern die Nutzungsverhältnisse gehen einzig aus der Nutzung bzw. Nichtnutzung hervor. Ein weiterer in den letzten Jahren häufig verwandter Gradient zur Beschreibung der Ökosystemveränderung ist eine Abfolge von naturfernen zu naturnäheren Beständen (z. B. DENNER et al. 2002, SCHMIDT, P. A. 2004), wobei teilweise nur die Baumartenzusammensetzung als Naturnäheparameter berücksichtigt wird (z. B. DETSCH 1999). Darüber hinausgehende Differenzierungen stellen häufig keinen Gradienten, sondern eine Gegenüberstellung verschiedener Bewirtschaftungsprinzipien (LEDERER et al. 1997) dar, oder der Nutzungsgradient umfasst lange Zeiträume von mehreren Jahrhunderten (SCHAAL 1994, WULF & KELM 1994, SCHNEIDER 1999).

In der hier vorliegenden Arbeit wird bei der Differenzierung von bereits relativ naturnahen Buchenwirtschaftswäldern angesetzt, weshalb eine möglichst feine Bewirtschaftungsdifferenzierung benötigt wird. Die Bewirtschaftungsintensität wurde anhand von vier Schritten ermittelt:

- 1) Faktoren für die Nutzung festlegen und beschreiben;
- 2) Bewertungsskala für die Faktoren aufstellen und ungewichtete Nutzungsintensitäten berechnen;
- 3) Gewichtung für die Faktoren in Abhängigkeit von den betrachteten biotischen Parametern (Carabiden, Vegetation, Struktur) festlegen;
- 4) errechnete Werte der Nutzungsintensitäten klassifizieren, um als Endergebnis Bewirtschaftungsklassen zu erhalten.

## 1) Faktoren der Nutzung

Fünf Faktoren wurden gewählt, um die Veränderung eines bewirtschafteten Buchenwaldes näher zu beschreiben:

- a. Bodenbearbeitung;
- b. entnommene Holzmenge [ $\text{m}^3/\text{ha}/\text{Jahr}$ ];
- c. Eingriffshäufigkeit [Anzahl/10 Jahre];
- d. Hiebsarten;
- e. Verbiss der Verjüngung.

a. Bodenbearbeitungen verändern längerfristig nicht nur den Stoff- und Wasserhaushalt der Bestände sowie die bodennahe Luft- und Bodentemperatur, sondern auch den Raumwiderstand für am Boden lebende Arten (z. B. Carabiden). Der Einfluss entsteht durch die Strukturveränderung des Auflagehorizontes, aber auch durch die der Bodenbearbeitung nachfolgende Veränderung der Bodenvegetation durch veränderte Konkurrenzverhältnisse und Aktivierung der Samenbank (ABS et al. 1999 und MAYER 2002).

b. und c. Wichtig erscheint die Erfassung der zeitlichen Intensität anhand der Nutzungsmenge und der Eingriffshäufigkeit in die Bestände. Da unbekannt ist, ob die junge Vergangenheit (10 Jahre) eine größere Auswirkung auf die Biozönose hat als eine Betrachtung von mehreren Jahrzehnten, wurden die Holznutzung [ $\text{m}^3/\text{ha}/\text{Jahr}$ ] und die Eingriffshäufigkeit [Anzahl/10 Jahre] in zweifacher Weise berechnet: 1. anhand der gesamten vorliegenden, aber unterschiedliche Zeitspannen umfassenden Nutzungsdaten (Tab. 2.20 b1 und c1) und 2. anhand der Daten der letzten 10 Jahre (Tab. 2.20 b2 und c2), um einen Fokus auf die jüngste Bewirtschaftungsgeschichte zu werfen, aber auch, um die Daten zu harmonisieren.

d. Die Hiebsarten (Tab. 2.20) wurden als Faktor aufgenommen, da sie großen Einfluss auf die vorhandene Bestandesstruktur und die sich daran anpassende Fauna und Flora des Buchenwaldes haben. Die Hiebsart spiegelt auch die Kontinuität des Waldes insgesamt (z. B. kein Kahlschlag) und von einzelnen Kompartimenten (z. B. Altbestands- oder Verjüngungsbereiche) wider.

e. Der Verbissdruck steht stellvertretend für die Art und Weise der Wildbewirtschaftung und repräsentiert den Stellenwert der Hege im Vergleich zur Holznutzung. Ein hoher Verbiss hat Einfluss auf die Baumartenzusammensetzung und auf die Bestandesstruktur, da die vorhandene Verjüngung durch Verbiss entweder wieder abstirbt oder länger in dem Verbissbereich verharren muss. Beides bewirkt eine geringere Strukturierung des Bestandes.

**Tab. 2.20:** Werte der Nutzungsfaktoren für die Wirtschaftswälder.

Untersuchungsfläche	Bodenbearbeitung	Holznutzung [ $\text{m}^3/\text{ha}/\text{Jahr}$ ], insgesamt	Holznutzungsmenge [ $\text{m}^3/\text{ha}/\text{Jahr}$ ], letzte Dekade	Eingriffe/10 Jahre, insgesamt	Eingriffe/10 Jahre, letzte Dekade	Hiebsarten	Verbiss [%]
w1 Lüttenhagen	ja	6,8	3,5	5,3	6	Schirm- und Femelschlag	74
w2 Feldberg		3,9	3,9	3,0	3	„Pflegehieb, Altdurchforstung“	43
w3 Thomsdorf	ja	3,2	0,9	6,7	5	„Altdurchforstung“	66
w4 Haussee	ja	3,2	5,2	3,3	5	Großschirmschlag	55
w5 Brüsenwalde	ja	keine Daten				Femelschlag	26
w6 Klaushagen	ja	2,7	2,0	4,3	2	Großschirmschlag	74
w7 Temmen	ja	4,7	4,2	8,8	10	Femelschlag	43
w8 Suckow	ja	7,8	7,4	10,0	10	Schirm- und Femelschlag	55
w9 Melzow	ja	keine Daten			4	Großschirm- und Femelschlag	25
w10 Schwarzes Loch	nein	5,5	2,3	4,0	4	Femelschlag und Plenterung	32
w11 Senftenthal	nein	4,3	6,9	7,0	7	Femel- und Schirmschlag	54
w12 Chorin	ja	5,6	2,7	5,0	5	Femel- und Schirmschlag	52
w13 Eberswalde	ja	8,7	2,7	3,0	3	kein definiertes Verfahren	30

## 2) Bewertungsskala für die Faktoren und ungewichtete Nutzungsintensität

Die Bewertungsskala reicht von 1 *niedrig* bis 3 *hoch*, wobei die Bodenbearbeitung nur die Klassen 1 (keine Bodenbearbeitung) und 3 (Bodenbearbeitung vorhanden) umfasst. Die

Einteilung der Holznutzungsmengen erfolgte nach der Ertragstafel von SCHOBER (1978) für die Buche. Die Untersuchungsflächen wurden anhand der Zuordnung zum Waldmeister-Buchenwald bzw. dem bodensauren Hainsimsen-Buchenwald (Tab. 3.25) pauschal den Ertragsklassen II bzw. III zugeordnet. Es wurde der jährliche durchschnittliche Zuwachs eines 130-jährigen Bestandes der Ertragstafel entnommen, wobei die angegebenen 8,6 m<sup>3</sup> (II. Ekl.) bzw. 7,1 m<sup>3</sup> (III. Ekl.) laufender jährlicher Zuwachs jeweils die Klassenobergrenze der mittleren Nutzungsmenge darstellen (Tab. 2.21).

**Tab. 2.21:** Bewertungsskala für die Nutzungsfaktoren.

Ekl: Ertragsklasse nach Schober (1978)

Faktoren	Bewertung		
	niedrig =1	mittel =2	hoch =3
a. Bodenbearbeitung	keine		vorhanden
b1. Holznutzungsmenge [m <sup>3</sup> /ha/Jahr]	Ekl. II 0–4,3 Ekl. III 0–3,55	Ekl. II >4,3–8,6 Ekl. III >3,55–7,1	Ekl. II >8,6 Ekl. III >7,1
c1. Eingriffshäufigkeit [Anzahl/10 Jahre]	0–3 Eingriffe	4–6 Eingriffe	7–10 Eingriffe
b2. Holznutzungsmenge [m <sup>3</sup> /ha/Jahr], letzte Dekade	wie b1	wie b1	wie b1
c2. Eingriffshäufigkeit [Anzahl/10 Jahre], letzte Dekade	wie c1	wie c1	wie c1
d. Hiebsarten	Pflegehieb, Altdurchforstung, Kombination Femelschlag-Plenterung	Kombination Femel- und Schirmschlag, kein definiertes Verfahren	Großschirm-schlag
e. Verbiss	<25 %	25-<40 %	≥40 %

**Tab. 2.22:** Klassifizierte Werte der Nutzungsfaktoren für die Wirtschaftswälder und die ungewichteten Intensitäten 1 (gesamte Nutzungsdaten) und 2 (Nutzungsdaten der letzten 10 Jahre, grau hinterlegt); \*<sup>1</sup> da für Feldberg keine Daten zur Bodenbearbeitung vorlagen, wird angenommen, dass es keine Bodenbearbeitung gegeben hat.

Untersuchungsfläche	Bodenbearbeitung	Holznutzung [m <sup>3</sup> /ha/Jahr] insgesamt	Holznutzungsmenge [m <sup>3</sup> /ha/Jahr], letzte Dekade	Eingriffshäufigkeit pro 10 Jahre insgesamt	Eingriffshäufigkeit [Anzahl pro 10 Jahre], letzte Dekade	Hiebsarten	Verbiss	Intensität 1 ungewichtet	Intensität 2 ungewichtet
w1 Lüttenhagen	3	2	1	2	2	2	3	12	11
w2 Feldberg	1* <sup>1</sup>	1	1	1	1	1	3	7	7
w3 Thomsdorf	3	1	1	3	2	1	3	11	10
w4 Haussee	3	1	2	1	2	3	3	11	13
w5 Bräusenwalde	3					2	2		
w6 Klaushagen	3	1	1	2	1	3	3	10	11
w7 Temmen	3	2	1	3	3	2	3	13	12
w8 Suckow	3	2	2	3	3	2	3	13	13
w9 Melzow	3					2	2		
w10 Schwarzes Loch	1	2	1	2	2	1	2	8	7
w11 Senftenthal	1	1	2	3	3	2	3	10	11
w12 Chorin	3	2	1	3	2	2	3	13	11
w13 Eberswalde	3	3	1	2	1	2	2	12	9

Für die Beurteilung des Verbisses wurden die im Rahmen des Projektes erhobenen Verjüngungsdaten genutzt. Es wurde nur der Verbiss der Pflanzen zwischen 20 und 200 cm Höhe berücksichtigt.

Die sich aus der Klassifizierung ergebenden Werte der Nutzungsfaktoren (Tab. 2.22) wurden ungewichtet als Intensität 1 (gesamte Nutzungsdaten) und Intensität 2 (Nutzungsdaten der letzten 10 Jahre) aufsummiert. Diese ungewichteten Nutzungsintensitäten wurden zur Erstellung von Korrelationskoeffizienten zwischen Nutzungsintensität und biotischen Faktoren verwendet.

### 3) Gewichtungsfaktoren für die Nutzungsintensitäten in Abhängigkeit von den betrachteten biotischen Parametern

Die ungewichteten Nutzungsintensitäten berücksichtigen die unterschiedliche Bedeutung bzw. den Grad der Auswirkung auf die untersuchten biotischen Parameter nicht. Anhand des vermuteten Gesamteinflusses auf die Carabiden, Vegetation und Bestandesstruktur wurden für die sieben Nutzungsfaktoren Gewichtungsfaktoren (1: schwacher, 2: mittlerer und 3: hoher Einfluss) festgelegt (Tab. 2.23).

**Tab. 2.23:** Gewichtungsfaktoren.

Faktoren	Carabiden	Vegetation	Struktur
a. Bodenbearbeitung	3	3	1
b1. Holznutzungsmenge [m <sup>3</sup> /ha/Jahr]	2	1	3
c1. Eingriffshäufigkeit [Anzahl/10 Jahre]	2	1	3
b2. Holznutzungsmenge [m <sup>3</sup> /ha/Jahr], letzte Dekade	2	2	3
c2. Eingriffshäufigkeit [Anzahl/10 Jahre], letzte Dekade	2	2	3
d. Hiebsarten	2	3	3
e. Verbiss	1	2	2

### 4) Nutzungsintensitäten zweiten Grades (gewichtet)

Die Werte der aufsummierten, gewichteten Faktoren wurden in vier Klassen eingeteilt (0-9 Punkte = 1, 10-19 = 2, 20-29 = 3 und  $\geq 30 = 4$ ), so dass eine hohe Zahl eine hohe durchschnittliche Nutzung darstellt. Durch die komplexe Herleitung ergibt sich eine Vielzahl von Nutzungsgradienten (Tab. 2.24), die in sich meist relativ differenziert sind, wobei aber kein Gradient die Wertespanne von 1 bis 4 umfasst. Nur die ermittelten Nutzungsintensitäten für Carabiden bezogen auf die letzten 10 Jahre lieferten kein differenziertes Ergebnis (fast alle Werte = 3). Entweder sind die Gewichtungen nicht passend gewählt oder die Wirtschaftswälder sind tatsächlich für die Carabiden ähnlich geeignet. Vorhandene Unterschiede müssten dann von anderen Faktoren bzw. durch die Betrachtung eines anderen Zeithorizontes erklärt werden.



**Tab. 2.24:** Gewichtete Nutzungsintensitäten (für *Brüsenwalde w5* und *Melzow w9* konnten aufgrund fehlender Nutzungsdaten keine Nutzungsintensitäten berechnet werden).

UF	Daten der letzten 10 Jahre						alle historische Daten					
	Gewichtung						Gewichtung					
	aufsummiert			klassifiziert			aufsummiert			klassifiziert		
	Carabiden	Vegetation	Struktur	Carabiden	Vegetation	Struktur	Carabiden	Vegetation	Struktur	Carabiden	Vegetation	Struktur
w1 <i>Lüttenhagen</i>	13	27	24	2	3	3	22	27	24	3	3	3
w2 <i>Feldberg</i>	9	16	16	1	2	2	12	16	16	2	2	2
w3 <i>Thomsdorf</i>	11	24	21	2	3	3	20	24	21	3	3	3
w4 <i>Haussee</i>	17	32	33	2	4	4	26	32	30	3	4	4
w6 <i>Klaushagen</i>	13	28	24	2	3	3	22	28	24	3	3	3
w7 <i>Temmen</i>	15	29	27	2	3	3	24	29	27	3	3	2
w8 <i>Suckow</i>	17	31	30	2	4	4	26	31	30	3	4	4
w10 <i>Schwarzes Loch</i>	10	16	17	2	2	2	13	16	17	2	2	2
w11 <i>Senftenthal</i>	17	25	28	2	3	3	20	25	28	3	3	4
w12 <i>Chorin</i>	13	27	24	2	3	3	22	27	24	3	3	3
w13 <i>Eberswalde</i>	10	23	19	2	3	2	19	23	19	3	3	2

### 2.3.2 Statistische Verfahren und Ermittlung von Indizes

1. Der Kolmogorov-Smirnov-Test wurde zur Überprüfung von Datenreihen auf Normalverteilung verwendet.
2. Zur Ermittlung von statistisch abgesicherten Unterschieden wurde der U-Test nach Mann & Whitney verwendet, da die Daten nach dem Kolmogorov-Smirnov-Test meist nicht normalverteilt und/oder ordinal skaliert waren.  
Die Signifikanzen werden auf drei verschiedenen Niveaus angegeben (verwendete Abkürzungen in Klammern):  $p \geq 0,05$  = nicht signifikant (n. s.),  
 $p < 0,05$  = signifikant (\*),  
 $p < 0,01$  = hoch signifikant (\*\*),  
 $p < 0,001$  = höchst signifikant (\*\*\*).  
Sofern im Text kein anderer Signifikanztest angegeben wurde, sind alle angegebenen Irrtumswahrscheinlichkeiten anhand des U-Tests nach Mann & Whitney ermittelt worden.
3. Wenn die Daten metrisch und nach dem Kolmogorov-Smirnov-Test normalverteilt waren, wurde der t-Test für unabhängige Stichproben als Signifikanztest (Abkürzungen siehe Punkt 2) verwendet.
4. Für den Vergleich von Prozentsätzen (Kap. 3.1.2.8 Stammqualitäten) wurde eine Analyse mit Hilfe des Chi-Quadrat-Tests (Analyse von Vierfeldertafeln) durchgeführt. Bei diesem Test werden die beobachteten mit den erwarteten Häufigkeiten verglichen (genaue Beschreibung siehe SACHS 1984: 269).
5. Für die Ermittlung von Korrelationen wurde die Spearman-Rangkorrelation  $r$  verwendet, da die Daten häufig ordinal skaliert und/oder nicht normalverteilt waren.

r liegt zwischen -1 und +1, wobei die Werte -1 und +1 auf einen funktionalen und linearen Zusammenhang verweisen. r = 0 sagt aus, dass es zwischen den betrachteten Datensätzen keinen Zusammenhang gibt. Werte > bzw. <0 weisen auf einen stochastischen Zusammenhang hin. Dieser häufigste Fall bedarf einer Überprüfung, ob der Korrelationskoeffizient tatsächlich auf einen kausalen Zusammenhang der Datenreihen verweist (SACHS 1984). Hierzu wird in Abhängigkeit der Anzahl der Datensätze anhand bekannter kritischer Werte für r ermittelt, ob r in Bezug auf n signifikant ist und somit ein kausaler Zusammenhang zur Grundgesamtheit angenommen werden kann (LORENZ 1988). Die Berechnung von r und dessen Überprüfung auf Signifikanz wurde mit Hilfe des Datenanalyseprogramms SPSS durchgeführt.

6. Die multivariate Klassifikation (Clusteranalyse: Renkonen-Index, Average linkage zwischen Gruppen) wurden ebenfalls mit dem Datenanalyseprogramm SPSS durchgeführt. Die Clusteranalyse besteht in der Suche nach ähnlichen Datenstrukturen im Sinne von diskreten Verteilungsmustern der Arten auf der Grundlage berechenbarer Ähnlichkeit anhand des Renkonen-Index. Dazu werden neben der Anzahl der in den Untersuchungsflächen gemeinsam vorkommenden Arten auch die Abundanzunterschiede berücksichtigt.
7. Die „Diversität“ nach SHANNON-WEAVER (1976), die Evenness (MAC ARTHUR 1965; HAEUPLER 1982), der Brouillon Index und die Ähnlichkeit nach Jaccard wurden mit dem Vegetationsanalyseprogramm sort 4.0 berechnet.

a. Diversität nach Shannon-Weaver:  $H_s = -\sum p_i \ln(p_i)$  mit  $p_i$ : relative Häufigkeit der i-ten Art in Bezug auf das Vorkommen aller Arten innerhalb einer Aufnahme,

b. Evenness:  $E = H_s/H_{\max}$  mit  $H_s$ : Diversität nach Shannon-Weaver,  $H_{\max}$ :  $\ln(\text{Artenzahl})$ ,

c. Brouillon Index: 
$$HB = \frac{\ln N! - \sum_{i=1}^s \ln ni}{N}$$

N: Gesamtzahl der Individuen, ni: Individuenzahl der Art i, s: Artenzahl,

d. Jaccardsche Zahl:  $JZ [\%] = g/\text{ges}$ ,  
g: Anzahl der in beiden Aufnahmen vorkommenden Arten,  
ges: Gesamtartenzahl der beiden Aufnahmen = g + a + b (a: Anzahl der nur in Aufnahme i vorkommenden Arten, b: Anzahl der nur in Aufnahme j vorkommenden Arten).

8. Die Homotonität der Vegetationsaufnahmen wurde nach folgender Formel berechnet (FREY & LÖSCH 1998):

$$H_o = \frac{mAZ}{AZ} * 100(\%)$$

Ho: qualitative Homotonität  
mAZ: mittlere Artenzahl als arithmetisches Mittel  
AZ: Gesamtartenzahl der Untersuchungsfläche.

### 3. Ergebnisse und Teildiskussionen zur Charakterisierung der Tiefland-Buchenwälder anhand des Vergleichs von Wirtschafts- mit Referenzflächen

#### 3.1. Bestandesstrukturen

##### 3.1.1. Waldentwicklungsphasen

###### 3.1.1.1 Presence/absence von Waldentwicklungsphasen

In den untersuchten langfristig unbewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern kommt als Charakteristikum keine der Waldentwicklungsphasen stark dominierend vor (Tab. 3.1, Anhang I). In der Referenzfläche *Fauler Ort r3* nimmt die frühe Optimalphase knapp ein Drittel der Fläche ein und ist damit die häufigste Phase. Die sich zeitlich daran anschließende mittlere Optimalphase kommt nur noch mit knapp unter 30 % vor. Auch in den *Heiligen Hallen r2* nimmt keine der Entwicklungsphasen mehr als 30 % ein, wobei allerdings die Phasenverteilung stark von der im *Faulen Ort r3* abweicht. Der größte Teil der Fläche in den *Heiligen Hallen r2* wurde von TABAKU (2000) als „Lücke“ kartiert, gefolgt von der Terminalphase. Es wird deutlich, dass sich eine hohe Dominanz einer einzelnen Phase, wie sie in den Wirtschaftswäldern (Ausnahme *Chorin w12*), in der kurzfristig unbewirtschafteten Fläche *Grumsin-West k2* und in der seit ca. 50 Jahren nicht bewirtschafteten Fläche *Serrahn r1* vorhanden ist, in alten Referenzflächen nicht ausbildet.

In drei Wirtschaftswäldern nimmt die mittlere Optimalphase 70-90 % der Gesamtfläche ein. Die seit 1990 unbewirtschaftete Fläche *Grumsin-West k2* gleicht in dieser Phasendominanz den relativ geschlossenen Wirtschaftswäldern. In den beiden Großschirmschlagflächen liegt der Anteil der Initialphase mit mehr als zwei Dritteln ähnlich hoch. Durch den seit einem halben Jahrhundert verübten Nutzungsverzicht in der Referenzfläche *Serrahn r1* konnte der Bestand so reifen bzw. altern, dass nun fast zwei Drittel der Fläche von der späten Optimalphase eingenommen werden.

Ein weiterer Unterschied zwischen Wirtschafts- und Referenzwäldern liegt in den geringen Anteilen der Alterungs- (späte Optimal- und Terminal-) und Zerfallsphase in den Wirtschaftswäldern. Mit 38 % (*Heilige Hallen r2*) und 25 % (*Fauler Ort r3*) kommen in beiden alten r50-Flächen hohe, aber nicht dominante Alterungs-/Zerfallsanteile vor. Auffallend ist der fast identische Anteil der Zerfallsphase mit 11,7 % im *Faulen Ort r3* und 13,3 % in den *Heiligen Hallen r2*. Da im Wirtschaftswald die Buchen meist spätestens nach 160 Jahren genutzt werden, können sich die Phasen ab der späten mittleren Optimalphase nicht oder nur sehr kleinräumig – häufig nur in Einzelbäumen – ausbilden (Tab. 3.1).

###### 3.1.1.2 Vielfalt und Verteilung von Waldentwicklungsphasen

Die großflächige strukturelle Diversität wird nicht nur durch das Vorkommen der unterschiedlichen Waldentwicklungsphasen, sondern auch durch die Ausdehnung und Verteilung der einzelnen Phasen bestimmt. Da die zusammenhängende Flächenausdehnung der Hauptphase (Grundeinheit) einer bewirtschafteten Untersuchungsfläche in erster Linie von der Größe des kartierten Gebietes abhängt, kann die verwendete Methodik zur WEP-Kartierung nicht zur Ermittlung mittlerer Phasengrößen verwendet werden. Stattdessen wurde die strukturelle Vielfalt auf zwei unterschiedliche Weisen als Waldentwicklungsphasen(WEP)-Patches/ha ermittelt:

1. über die Anzahl der WEP-Patches auf der UF geteilt durch die Flächengröße der UF [ha] (Abb. 3.1) und
2. über die Anzahl verschiedener Phasen pro betrachtetem Hektar (Methodik Kap. 2.2.3.1) (Abb. 3.2).

**Tab. 3.1:** Verteilung der Waldentwicklungsphasen [ha und %] in nordostdeutschen Buchenwäldern.

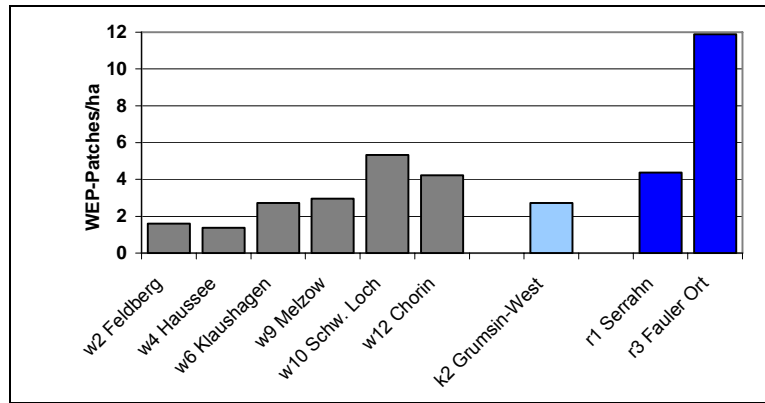
\*1: Die Ergebnisse der Kartierung der *Heiligen Hallen r2* von TABAKU (2000: S. 102) wurden in die Tab. integriert.

\*2: Der hohe Lückenanteil ist ein Artefakt, der auf der Gitterfeldaufnahme und anschließender Ableitung der WEP anhand der Datensätze beruht. Wenn in einem Gitterfeld kein Baum vorkam, wurde es der Kategorie „Lücke“ zugeordnet, auch wenn das darüberliegende Kronendach keine Lücke aufwies.

Untersuchungsfläche	Lücke	Verjüngungs-Phase	Initial-phase	frühe Optimal-phase	mittlere Optimal-phase	späte Optimal-phase	Terminal-phase	Zerfalls-phase	Moor, Wasser	insgesamt
<b>Hektar</b>										
<i>w2 Feldberg</i>	1,05	0,41	0	2,20	35,02	0,13	0	0	0	38,81
<i>w4 Haussee</i>	0,34	0	9,95	0,01	0,64	0	0	0,01	0,49	11,44
<i>w6 Klaushagen</i>	0,80	0	11,88	0,21	3,58	0,0025	0,006	0	0,53	17,03
<i>w9 Melzow</i>	0,77	7,47	1,41	1,48	28,41	0,30	0	0,02	0,31	40,17
<i>w10 Schwarzes Loch</i>	1,31	2,15	0,89	1,47	23,05	1,11	0	0,41	0	30,39
<i>w12 Chorin</i>	10,20	0,37	13,80	9,92	11,03	0,66	0	0	0,41	40,29
<b>Hektar</b>										
<i>k2 Grumsin-West</i>	1,20	0,14	0,33	3,47	26,59	2,89	1,26	0,4	0,18	36,46
<b>Hektar</b>										
<i>r1 Serrahn</i>	1,47	4,37	0,46	0,79	7,27	27,13	0,31	1,14	0,19	43,13
<i>r3 Fauler Ort</i>	0,31	0,29	1,03	4,22	4,04	0,92	0,92	1,59	0,27	13,59
<b>Prozent</b>										
<i>w2 Feldberg</i>	2,71	1,06	0	5,67	<b>90,23</b>	0,33	0	0	0	100
<i>w4 Haussee</i>	2,97	0	<b>86,98</b>	0,09	5,59	0	0	0,09	4,28	100
<i>w6 Klaushagen</i>	4,70	0	<b>69,76</b>	1,23	21,02	0,15	0,04	0	3,11	100
<i>w9 Melzow</i>	1,92	18,60	3,51	3,68	<b>70,72</b>	0,75	0	0,05	0,77	100
<i>w10 Schwarzes Loch</i>	4,31	7,07	2,93	4,84	<b>75,85</b>	3,65	0	1,35	0	100
<i>w12 Chorin</i>	21,99	0,80	<b>29,75</b>	21,38	23,78	1,42	0	0	0,88	100
<b>Prozent</b>										
<i>k2 Grumsin-West</i>	3,29	0,38	0,91	9,52	<b>72,93</b>	7,93	3,46	1,10	0,49	100
<b>Prozent</b>										
<i>r1 Serrahn</i>	3,41	10,13	1,07	1,83	16,86	<b>62,91</b>	0,71	2,64	0,44	100
<i>r2 Heilige Hallen*<sup>1</sup></i>	<b>26,50*<sup>2</sup></b>	9,90	12,90	5,00	7,70	0	24,70	13,30	0	100
<i>r3 Fauler Ort</i>	2,28	2,13	7,58	<b>31,05</b>	29,73	6,76	6,78	11,70	1,99	100

Die durchschnittliche Anzahl von WEP-Patches/ha (Abb. 3.1) liegt in den Wirtschaftsflächen zwischen 1,4 und 5,3. Werte um die 2 WEP-Patches/ha, wie in den beiden Großschirmschlägen (*Haussee w4* und *Klaushagen w6*) und im geschlossenen Altbestand *Feldberg w2*, weisen auf eine relativ homogene Phasenausstattung hin (alle Abbildungen der einzelnen WEP-Kartierungen siehe Anhang I). Die auch als unbewirtschaftete Flächen noch größere homogene Bereiche ausbildenden UF *Grumsin-West k2* und *Serrahn r1* besitzen mit nur 2,7 bzw. 4,4 WEP-Patches/ha den Wirtschaftsflächen vergleichbare Werte. Nur der *Faule Ort r3* weist mit 12 WEP-Patches/ha einen sehr kleinräumigen Wechsel der Waldentwicklungsphasen auf.

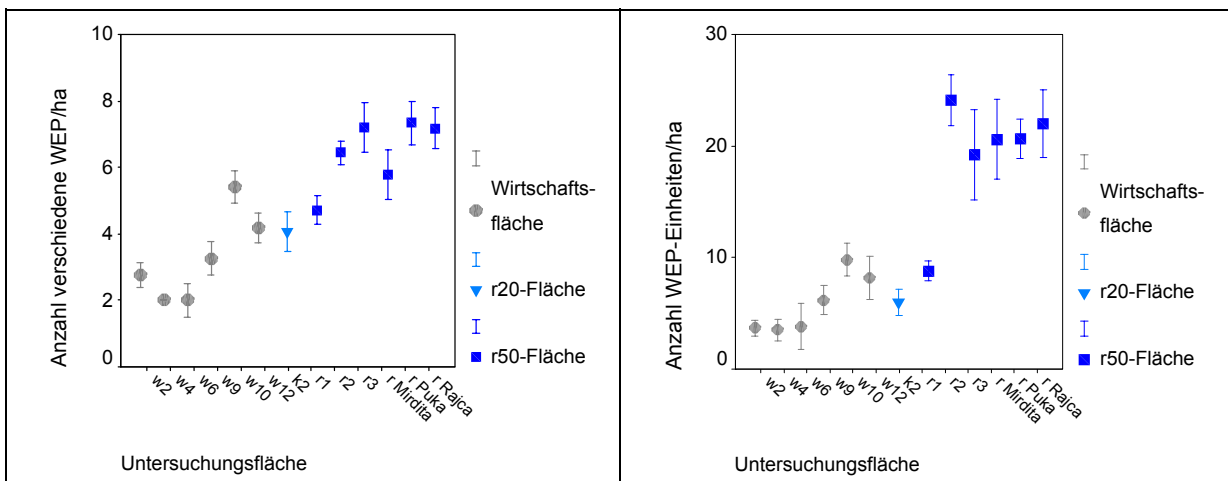
Der Quotient aus WEP-Patches und Flächengröße der UF (Abb. 3.1) gibt eine erste grobe Übersicht über die Vielfalt der Waldentwicklungsphasen im Buchenwald. Ein noch differenzierteres Bild ergibt eine Analyse der Waldentwicklungsphasen in Gitterfeldern von einem Hektar Größe (Abb. 3.2). Zusätzlich zu den im Freiland kartierten UF wurden die Kartierergebnisse TABAKUS (2000) von den *Heiligen Hallen r2* und von drei albanischen Buchenwäldern nach der selben Methode ausgewertet, um die Datenbasis der Referenzwälder zu erweitern.



**Abb. 3.1:** Anzahl Waldentwicklungsphasen-Patches (WEP-Patches) pro ha (Gesamtzahl der WEP-Patches einer UF/Gesamtfläche der UF).

Der *Faule Ort* r3 als langfristig nicht bewirtschaftete Referenzfläche weist durchschnittlich sieben der acht Waldentwicklungsphasen in jedem betrachteten Hektar auf. Minimal kommen sechs, maximal alle acht möglichen Entwicklungsphasen vor (Abb. 3.2, links). In den *Heiligen Hallen* r2 und den albanischen Urwäldern liegt die Anzahl im Durchschnitt ebenfalls bei ungefähr sieben Waldentwicklungsphasen, wobei allerdings die maximal mögliche Anzahl in den albanischen Wäldern statt acht neun ist, da in den montanen Regionen auch Plenterphasen vorkommen, die sich im Tiefland-Buchenwald nicht entwickeln. Mit durchschnittlich etwa sechs Phasen ist der Urwald Mirdita etwas weniger vielfältig als die anderen Referenzflächen. Insgesamt unterscheiden sich die Referenzflächen >50 Jahre jedoch höchst signifikant von den Wirtschaftswäldern.

In den Referenzflächen kommen aber nicht nur fast alle Entwicklungsphasen vor, sondern jede dieser Phasen tritt innerhalb eines Hektars meist noch mehrfach auf (Abb. 3.2, rechts), so dass um die 20 WEP-Patches pro ha nachgewiesen werden können. Die Größe eines WEP-Patches in einem Hektar beträgt somit durchschnittlich nur 0,05 ha.



**Abb. 3.2 links:** Anzahl verschiedener Waldentwicklungsphasen (WEP) in Buchenwäldern pro ha; die maximal mögliche Anzahl verschiedener WEP beträgt 8 bzw. bei r Mirdita, r Puka, r Rajca 9, da in montanen Wäldern zusätzlich die Plenterphase vorkommt **rechts:** Anzahl WEP-Patches pro ha; jeweils Mittelwert + einfache Standardabweichung;

Hinsichtlich der Phasenvielfalt können naturnah bewirtschaftete Wälder ähnlich hohe oder höhere Werte erreichen als die erst seit wenigen Jahrzehnten unbewirtschafteten Referenzflächen *Grumsin-West* k2 und *Serrahn* r1. Die Wirtschaftswälder *Chorin* w12 und vor allem

*Schwarzes Loch w10* zeigen mit durchschnittlich vier bzw. über fünf unterschiedlichen Waldentwicklungsphasentypen eine hohe großräumige Strukturvielfalt.

### **Teildiskussion: Waldentwicklungsphasen**

Ein WEP-Patch ist in langfristig unbewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern (Abb. 3.2) durchschnittlich nur 0,05 ha groß, was eindrucksvoll die Kleinräumigkeit des Waldentwicklungsphasenmosaiks eines naturnahen Buchenwaldes beschreibt. Von einer auch nur annähernd großflächigen Ausbildung einer Phase im naturnahen Tiefland-Buchenwald kann anhand dieser Ergebnisse nicht ausgegangen werden.

Die Kartierungsergebnisse zeigen aber auch, dass ein gewisser Wechsel der Waldentwicklungsphasen selbst in relativ homogenen Wirtschaftswäldern vorhanden ist, wobei dieser Wechsel häufig nur durch sehr kleine Strukturen an Moorrändern oder Schneisen und durch kleine Lücken entsteht. Sehr große, ununterbrochene Ausbildungen einer WEP, wie sie immer wieder für die Optimalphase der Buchenwälder beschrieben wird (LEIBUNDGUT 1993, JENSSEN & HOFMANN 1996), kommen in Tiefland-Buchenwäldern selbst in bewirtschafteten Flächen nur eingeschränkt und in naturnahen Referenzflächen gar nicht vor. Die von LEIBUNDGUT (1993: 48) beschriebene Einschichtigkeit von Buchenurwäldern ist in mehrfacher Hinsicht für den hier betrachteten Inhalt nicht bedeutend, da sich seine Aussage einerseits nur auf die Verteilung des Vorrates zwischen Ober-, Mittel- und Unterschicht (der Vorrat liegt immer schwerpunktmäßig im Oberbestand) und auf Altbestände bezieht und außerdem nicht durch eine Kartierung der WEP gestützt wird. Ein kleinräumiges Mosaik der WEP wurde schon von KORPEL (1995) nachgewiesen: „Der Buchenurwald bildet sowohl auf produktionsmäßig schwächeren als auch auf fruchtbaren Standorten ausgeprägt verschiedenaltige Bestände mit einem 2-3schichtigen Bestandesaufbau. Der typisch einschichtige, vertikal ausgeglichene Bestandesaufbau ist (...) sehr selten und kommt nur auf kleinen Flächen vor“. Dieses Fazit ist insofern besonders überzeugend, da sich der kleinräumige Wechsel bei KORPEL (1995) auch bei der Ausweisung von nur drei WEP (Heranwachs-, Optimal- und Zerfallsstadium, bei KORPEL „Stadien“ genannt) nachweisen lässt.

KÖLBEL (1996) beschreibt, dass die einzelnen Entwicklungsphasen in den Ostkarpaten maximal 0,2 ha groß wären. Allerdings basiert diese Aussage auch nicht auf Messwerten.

Die häufig wiederholte Aussage, dass die Optimalphase strukturarm sei (ELLENBERG 1996, OTTO 1994), kann in zweifacher Hinsicht in Frage gestellt bzw. diskutiert werden:

1. **Definition:** Wird die „Strukturarmut der Optimalphase“ nicht durch die Struktur-Definition der Phase - im Sinne einer Tautologie - selbst geschaffen? Wenn die Optimalphase als „geschlossener Altbestand“ definiert wird, dann ist sie natürlich strukturarm. Wobei eine Strukturarmut ebenso in der Verjüngungs-, Initial- und Terminalphase sowie in Lücken vorhanden sein kann (siehe auch Punkt 2), wenn sie als homogen definierte WEP kartiert wird. Die Aussage, dass die Optimalphase strukturarm sei, kann darüber hinaus verallgemeinernd nicht gelten, da die Phase im Naturwald/Urwald z. B. aufgrund des Vorkommens von Totholz und Sonderstrukturen (Kap. 3.1.3 und 3.1.4) in sich bedeutend strukturreicher sein kann als in einem Wirtschaftswald.

Nach TABAKUS (2000) Kartiermethodik können dagegen alle Waldentwicklungsphasen in sich reich strukturiert sein; dies ist darin begründet, dass sie speziell zur Erfassung des großen Strukturreichtums von Buchenurwäldern geschaffen wurde. Nach der Definition von TABAKU (2000) kann ein Bestandesausschnitt von 12,5 m x 12,5 m, der z. B. einen Kronenschlussgrad von nur 0,4 und einen Totholzanteil von 25 % des Gesamtvorrates des Gitterfeldes hat sowie nur einem Baum zwischen 40 und <60 cm BHD aufweist, als mittlere Optimalphase einklassifiziert werden. Hier wird besonders deutlich, dass die mögliche Strukturausstattung der Optimalphase stark von ihrer Definition abhängt. Die

häufige Vorstellung von der Optimalphase als strukturarmer, geschlossener, hallenartiger, totholzreicher Altbestand, der sich über viele Hektar hinzieht, ist ein Produkt des Wirtschaftswaldes. Urwälder und naturnahe, seit längeren unbewirtschaftete Referenzwälder zeigen diese Ausprägung zumindest in Albanien, in der Slowakei und im nordostdeutschen Tiefland nicht.

2. Strukturarmut im Buchenwirtschaftswald hängt in erster Linie von der nutzungsbedingten Dominanz einer einzelnen Phase ab. Eine großräumig etablierte Verjüngungs- oder Initialphase, wie sie z.B. im Großschirmschlag nach der Räumung des Oberbestandes entsteht, ist mindestens genauso strukturarm wie ein großräumig geschlossener Altbestand. Eine naturnahe kleinräumige Ausbildung der Optimalphase besitzt hingegen immer auch viele Randstrukturen mit den benachbarten Phasen. Zudem sind im kleinräumig ausgebildeten Bestandesmosaik die Lichtverhältnisse in der Optimalphase bedeutend vielfältiger als im homogenen Wirtschaftswald, was ebenfalls eine differenziertere Strukturentwicklung ermöglicht.

TABAKU (2000) hat in den albanischen Buchenurwäldern mit 2,6 bis 7,6 % Zerfallsphase etwas geringere Werte als in den nordostdeutschen Referenzwäldern (Tab. 3.1) gefunden. Da die albanischen Untersuchungsflächen allerdings nur 3-5 ha groß waren, müssen die Ergebnisse mit entsprechender Vorsicht betrachtet werden. Es ist zu vermuten, dass nicht wesentlich weniger als 10 % Zerfallsphase charakteristisch für langfristig unbewirtschaftete Buchenwälder ist.

#### **Fazit:**

##### 1. Einfluss forstlicher Bewirtschaftung:

Die für naturnahe Tiefland-Buchenwälder typische WEP-Vielfalt, kleinräumige Verteilung und Häufigkeit wird durch forstliche Bewirtschaftung stark verringert. Die Struktur wird durch die Dominanz meist einer Phase homogenisiert und meist auf die Phasen von der Initial- bis mittleren Optimalphase beschränkt.

##### 2. Indikatoren für naturnahen Tiefland-Buchenwald:

- a. Anzahl an verschiedenen WEP/ha: In den *Heiligen Hallen r2*, im *Faulen Ort r3* und in den albanischen Buchenurwäldern kommen mindestens sechs verschiedene Waldentwicklungsphasen pro ha vor;
- b. Anzahl an WEP-Patches/ha: Im Durchschnitt kommen in den *Heiligen Hallen r2*, im *Faulen Ort r3* und den albanischen Buchenurwäldern mindestens 20 WEP-Patches/ha vor.

### **3.1.2 Lebender Bestand**

#### **3.1.2.1 Vorrat gesamt und nach Waldentwicklungsphasen differenziert**

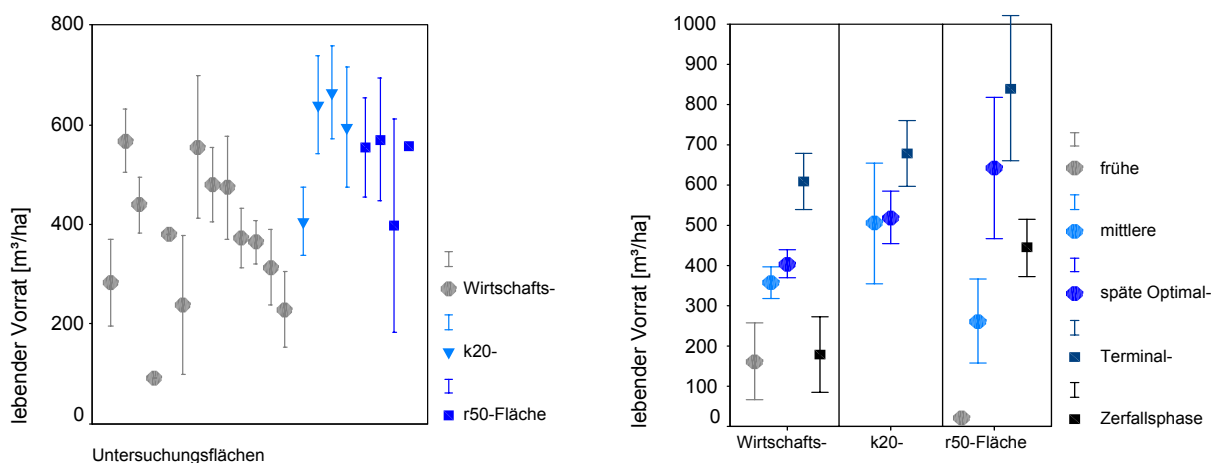
Die durchschnittlichen Vorräte in den UF liegen zwischen 93 m<sup>3</sup>/ha im Großschirmschlag *Haussee w4* und 664 m<sup>3</sup>/ha in der k20-Fläche *Grumsin-Ost k3* (Abb. 3.3, genaue Werte siehe Tab. 3.9).

Die Wirtschaftswälder zeigen erwartungsgemäß eine starke Streuung der Daten, wobei die beiden Großschirmschläge *Haussee w4* und *Klaushagen w6* und die beiden relativ stark aufgelichteten Bestände *Lüttenhagen w1* und *Eberswalde w13* mit überwiegend jungem Unterstand (BHD < 7 cm BHD) sehr niedrige Vorräte aufweisen.

Drei der vier k20-Flächen zeigen als geschlossene Altbestände mit 620-675 m<sup>3</sup>/ha die höchsten und nahe beieinander liegende Werte auf. Die Fläche *Stechlin k1* besitzt wohl aufgrund der Kombination aus geringerer Nährstoffversorgung (Luzulo-Fagetum), geringer

durchschnittlicher Baumhöhe und durch die in kleinen Bereichen durchgeführten Nutzungen mit 406 m<sup>3</sup>/ha einen für kurzfristig unbewirtschaftete Referenzflächen vergleichsweise geringen Vorratswert.

Die langfristig unbewirtschafteten r50-Flächen zeigen mit 554 bis 567 m<sup>3</sup>/ha ebenfalls sehr nah beieinander liegende Vorratswerte. Nur der aus Probekreisen errechnete Vorratswert des *Faulen Ortes r3* liegt mit einem Durchschnittswert von 398 m<sup>3</sup>/ha deutlich niedriger. Anhand des großen Standardfehlers wird deutlich, dass die elf Probekreise sehr unterschiedlich bestockt sind; hieraus bzw. aus der Heterogenität der Bestandesstruktur ergibt sich ein wohl nicht repräsentativer, sehr niedriger Mittelwert. Hingegen liegt der über eine Hektaraufnahme ermittelte Vorratswert des *Faulen Ortes r3* mit 557 m<sup>3</sup>/ha etwa ein Drittel höher und zwischen den Vorratswerten von *Serrahn r1* und den *Heiligen Hallen r2*.



**Abb. 3.3:** Bestandesvorräte der untersuchten nordostdeutschen Buchenwälder nach Untersuchungsflächen und Waldentwicklungsphasen getrennt; **links:** lebender Vorrat/ha [m<sup>3</sup> + zweifacher Standardfehler] getrennt nach bewirtschafteten und unbewirtschafteten Untersuchungsflächen (Reihenfolge siehe Tab. 2.1). Daten ohne Standardfehlerbalken stellen die Ergebnisse der Aufnahmen der Kernflächen dar (CONRAD & KUKULKA 2001); **rechts:** lebender Vorrat [m<sup>3</sup> + zweifacher Standardfehler] nach Bewirtschaftungsintensität und Waldentwicklungsphasen getrennt.

Die Vorräte in den verschiedenen Waldentwicklungsphasen unterscheiden sich zwischen den Wirtschafts- und langfristig unbewirtschafteten Referenzflächen hinsichtlich der späten Optimal- ( $p = 0,01$ ), Terminal- ( $p = 0,03$ ) und der Zerfallsphase ( $p = 0,07$ ) deutlich. Die Referenzwerte liegen in diesen Phasen über den Werten der Wirtschaftswälder (zum Gesamtvorrat siehe Tab. 3.9).

### Teildiskussion: Lebender Vorrat gesamt und nach Waldentwicklungsphasen differenziert

Im Urwald kommt es langfristig zu einer großen Beständigkeit des Holzvorrates, wobei diese Ausgeglichenheit nur in genügend ausgedehnten Wäldern nachgewiesen werden kann. Über die ausreichende Waldfläche, in der abiotische wie biotische Einflüsse in der Vorratsbilanz weitestgehend ausgeglichen werden können, gibt es verschiedene Vorstellungen. Mit 20-30 ha forderten deutsche Autoren (HESMER 1934, SCAMONI 1953) die größten Einheiten. ZLATNÍK (1968) nimmt an, dass 10 ha genügen. Aber auch der durchschnittliche Vorrat eines Urwaldes ist nicht statisch, sondern oszilliert in einem für den Bestand charakteristischen Bereich.



Die Werte der r50-Flächen liegen mit knapp 600 m<sup>3</sup>/ha in der von LEIBUNDGUT (1993) für die Buchenurwälder Südeuropas angegebenen Wertespanne von durchschnittlich 400 bis 700 m<sup>3</sup>/ha.

Die Holzvorräte im Wirtschaftswald liegen überwiegend niedriger als in einem vergleichbaren Urwald, da die Bewirtschaftungsform (Kahlschlagbetrieb, Großschirmschläge), die verglichen mit dem Urwald kurzen Umtriebszeiten und die dauerhafte Holznutzung weit über den Mengen, die natürlicherweise absterben würden, keinen hohen Vorratsaufbau ermöglichen.

## **Fazit:**

### 1. Einfluss forstlicher Bewirtschaftung:

Die lebenden Holzvorräte liegen in den Wirtschaftswäldern meist niedriger als in den r50-Flächen. Sehr dichte bewirtschaftete Altbestände können aber auch Werte über den langfristig unbewirtschafteten Flächen besitzen. Die Vorräte liegen von der späten Optimal-, Terminal und Zerfallsphase mit ~400, ~600 und ~180 m<sup>3</sup>/ha signifikant niedriger als in den r50-Flächen.

### 2. Indikatoren für naturnahen Tiefland-Buchenwald:

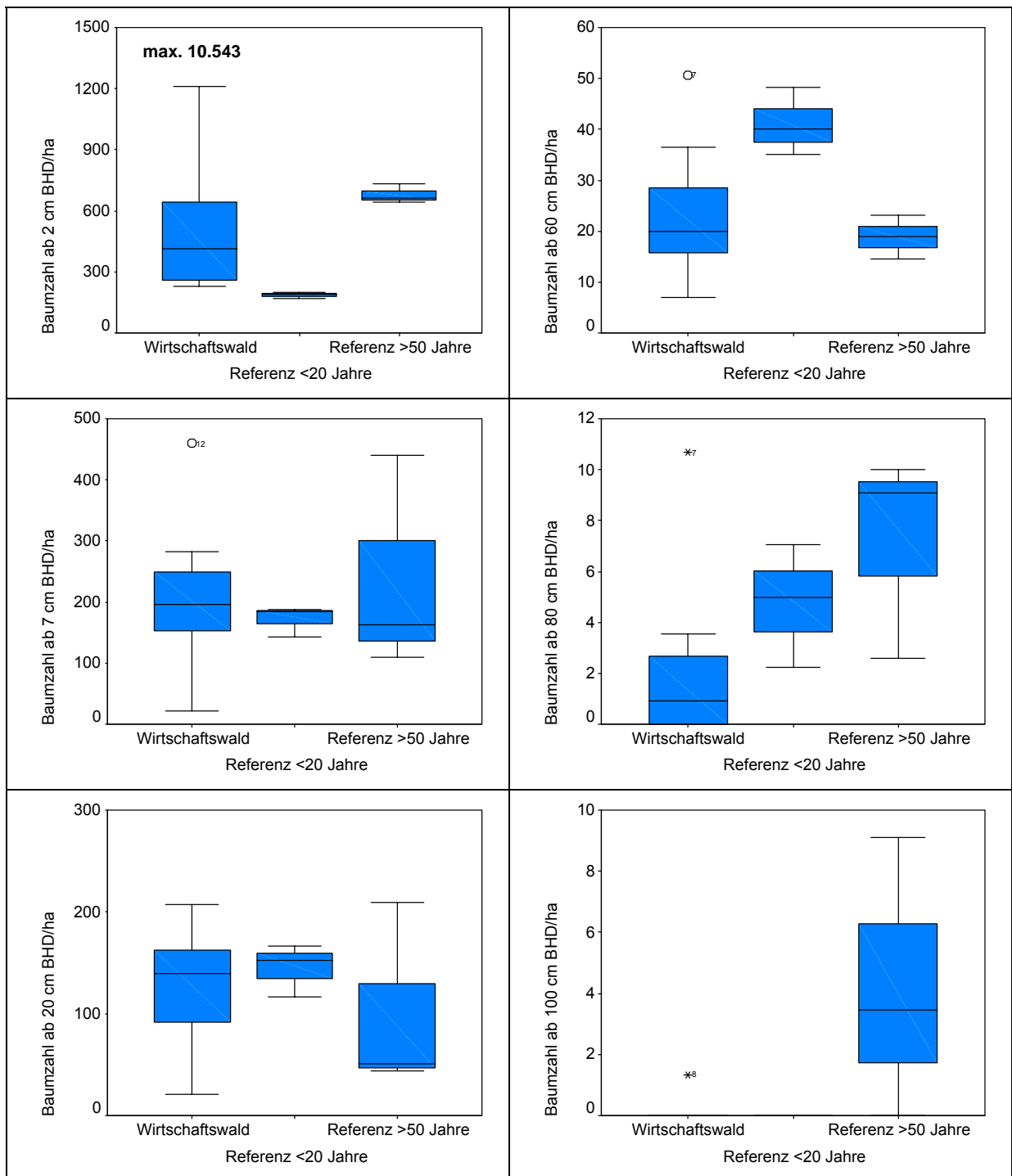
In der späten Optimalphase kommen durchschnittlich etwas weniger als 600 m<sup>3</sup>/ha, in der Terminalphase durchschnittlich 800 m<sup>3</sup>/ha und in der Zerfallsphase durchschnittlich 450 m<sup>3</sup>/ha vor.

## **3.1.2.2 Baumzahlen und Baumverteilung**

Einen einfachen Überblick über die horizontale Struktur der UF ermöglicht die Baumanzahl/ha, die in Abb. 3.4 getrennt nach verschiedenen BHD-Untergrenzen und nach Bewirtschaftungsintensitäten dargestellt wird.

Die Baumzahlen ab 2 cm BHD/ha variieren in den Wirtschaftswäldern entsprechend der Bewirtschaftung extrem. Im Altbestand *Suckow w8* wurde der Oberbestand zur Einleitung der Naturverjüngung stellenweise aufgelichtet, wobei die zahlreich aufkommenden Naturverjüngung aber noch keinen BHD von 2 cm erreicht hat. In diesem Bestand wird mit 231 Stämmen pro ha der niedrigste Wert erreicht. Das andere Extrem stellt der Großschirmschlag *Haussee w4* dar, in dem es aufgrund der dichten, aber schon älteren Verjüngung 10.429 Bäume/ha gibt. Diesen extrem schwankenden Baumzahlen stehen die sehr nahe beieinander liegenden Daten der Referenzflächen gegenüber. Die k20-Flächen besitzen aufgrund des überwiegend hallenartigen Altbestandsschlusses nur rund 250 Bäume/ha, was eindeutig auf die ehemalige Bewirtschaftung zurückzuführen ist. Deshalb nehmen diese Flächen keine Zwischenstellung zwischen den Wirtschafts- und r50-Flächen ein. Die Baumzahlen der *Heiligen Hallen r2* und des *Faulen Ortes r3* liegen mit 645 und 662 Bäumen/ha überraschend nahe beieinander. Die erst seit fünf Jahrzehnten unbewirtschafteten Referenzfläche *Serrahn r1* weist mit 733 Bäumen/ha einen etwas höheren, aber immer noch recht ähnlichen Wert auf. In *Serrahn r1* gibt es aufgrund der wenige Jahrzehnte alten, teilweise dichten Naturverjüngung noch etwas mehr Bäume als in den anderen beiden Referenzflächen.

Bedeutende Unterschiede zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten Buchenwäldern zeigen sich bei den Baumzahlen  $\geq 80$  cm BHD. In sechs der 13 Wirtschaftswälder kommen keine Bäume  $\geq 80$  cm BHD vor. Da in der Fläche *Temmen w7* allerdings 11 Bäume  $\geq 80$  cm BHD/ha vorkommen, unterscheidet sich die Gesamtheit der Wirtschaftswälder nur schwach signifikant von den alten Referenzflächen ( $p = 0,062$ ). In den r50-Flächen kommen signifikant ( $p = 0,014$ ) mehr Bäume  $\geq 100$  cm BHD als in den Wirtschaftswäldern vor, wobei in der Fläche *Serrahn r1* aufgrund des noch relativ geringen Bestandesalters noch keine so starken Bäume nachgewiesen werden konnten.



**Abb. 3.4:** Baumzahlen in nordostdeutschen Buchenwäldern ab 2, 7, 20, 60, 80 und 100 cm BHD/ha, getrennt nach Wirtschaftswäldern, <20 und >50 Jahre unbewirtschafteten Beständen [Boxplot mit Median, erstem und drittem Quartil, kleinstem und größten Wert sowie Ausreißer].

## Teildiskussion: Baumzahlen und Baumverteilungen

Im Urwald Kukavica (Serbien) kommen  $\geq 2$  cm BHD mit durchschnittlich 640 Bäume/ha (nach LEIBUNDGUT 1993 berechnet) fast genauso viele Bäume wie in den *Heiligen Hallen r2* (645) und dem *Faulen Ort r3* (662) vor. Im Buchenurwald Vihorlat kommen durchschnittlich 465 Bäume  $\geq 8$  cm BHD/ha vor. Bei einer angenommen mittleren Anzahl von 210 Bäume zwischen 2 und  $< 8$  cm (min. 36 und max. 384) kommen auch in diesem Buchenbestand mit 666 Bäumen/ha eine vergleichbare Anzahl von Bäumen/ha wie in den r50-Flächen vor.

Nicht nur die Gesamtzahl/ha liegt vergleichbar hoch, sondern auch die Verteilung der Bäume im oberen Stärkebereich ist in den *Heiligen Hallen r2* und dem *Faulen Ort r3* den Urwäldern vergleichbar (Tab. 3.2). Das ist insofern unerwartet, da die Bäume zumindest in den slowakischen Urwäldern mit ca. 230 Jahren eine deutlich geringere Lebenserwartung als die Bäume im nordostdeutschen Tiefland (350-400 Jahre) haben.

**Tab. 3.2:** Stark dimensionierte Buchen in Urwäldern und den unbewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern Nordostdeutschlands [Anzahl/ha ab 60 und 80 cm BHD]; n.b.: nicht berechenbar.

Buchenurwald	Anzahl/ha		berechnet nach
	ab 60 cm BHD	ab 80 cm BHD	
Kukavica	37	14	LEIBUNDGUT (1993)
Havesova	ca. 38	n.b.	KORPEL (1995)
Vihorlat	ca. 36	n.b.	KORPEL (1995)
Rozok	ca. 46	n.b.	KORPEL (1995)
<hr/>			
<i>r2 Heilige Hallen</i>	38	20	
<i>r3 Fauler Ort</i>	42	26	

Für die *Heiligen Hallen r2* konnte anhand einer Aufnahme von 1987 die Veränderung der Durchmesserverteilung ab 50 cm BHD nachvollzogen werden (Tab. 3.3). Überraschenderweise hat sich die Gesamtzahl mit 45 Bäumen/ha gar nicht verändert und die Verteilung auf Stärkeklassen zeigt nur eine geringe Verschiebung von den beiden Stärkeklassen  $\geq 126$  cm BHD hin zu der Klasse zwischen 50-75 cm BHD. Das Ergebnis verweist auf eine überraschende Konstanz der Altbaumausstattung, obwohl der Bestand aufgrund des erst 100jährigen Nutzungsverzichtes noch lange kein „sekundärer Urwald“ ist.

**Tab. 3.3:** Stammzahlveränderung in den *Heiligen Hallen r2*; \* Aufnahme von DRISCHNER (1987) zitiert in OTTO (1994).

Stärkeklasse (BHD in cm)	Stammzahl/ha	
	1987*	1999-2000
50-75	16	19
76-100	19	19
101-125	8	6
126-150	2	0,7
>150	0,1	0
<b>Summe</b>	<b>ca. 45</b>	<b>ca. 45</b>

Dass in mehreren Wirtschaftswäldern stark dimensionierte Buchen nachgewiesen werden konnten, weist auf eine relativ extensive Nutzungsweise in den letzten Jahrzehnten hin. Die z. B. von der Rindenwanze *Mezira tremulae* benötigten Bäume mit einem BHD  $\geq 100$  cm konnten mit jeweils einem Exemplar in den Flächen *Temmen w7* und *Suckow w8* nachgewiesen werden. Der Nutzungsdruck ist allerdings derzeit hoch, so dass seit den Aufnahmen

der Bestandesstrukturen in mehreren Flächen stark dimensionierte Bäume gefällt wurden (*Lüttenhagen w1, Temmen w7, Schwarzes Loch w10, Chorin w12*).

## Fazit:

### 1. Einfluss forstlicher Bewirtschaftung:

Die Bewirtschaftung der Buchenwälder führt zu sehr unterschiedlichen Baumzahlen/ha. Relativ ausgeglichene Stammzahlen wie in den r50-Flächen werden durch die nicht dauerwaldartigen Waldbauverfahren verhindert. Die Ausstattung der Wirtschaftswälder mit stark dimensionierten Bäumen ist erwartungsgemäß signifikant geringer als in den r50-Flächen.

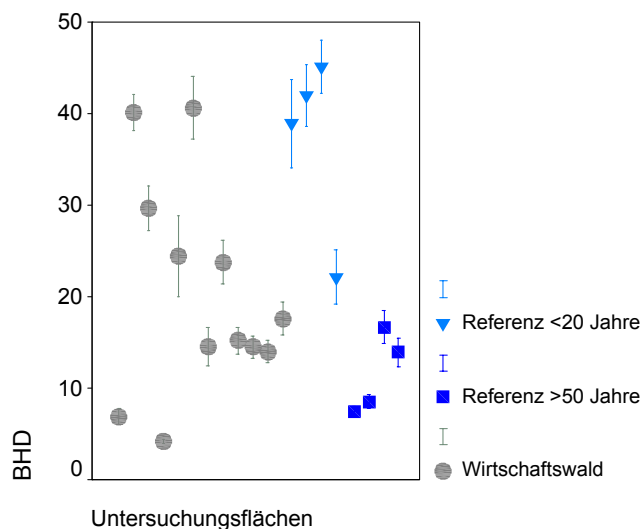
### 2. Indikatoren für naturnahen Tiefland-Buchenwald:

600 bis 700 Bäume  $\geq 2$  cm BHD/ha - mit mehr als 35 Bäumen  $\geq 60$  cm BHD/ha und mindestens einem Baum  $\geq 100$  cm BHD/ha - sind für naturnahe Tiefland-Buchenwälder charakteristisch.

## 3.1.2.3 Durchmesser

### 3.1.2.3.1 Mitteldurchmesser

Der mittlere Durchmesser als Strukturindex ermöglicht einen groben Überblick über die Dimensionsstruktur der untersuchten Tiefland-Buchenwälder zu geben (Abb. 3.5):



**Abb. 3.5:** Mittlerer BHD [cm] des Gesamtbestandes [+ zweifacher Standardfehler] in den Untersuchungsflächen *w1-w3, w7-w12 1999, w12 2000, w13, k1-k4, r1-r3 und r3\_ha* (von links nach rechts, siehe auch UF-Beschreibungen Tab. 2.1).

1. Die r50-Flächen haben sehr niedrige Mitteldurchmesser. Die Werte der Flächen *Serrahn r1* und die *Heiligen Hallen r2* liegen unter 10 cm BHD und die beiden Werte des *Faulen Ortes r3* (und *r3\_ha*) liegen unter 20 cm BHD.

2. Die k20-Flächen *Stechlin k1, Grumsin-West k2* und *Grumsin-Ost k3* zeigen mittlere BHD um die 40 cm, was die relativ homogene Altbaumstruktur gut verdeutlicht. Nur der BHD-Mittelwert der Fläche *Heilige Hallen, Erweiterungsgebiet k4* liegt niedriger.

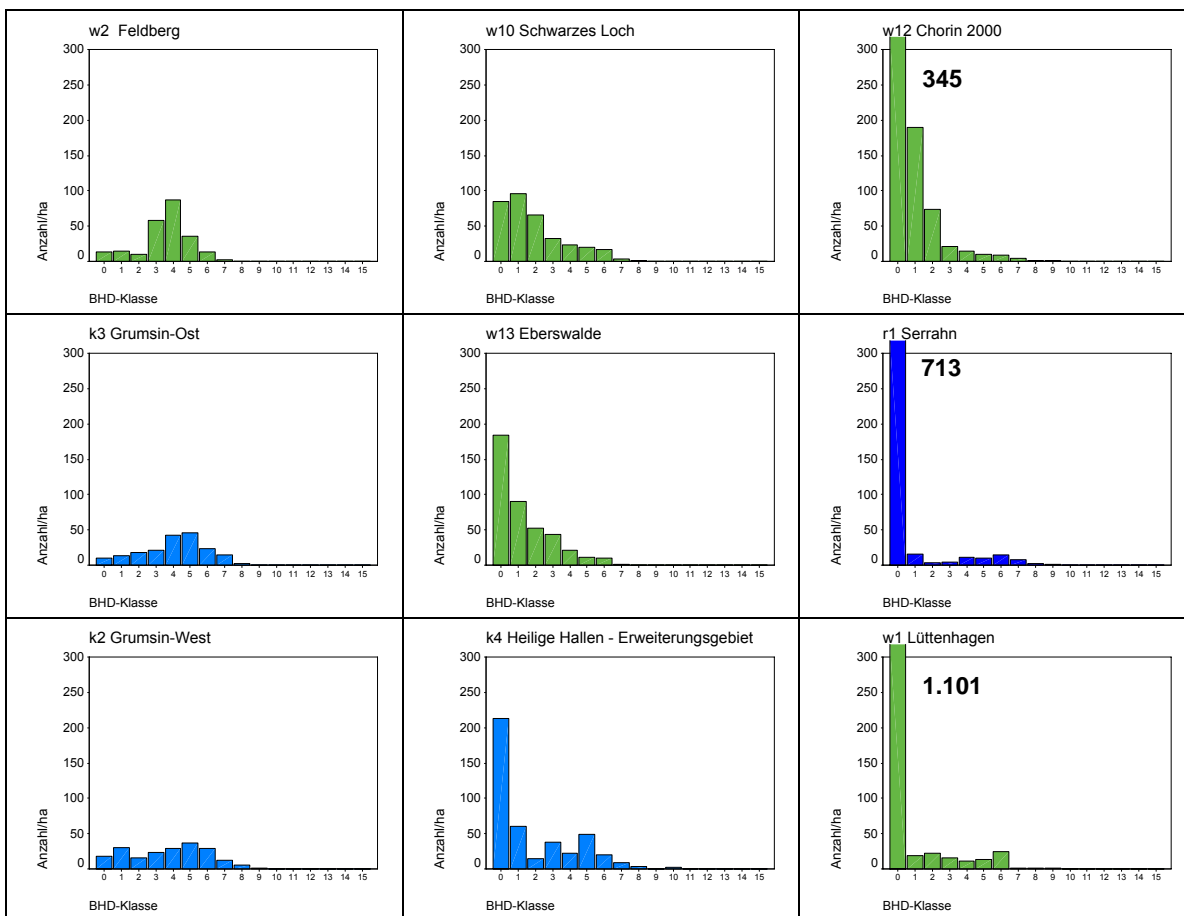
3. Die Wirtschaftsflächen zeigen insgesamt eine große Streuung der mittleren Durchmesser. Die zwei Großschirmschläge weisen die niedrigsten Werte auf. Die höchsten Werte werden

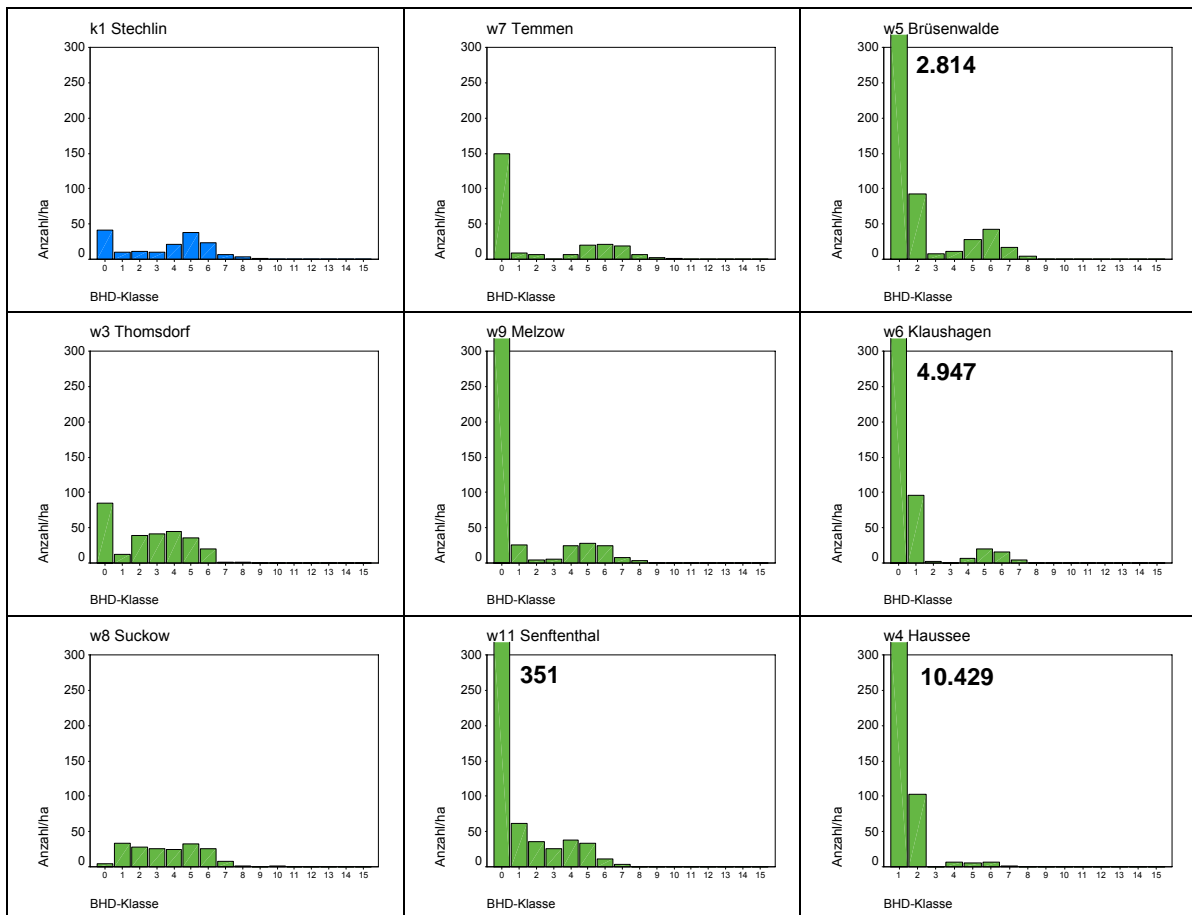
in den relativ geschlossenen, dickstämmigen Altholzbeständen *Thomsdorf w3* und *Suckow w8* mit 40 cm BHD erreicht, womit sie den k20-Flächen gleichen.

### 3.1.2.3.2 Durchmesserverteilung

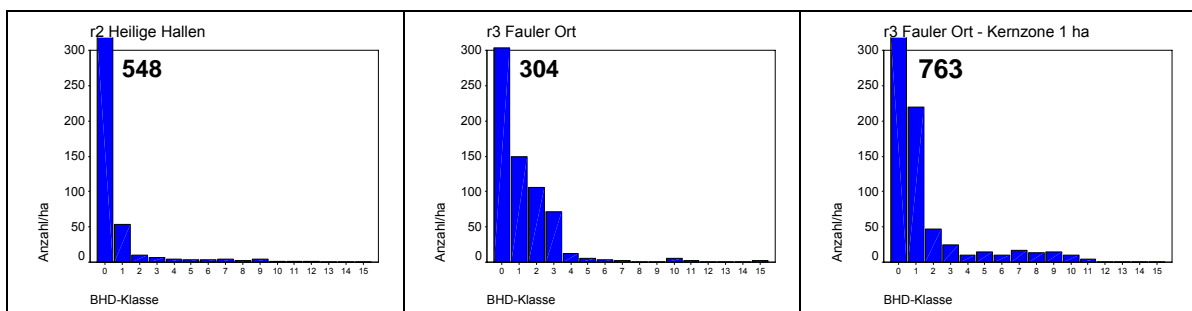
Zwei Wirtschafts- und drei k20-Flächen weisen schwerpunktmäßig Bäume mit höheren BHD auf (*w2*, *w3*, *k1*, *k2* und *k3*; Abb. 3.6 links). Bei der Fläche *Suckow w8* zeigt sich eine relativ homogene Anzahlverteilung von 10 bis 70 cm BHD, was zu einer sehr inhomogenen Vorratsverteilung mit einem Schwerpunkt in den hohen BHD-Klassen führt. Die Flächen *Stechlin k1* und *Thomsdorf w3* weisen mit weniger als 50 bzw. 100 Individuen unter 10 cm BHD/ha nur sehr wenig Verjüngung auf. Mehrere Wirtschaftsflächen zeigen Ansätze einer plenterartigen Stammzahlverteilung, wobei aber entweder noch zu wenig Verjüngung (*w10*) oder im mittleren Stärkebereich noch eine Abweichung von der idealen Stammverteilungskurve vorliegt (*w7*, *k4*). Mehrere der Untersuchungsflächen weisen sehr hohe Verjüngungszahlen auf (*w1*, *w4*, *w5*, *w6*; Abb. 3.6 rechts).

Im *Faulen Ort r3* als langfristig unbewirtschaftete Fläche, die wahrscheinlich schon immer waldbestockt war und deren heutiges Bestandsbild mutmaßlich nicht aus einem anthropogen homogenisierten Bestandsbild entstanden ist, zeigt eine leicht von einer Plenterkurve abweichende BHD-Verteilung (Abb. 3.7). Nach der 1-Hektar-Aufnahme des *Faulen Ortes r3\_ha* liegt die Stammzahl ab 20 cm BHD unter 50 Individuen. Die hochgerechneten Stammzahlen der Probekreise zeigen keine so deutliche Abweichung von der Plenterwaldkurve. Eine ähnliche Stammzahlverteilungskurve zeigen auch die *Heiligen Hallen r2*, sowie bei Fehlen hoher BHD-Klassen die Wirtschaftswälder *Melzow w9*, *Senftenthal w11* und *Chorin w12*.





**Abb. 3.6:** Stammverteilungskurven von den Wirtschafts-, k20-Flächen und *Serrahn r1*; x-Achse: BHD-Klassen 0 bis 15 in 10 cm Stufen; y-Achse: Anzahl Bäume. Von links oben nach rechts unten: stammzahlarme ein- und zweischichtige Bestände bis stammzahlreiche zweischichtige Bestände.



**Abb. 3.7:** Stammverteilungskurve *Heilige Hallen r2*, *Fauler Ort r3* und *r3\_ha*; x-Achse: BHD-Klassen 0 bis 15 in 10 cm Stufen; y-Achse: Anzahl Bäume.

### 3.1.2.3.3 Giganten – stark dimensionierte Altbäume

Die Betrachtung der 20 stärksten Bäume aller Untersuchungsflächen dient zur Charakterisierung des Altbaumanteils der Tiefland-Buchenwälder (Tab. 3.4). 19 der 20 stärksten Bäume stehen in den Referenzflächen *Heilige Hallen r2* und *Fauler Ort r3*, wobei nur zwei keine Buchen sind: im *Fauler Ort r3* kommen zwei Winter-Linden mit 106 und 109 cm BHD vor (Tab. 3.4).

**Tab. 3.4:** Die 20 stärksten Bäume [BHD in cm ] in den Untersuchungsflächen.

Untersuchungsfläche	Baumart	BHD
w12 Chorin	Eiche	105
r2 Heilige Hallen	Buche	104
r2 Heilige Hallen	Buche	107
r2 Heilige Hallen	Buche	108
r2 Heilige Hallen	Buche	114
r2 Heilige Hallen	Buche	115
r2 Heilige Hallen	Buche	116
r2 Heilige Hallen	Buche	125
r2 Heilige Hallen	Buche	129
r3 Fauler Ort	Winter-Linde	106
r3 Fauler Ort	Buche	107
r3 Fauler Ort	Buche	116
r3 Fauler Ort	Buche	<b>153</b>
r3_ha Fauler Ort	Buche	105
r3_ha Fauler Ort	Buche	108
r3_ha Fauler Ort	Buche	109
r3_ha Fauler Ort	Winter-Linde	109
r3_ha Fauler Ort	Buche	111
r3_ha Fauler Ort	Buche	113
r3_ha Fauler Ort	Buche	113

Der stärkste Baum der Wirtschaftswälder war eine Eiche in *Chorin w12*, die allerdings im Jahr 2000 gefällt wurde.

### Teildiskussion: Durchmesser

Die zahlreiche Naturverjüngung unter 7 cm wird konkurrenzbedingt bereits in den ersten drei Jahrzehnten drastisch reduziert, so dass im *Faulen Ort r3* nur noch <50 Bäume mit einem BHD zwischen 40-49 cm/ha vorkommen. Die Stammzahlverteilungskurve im Buchenurwald Vihorlat weicht ebenfalls von der idealisierten Plenterkurve durch niedrige Stammanzahlen im Bereich zwischen 20 und 40 cm BHD ab (REININGER 2000). Auch die Stammzahlverteilung in La Tillaie (Fontainebleau, Frankreich) weist eine Abweichung von der Plenterkurve auf, allerdings zwischen ~40 und 60 cm BHD (KOOP & HILGEN 1987). Ebenso hat MAYER (1971) im Buchen-Naturwaldreservat Dobra eine von der klassischen Plenterkurve abweichende Stammzahlverteilung vorgefunden. Der Bestand ist mit 426 Bäumen/ha (davon nur 209 Bäume ab 8 cm BHD/ha) stammzahlarm, was eventuell auf die steile Hanglage, teilweise sogar mit Linden-Hangschutt-Blockwald, zurückzuführen ist. SCHMALTZ & STANKE (1999) fanden dasselbe Phänomen im Buchenwald auf Vilm, und auch im Wirtschaftswald wurde wie in den Flächen *w9*, *w11* und *w12* die beschriebene Abweichung von der Plenterkurve nachgewiesen (PREUHSLER & REBHAN 1991).

MAYER (1971) resümiert: Nach der Baumzahlverteilungskurve könnte man an einen plenterartigen Bestandesaufbau denken. Da aber die schwächeren Durchmesser ungleichmäßig verteilt und meist lokal konzentriert sind, fehlt auf ganzer Fläche eine echte Plenterstruktur.

Buchen „mit sehr großen Durchmesserwerten“ (leider nicht definiert) kommen im Buchenurwald der Westkarpaten nur vereinzelt vor (KORPEL 1995). Das Vorkommen von Bäumen mit BHD >100 cm ist in den Tiefland-Buchenwäldern häufiger zu erwarten als im buchendominierten Bergurwald. Einerseits können Tieflandbuchen mit 350-400 Jahren etwa 150 Jahre älter werden als die Berglandbuchen der Westkarpaten (max. 230 Jahre, KORPEL 1995:124; LEIBUNDGUT [1993: 48] gibt allerdings max. 350 Jahre an), andererseits könnte es sein, dass

Vitalitätsverlust und Zerfallsgeschwindigkeit des noch lebenden Baumes bei geschaffenen Eintrittspforten wie Rindenstörstellen durch die hohen Niederschläge im Berg-Buchenwäldern beschleunigt werden und somit nicht nur die Zersetzung des toten Holzes (LEIBUNDGUT 1993), sondern auch der Absterbeprozess der lebenden Altbäume schneller abläuft.

## Fazit:

### 1. Einfluss forstlicher Bewirtschaftung:

- a. Durch die Bewirtschaftung weicht die Durchmesserverteilung (N/ha) meist von einer naturnahen plenterwaldähnlichen Verteilung stark ab;
- b. Stark dimensionierte Altbäume können sich im Wirtschaftswald kaum entwickeln.

### 2. Indikatoren für naturnahen Tiefland-Buchenwald:

- a. Als naturnah für die Buchenwälder des Tieflandes wird eine im mittleren BHD-Bereich unterhalb einer idealen "Plenterkurve" liegende Stammzahlverteilung angenommen, wie es auch für andere Buchen(ur)wälder typisch ist: Urwald Vihorlat und Rožok (Slowakei, KORPEL 1995: 124), Mirdita (Albanien, TABAKU 2000), Izvoarele Nerei (Rumänien, FRĂTILĂ 2003);
- b. Bäume >100 cm BHD können als Naturnäheindikator verwendet werden.

## 3.1.2.4 Höhen

Die Maximalhöhe der Bäume wird durch Bewirtschaftung reduziert. Während in allen langfristigen Referenzflächen Buchen über 40 m Höhe stehen, kommen in nur 5 von 13 bewirtschafteten Altbuchenbeständen Bäume mit mehr als 40 m Höhe vor. In *Serrahn r1* kommen durchschnittlich 4,7 Bäume über 40 m Höhe /ha vor und in den *Heiligen Hallen r2* erreicht dieser Wert sogar 8,8 Bäume/ha. Hingegen kommen im *Faulen Ort r3* trotz der guten Standortverhältnisse durch die überwiegend westexponierte Lage mit hohen Kuppen und dem damit verbundenen Einfluss starker Westwinde im Mittel nur 1,8 Bäume >40 m Höhe/ha vor. Unter den Wirtschaftsflächen weisen mit ebenfalls 1,8 Bäume >40 m Höhe/ha die Fläche *Thomsdorf w3* (Luzulo-Fagetum) und mit bis zu 9,4 Bäume >40 m Höhe/ha die sehr wüchsige Fläche *Melzow w9* mit den Referenzflächen vergleichbare Werte auf.

Dass die Buchen vor allem im Waldmeister-Buchenwald die Möglichkeit haben, weit über die 40 m hoch zu werden, beweisen die erst kurzfristig aus der Bewirtschaftung genommenen Bestände. In den Flächen *Grumsin-West k2* und *-Ost k3* wie im *Erweiterungsgebiet der Heiligen Hallen k4* kommen bereits viele Bäume mit entsprechenden Höhen vor. Nur in dem recht windexponiertem und bodensauren, nährstoffärmeren Buchenwald *Stechlin k1* liegt die gemessene Maximalhöhe bei nur 35,0 m.

Die höchsten zehn Buchen der Untersuchungsflächen liegen mit 45,6 bis 49,2 m Höhe ausnahmslos in den k20- und r50-Flächen (Tab. 3.5).

Obwohl die höchsten Bäume in den Referenzflächen wachsen, gibt es insgesamt eine dem Höhenwachstum gegenläufige Einwirkung auf die Buchen in den Referenzflächen. Generell wird in der Waldwachstumskunde davon ausgegangen, dass die Baumhöhe mit dem Alter und dem BHD korreliert, wobei dieser Bezug von der Baumart, dem Standort und der Bestandesgeschichte maßgeblich beeinflusst wird. Diese Abhängigkeit lässt sich für Wirtschaftswälder anhand von Höhenfunktionen beschreiben. Natürlich ist es auch möglich, für Referenzflächen Höhenfunktionen zu erstellen, doch ein entscheidendes Phänomen kann dabei nicht berücksichtigt werden: Die Höhen-BHD-Verteilung der Altbäume fächert sich ab ca. 60 cm BHD deutlich auf (Abb. 3.8), das heißt, dass sich in den r50-Flächen mit hohem Alter der Baumindividuen der Bezug zwischen Höhe und BHD zunehmend auflöst. Bäume

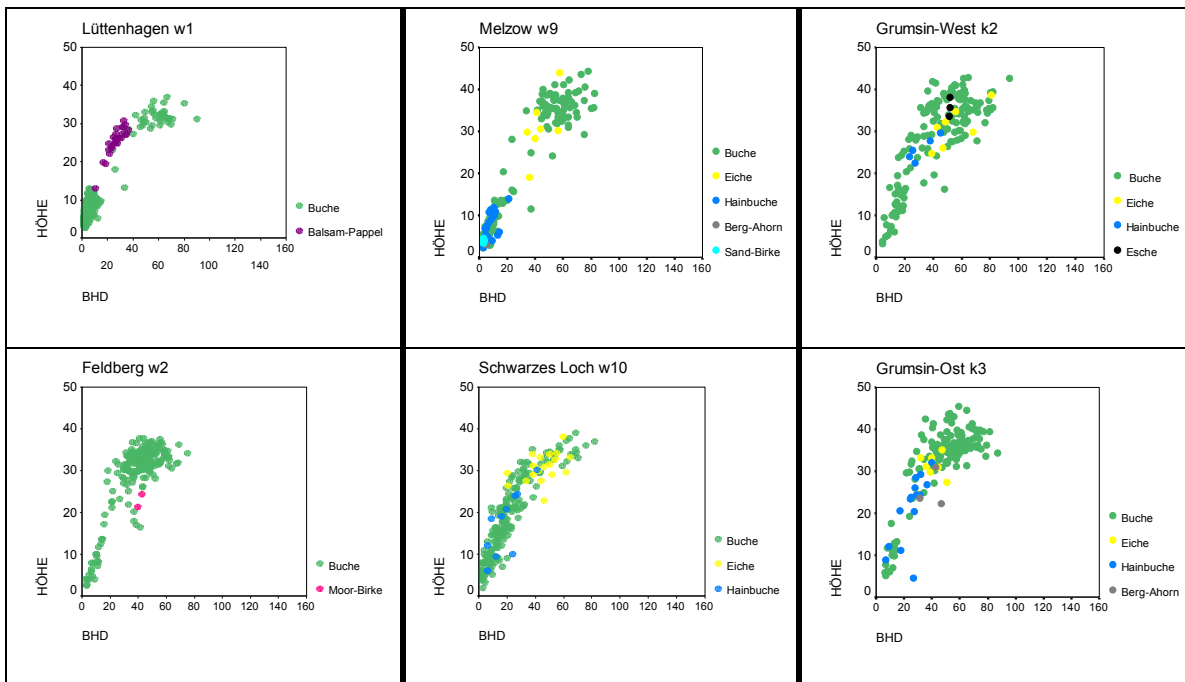


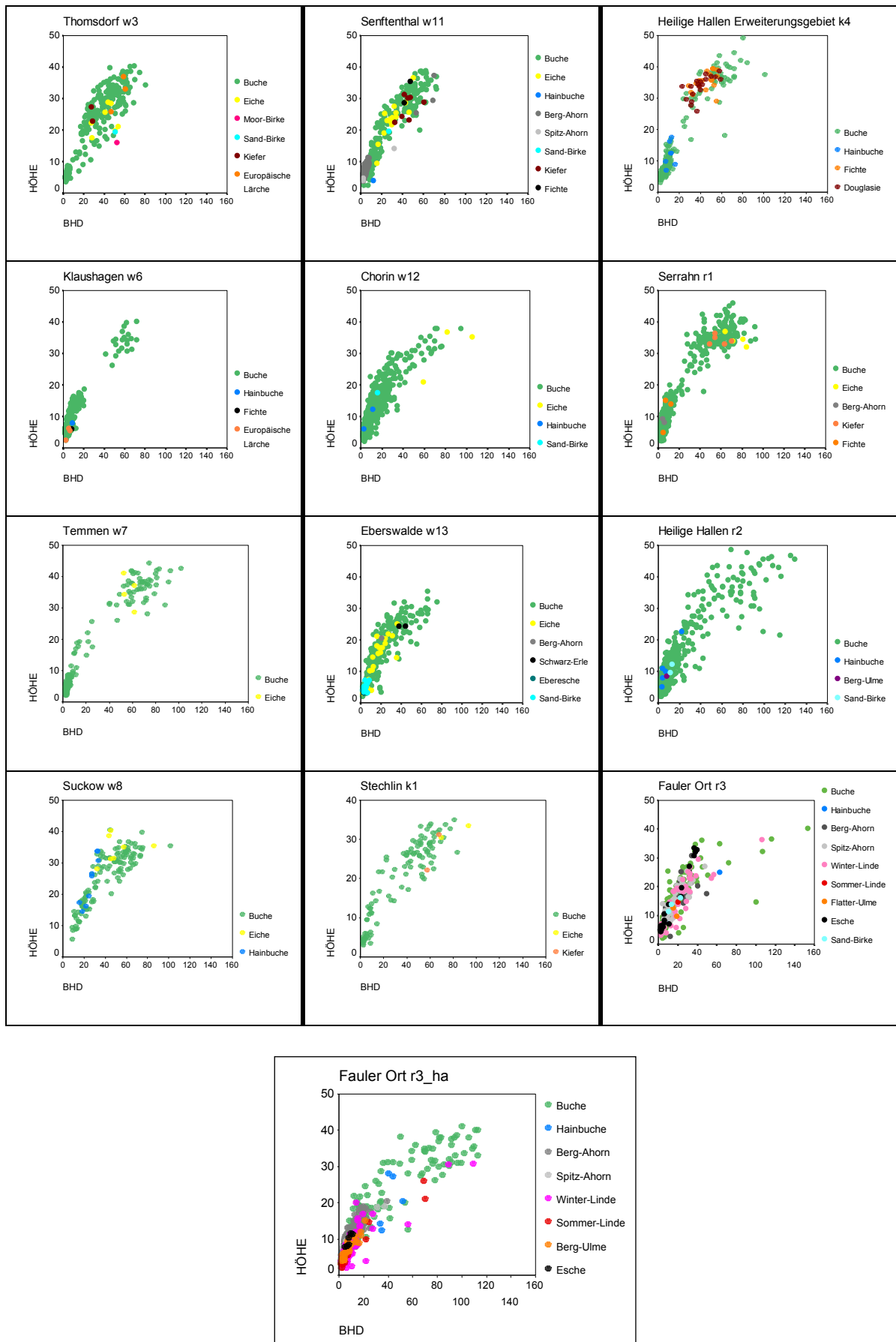
mit großem BHD können sowohl sehr hoch als auch relativ niedrig sein (besonders deutlich in den *Heiligen Hallen r2*). In der erst wenige Jahrzehnte unbewirtschafteten Fläche *Serrahn r1* ist die langsame Auffächerung deutlich erkennbar, obwohl sehr hohe BHD erst noch entstehen müssen.

**Tab. 3.5:** BHD, Höhe und h/d-Verhältnis der zehn höchsten Buchen in den nordostdeutschen Buchenwaldflächen.

Untersuchungsfläche	BHD	Höhe	h/d-Verhältnis
<i>k3 Grumsin-Ost</i>	59	45,5	<b>0,77</b>
<i>k4 Heilige Hallen Erweit.</i>	80	<b>49,2</b>	0,62
<i>r1 Serrahn</i>	71	46,0	0,65
<i>r2 Heilige Hallen</i>	69	48,6	0,70
<i>r2 Heilige Hallen</i>	84	47,8	0,57
<i>r2 Heilige Hallen</i>	99	45,6	0,46
<i>r2 Heilige Hallen</i>	104	45,8	0,44
<i>r2 Heilige Hallen</i>	107	46,4	0,43
<i>r2 Heilige Hallen</i>	<b>129</b>	45,6	<b>0,35</b>
<i>r2 Heilige Hallen</i>	125	46,7	0,37

Die einzigen Wirtschaftswälder, in denen ein Ansatz dieses Alterungsfächers erkennbar ist, sind die Flächen *Temmen w7* und *Melzow w9*. Es kann nur vermutet werden, dass dies an der Windexposition und/oder an Zunderschwammbefall liegen könnte. Da die Zunderschwamm-Verbreitung in der Fläche *Melzow w9* sehr gering ist (KERSTAN 2003), wird die Höhenreduktion wohl auf die in den 1990er Jahren durchgeführte starke Aufflichtung als Großschirmschlag in Kombination mit der bewegten Topographie zurückzuführen sein. Mit maximal 149 (*Melzow w9*) und 159 Jahren (*Temmen w7*) ist auszuschließen, dass sich die Buchen schon im natürlichen Alterungsprozess befinden.





**Abb. 3.8:** Streudiagramm der Höhen [m] in Bezug zum BHD [cm] des Baumes, getrennt nach Baumarten und Untersuchungsflächen.

## Teildiskussion: Höhen (siehe auch Ergebnistext)

Nach LOCKOW & HÖPPNER (2001) sind die höchsten Bäume Brandenburgs Douglasien, Küsten-Tannen und Europäische Lärchen. Berücksichtigt wurden Bäume ab 45 m Höhe. Tiefland-Buchen wurden nicht erwähnt, obwohl diese in unbewirtschafteten Flächen durchaus 45 m erreichen. Selbst die Dimensionen der höchsten (meist über 50 m hohen) europäischen Urwaldbäume (*Abies alba*, *Picea abies*, *Pinus nigra* etc.) ist für Tiefland-Buchen erreichbar (BORRMANN 1993). Allerdings brauchen die Buchen aufgrund der geringeren Wuchsgeschwindigkeit länger als die genannten Nadelbaumarten.

### Fazit:

#### 1. Einfluss forstlicher Bewirtschaftung:

- In Wirtschaftswäldern können Tiefland-Buchen ihre maximale natürliche Wuchshöhe nicht erreichen;
- Die starke Korrelation BHD und Baumhöhe ist ab BHD  $\geq 60$  cm aufgrund fehlender Alterungsprozesse im Wirtschaftswald nutzungsbedingt.

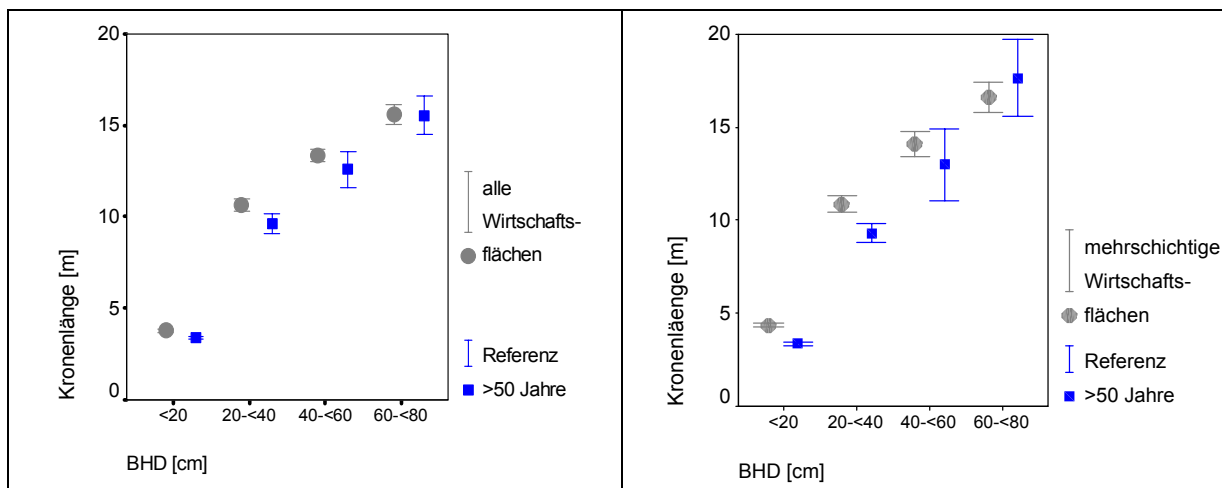
#### 2. Indikatoren für naturnahen Tiefland-Buchenwald:

Eine schwache Korrelation zwischen Bäumen  $\geq 60$  cm BHD und ihrer Höhe ist eine waldwachstumskundliche Eigenart in den Referenzflächen und kann als Indikator für naturnahe Alterungsprozesse in Tiefland-Buchenwäldern verwendet werden.

### 3.1.2.5 Kronenparameter

Neben dem Vergleich der Wirtschaftswälder mit den Referenzwäldern wird die Kronenausbildung in Kombination mit der Schichtung und der Vitalität betrachtet, wobei folgende zwei Fragen beantwortet werden:

- Hat die Schichtung des Bestandes auf die Kronenausbildung Einfluss?
- Wie wirkt sich die Vitalität der Bäume auf die Kronenausbildung aus?



**Abb. 3.9:** Kronenlänge [m] von Buchen bezogen auf BHD-Klassen und nach Wirtschafts- und Referenzflächen >50 Jahre getrennt (Mittelwert + zweifacher Standardfehler); **links:** alle Wirtschaftswälder; **rechts:** nur mehrschichtige Wirtschaftswälder.

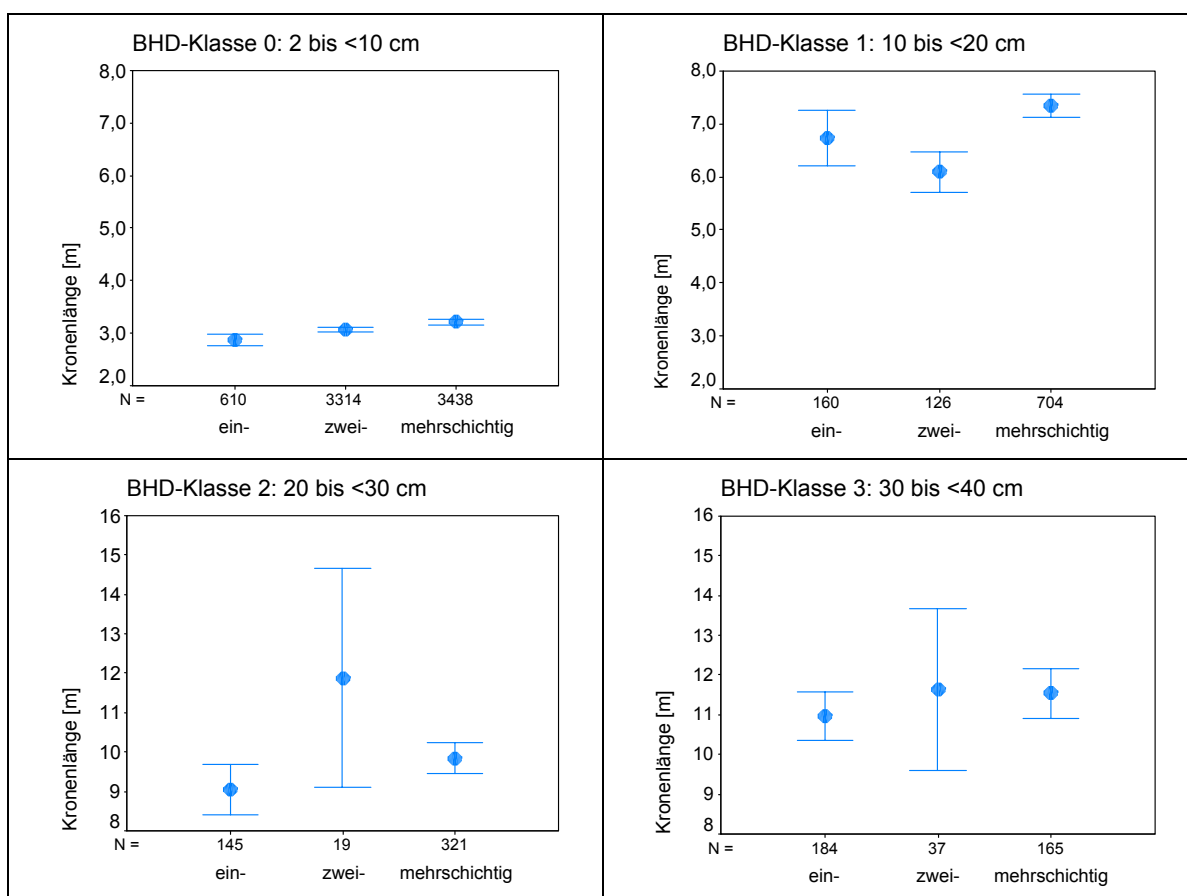
Die Kronenlängen der Buchen sind unabhängig vom Bestandaufbau (Schichtung) in den Wirtschaftswäldern bis 40 cm BHD höchst signifikant länger als in r50-Flächen (Abb. 3.9 und Tab. 3.6). Die als mehrschichtig eingestufte Wirtschaftswälder *Lüttenhagen w1*, *Schwarzes Loch w 10*, *Chorin w12*, *Eberswalde w13* zeigen ebenfalls deutlich längere

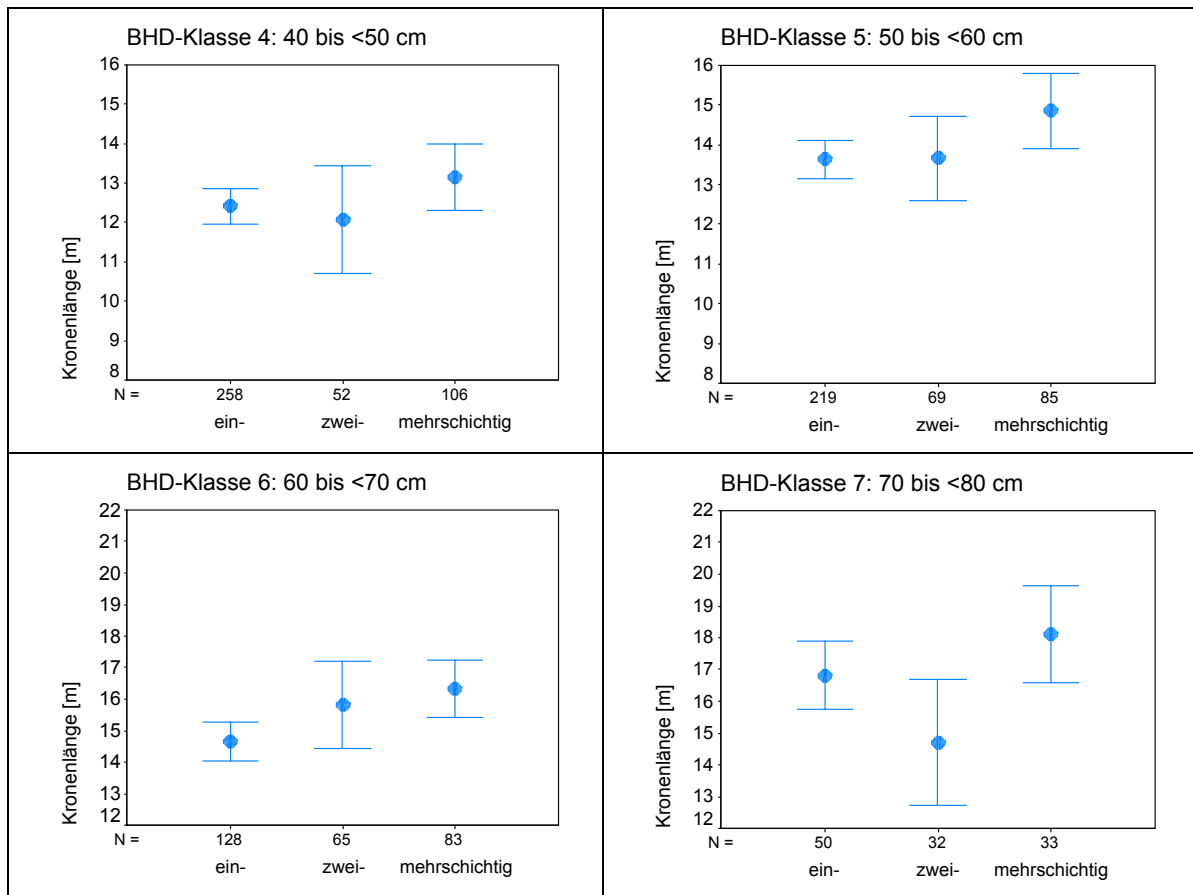
Kronen als die mehrschichtigen Referenzflächen *Heilige Hallen r2* und *Fauler Ort r3* (Abb. 3.9, rechts).

**Tab. 3.6:** Ergebnisse des Signifikanztestes auf Unterschiede zwischen den Wirtschafts- und Referenzflächen >50 Jahre hinsichtlich der Kronenlänge.

BHD [cm]	alle Wirtschafts- und r50-Flächen	mehrschichtige Wirtschafts- und r50-Flächen
<20	***	***
20-<40	***	***
40-<60	*	n.s.
60-<80	n.s.	n.s.

Lange Kronen können sich nur dann ausbilden, wenn der Konkurrenzdruck durch Nachbarbäume nicht zur Ausdunkelung der unteren Krone und damit zur Astreinigung führt. Der Bestandesaufbau (ein-, zwei-, mehrschichtig) hat einen hohen Einfluss auf die Entwicklung der Kronenlänge. Die mittlere Kronenlänge eines mehrschichtigen Bestand (nicht nach Wirtschafts- und Referenzfläche getrennt) liegt innerhalb einer BHD-Klasse stets über dem Wert der einschichtigen Bestände (Abb. 3.10). Der Unterschied zwischen den ein- und mehrschichtigen Beständen ist bis BHD <20 cm und zwischen 50 und <70 cm BHD (hoch) signifikant.





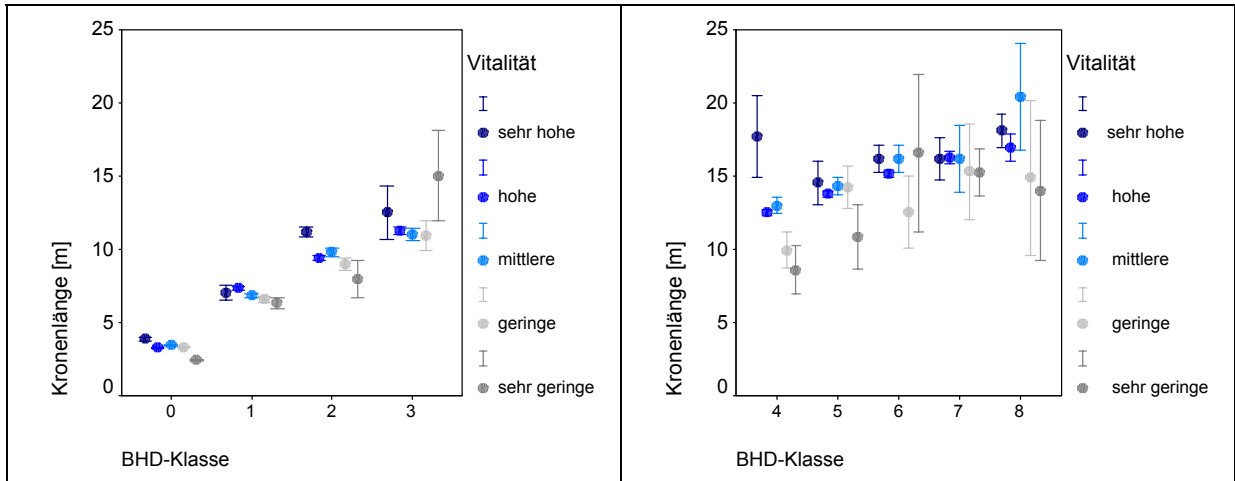
**Abb. 3.10:** Kronenlänge [m] von Buchen in Abhängigkeit von der Schichtigkeit der Bestände in nordostdeutschen Tiefland-Buchenwäldern (Mittelwert + einfache Standardabweichung).

Auch der Vergleich zwischen ein-/zweischichtigen Wirtschaftswäldern und den Referenzflächen zeigt in vielen BHD-Klassen signifikant geringere Kronenlängen in den r50-Flächen.

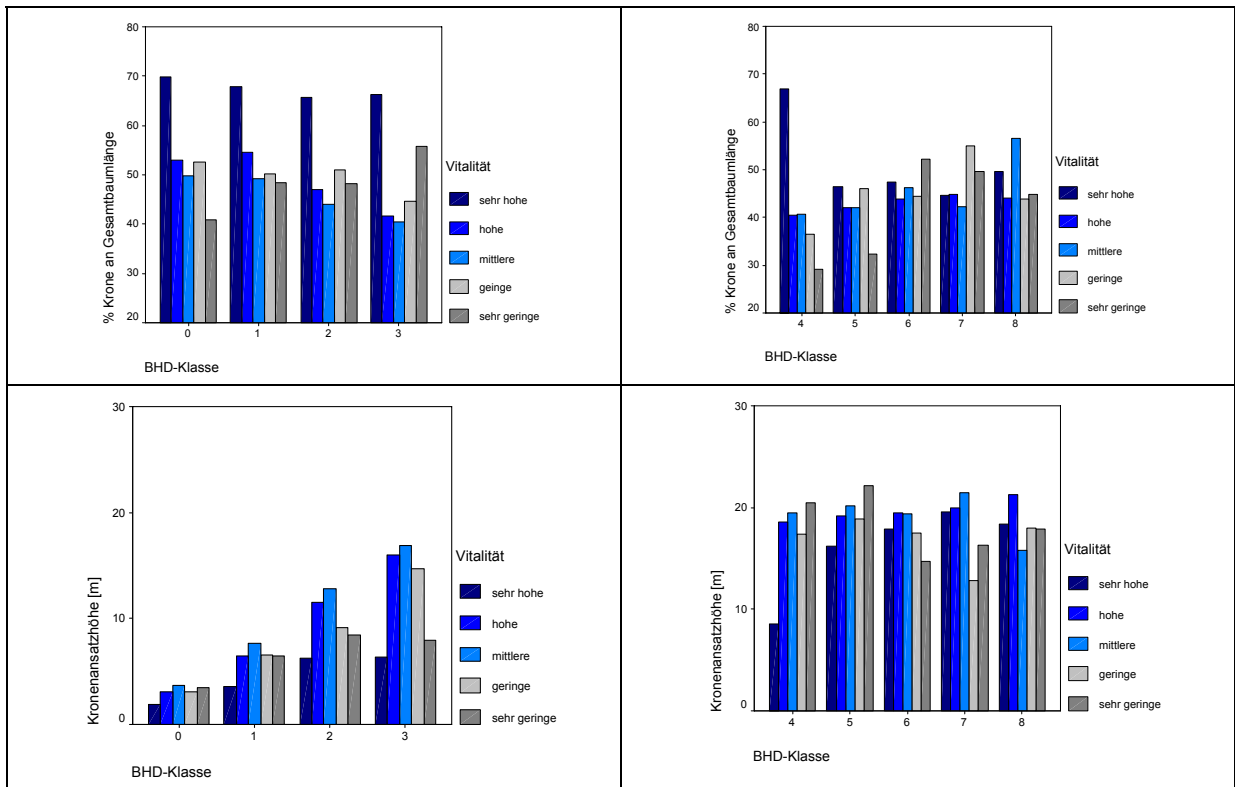
Die Kronenlänge ist aber nicht nur vom schichtigen Bestandesaufbau beeinflusst, sondern auch von der Vitalität des Einzelbaumes. Die Kronenlängen nehmen mit abnehmender Vitalität deutlich ab (wenige Ausnahmen). Während bei den Bäumen der BHD-Klassen 0 bis 4 kleine Kronen vor allem bei *sehr hoher* bis *mittlerer* Vitalität durch hohe Kronenansätze entstehen (Abb. 3.11, links), führen bei den BHD-Klassen 5 bis 8 und bei (sehr) geringer Vitalität (4 und 5) niedrige Baumhöhen zu kürzeren Kronen (Abb. 3.11, rechts). Diese Aussage lässt sich anhand Abb. 3.12 (oben, rechts und links) folgendermaßen herleiten: Bis zur BHD-Klasse 5 (entspricht Bäumen <60 cm) haben Bäume mit sehr hoher Vitalität hohe Kronenprozentage, während die Kronenprozentage mit abnehmender Vitalität meist abnehmen. Bei den stärkeren Bäumen besitzen auch die Bäume mit höherer Vitalität vergleichsweise niedrigere Kronenprozentage. Bäume mit geringerer Vitalität besitzen entweder genauso hohe oder so gar tendenziell höhere Kronenprozentage als die sehr vitalen Bestandesglieder. Da aber, wie oben nachgewiesen, die Kronen mit abnehmender Vitalität kürzer werden (Abb. 3.11, links), kann dies nur mit kleineren Gesamtbaumlängen der gering vitalen Bäume erklärt werden.

Die Betrachtung der Kronenansatzhöhe bestätigt dies. Bis zur BHD-Klasse 3 ist die Kronenansatzhöhe der Bäume mit höchster Vitalität signifikant niedriger als die der hohen und mittleren Vitalität (Abb. 3.12, unten). Bei geringer und sehr geringer Vitalität sinken die Kronenansätze wieder ab. Ab der BHD-Klasse 5 liegen die Kronenansätze über alle Vitalitätsklassen ähnlich (mit Ausnahmen!) hoch und zeigen das zuvor dargelegte Muster nicht mehr. Da die Kronenlängen trotzdem sinken, bestätigt sich die oben beschriebene Annahme, dass die Baumhöhe entsprechend geringer wird.

Der beschriebene Zusammenhang zwischen Vitalität und Kronenlänge ist in den r50-Flächen am deutlichsten ausgeprägt. In den kurzfristigen Referenzflächen und Wirtschaftswäldern ist der Zusammenhang abgeschwächt bzw. nur teilweise nachzuweisen.

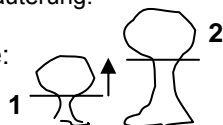


**Abb. 3.11:** Abhängigkeit der Kronenlänge [m] von der Vitalität (+ einfache Standardabweichung) der Buchen in nordostdeutschen Tiefland-Buchenwäldern.



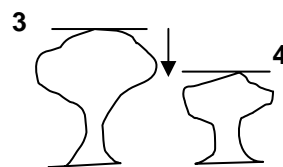
Skizze zur Erläuterung:

junge Bäume:



- 1: junger Baum mit niedrigem Kronensatz
- 2: mittelalter Baum mit hohem Kronensatz

alte Bäume:



- 3: vitaler hoher Altbaum
- 4: Krone des Altbaumes setzt in der Höhe zurück

**Abb. 3.12:** Kronenparameter nach Baumvitalität und BHD-Klassen getrennt **oben:** prozentualer Anteil der Buchenkrone an der Gesamtbäumlänge; **unten:** mittlere Kronensatzhöhe [m].

## **Teildiskussion: Kronenparameter**

Die Kronen sind im strukturell vielfältigeren Wirtschaftswald bedeutend länger, da das räumliche Nebeneinander von Unter-, Zwischen- und Oberstand ein Lichtmosaik mit mehr Seitenlicht ermöglicht. Da große Kronen die Photosyntheseleistung und damit die Assimilatproduktion erhöhen, wachsen tiefer bekronte Bäume schneller. In den bewirtschafteten Wäldern wird die Lichtkonkurrenz durch die waldbauliche Entnahme von Bedrängern verringert („Kronenpflege“), was eine tiefe Bestattung ermöglicht. Die Ergebnisse der Astigkeit (Abb. 3.21) bestätigen dies tendenziell.

Dass der Kronenanteil in den unteren BHD-Klassen in Folge der Stammreinigung niedriger als in den höheren ist, wurde auch schon in anderen Buchenbeständen nachgewiesen (PREUHSLE & REBHAN 1991).

### **Fazit:**

#### 1. Einfluss forstlicher Bewirtschaftung:

In mehrschichtigen Wirtschaftswäldern sind die Baumkronen länger als in den ebenfalls mehrschichtigen r50-Flächen und den einschichtig bewirtschafteten UF.

#### 2. Indikatoren für naturnahen Tiefland-Buchenwald:

Obwohl die Kronenausbildung durch die Bestandesstruktur (Schichtung) so stark beeinflusst wird, dass es signifikante Unterschiede zwischen den Wirtschafts- und r50-Flächen gibt, kann kein praktikabler Naturnäheindikator beschrieben werden.

### **3.1.2.6 Vitalität**

In Wirtschaftswäldern liegt die durchschnittliche Vitalität der Bäume (höchst) signifikant höher als in den r50-Flächen (Ausnahme BHD-Klasse 1, Abb. 3.13). In den alten Referenzflächen liegt der mittlere Vitalitätswert in den BHD-Klassen 0, 3, 4 und 5 sogar um etwa eine Stufenklasse niedriger als im Wirtschaftswald, was deutlich zum Ausdruck bringt, dass Ab- und Rückbauprozesse an Buchen nicht nur im Altbestand mit stark dimensionierten Bäumen stattfinden, sondern in jeder Baumdimension und damit auch in jedem Alter der Bäume (Abb. 3.15, Tab. 3.7). Im Vergleich mit den k20-Flächen stimmt dies bis zur BHD-Klasse 6 ebenfalls. Erst die BHD-Klassen 7 und 8 unterscheiden sich Wirtschafts- und k20-Flächen nicht signifikant.

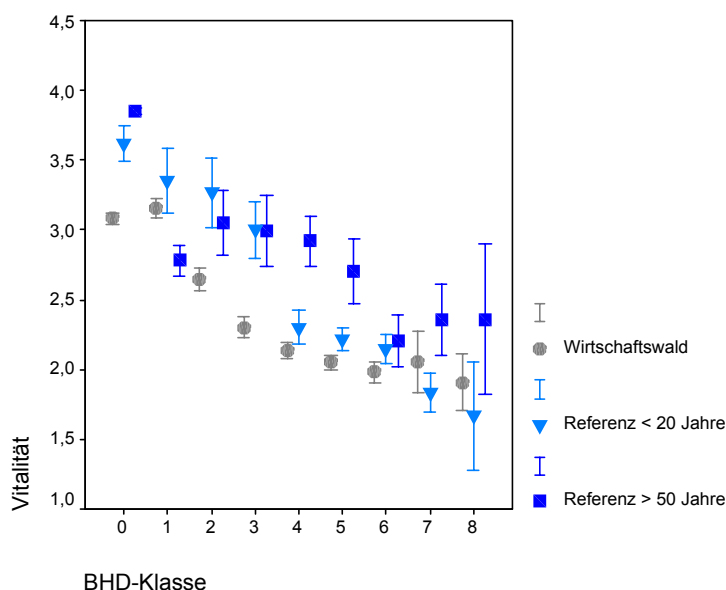
In den Wirtschafts- und r50-Flächen kommen ab Vitalitätsklasse 3 mit 289 bzw. 287 Bäumen/10 ha eine vergleichbare Anzahl von Bäumen vor (Tab. 3.7). Der große entscheidende Unterschied liegt in der Verteilung der Bäume auf die BHD- und Vitalitätsklassen. Während in den Wirtschaftswäldern mit 225 Bäumen/10 ha der Schwerpunkt zwischen 20 und 39 cm BHD (vor allem in der Vitalitätsklasse 3) zu finden ist, kommen in den r50-Flächen noch sehr viele Bäume mit (sehr) geringer Vitalität und hohen Durchmessern vor.

In den k20-Flächen kommen zwischen 40 und 79 cm BHD weit mehr vitalitätsschwache Bäume als in den Wirtschafts- und r50-Flächen vor. Dieses Ergebnis zeigt, dass die Bäume durch den Nutzungsverzicht einem großen Konkurrenzdruck unterliegen.

### **Teildiskussion: Vitalität**

Die vorgenommene Modifizierung der Kraftschen Klassen (vgl. Kap. 2.2.3.2.2) ermöglichte eine Charakterisierung von Einzelbäumen in strukturell heterogenen Beständen, was bisher

auf diese Weise nicht möglich war. Die Einschätzung der Vitalität führte trotz der damit verbundenen Subjektivität zu differenzierten Ergebnissen.



**Abb. 3.13:** Vitalität der Buchen nach BHD-Klassen und Bewirtschaftungsweise getrennt (Mittelwert + einfacher Standardfehler).

Mittelwertbildungen von ordinalskalierten Werten sind mathematisch zwar nicht korrekt, lassen hier aber Tendenzen gut erkennen. X-Achse: BHD-Klassen in 10cm-Stufen; y-Achse: 1,0 = sehr hohe bis 4,5 = sehr geringe Vitalität.

**Tab. 3.7:** Baumanzahl pro 10 ha, getrennt nach Vitalitätsklassen (3 = mittlere, 4 = geringe, 4,5 = sehr geringe Vitalität), BHD-Spannen und Wirtschafts-, kurzfristigen und langfristigen Referenzwäldern.

BHD-Spanne	Wirtschaftswald			Referenz <20 Jahre			Referenz >50 Jahre		
	Vitalität			Vitalität			Vitalität		
	3	4	4,5	3	4	4,5	3	4	4,5
20-39	180,6	37,8	6,9	203,6	93,2	13,8	62,4	52,8	20,4
40-59	45,6	2,6	5,2	189,8	3,5	0	58,8	18	3,6
60-79	5,2	1,7	3,5	31,1	3,5	0	34,8	3,6	6,0
80-99	0	0	0	0	3,5	0	<b>6,0</b>	<b>4,8</b>	<b>7,2</b>
>100	0	0	0	3,5	0	0	<b>4,8</b>	<b>2,4</b>	<b>1,2</b>
Summe	231,3	42,1	15,5	427,8	103,5	13,8	166,8	81,6	38,4
	Anzahl/10 ha			Anzahl/10 ha			Anzahl/10 ha		
insgesamt	289,0			545,1			286,8		
ab 40 cm BHD	64,0			235,0			151,0		
ab 80 cm BHD	<b>0</b>			<b>7,0</b>			<b>26,4</b>		

**Fazit:**

1. Einfluss forstlicher Bewirtschaftung:

Forstliche Bewirtschaftung hat zum Ziel, das Wuchspotenzial eines Standortes auf ausgewählte Baumindividuen zu konzentrieren. Die Ergebnisse zeigen, dass die Bewirtschaftung tatsächlich zu durchschnittlich vitaleren Bäumen führt.

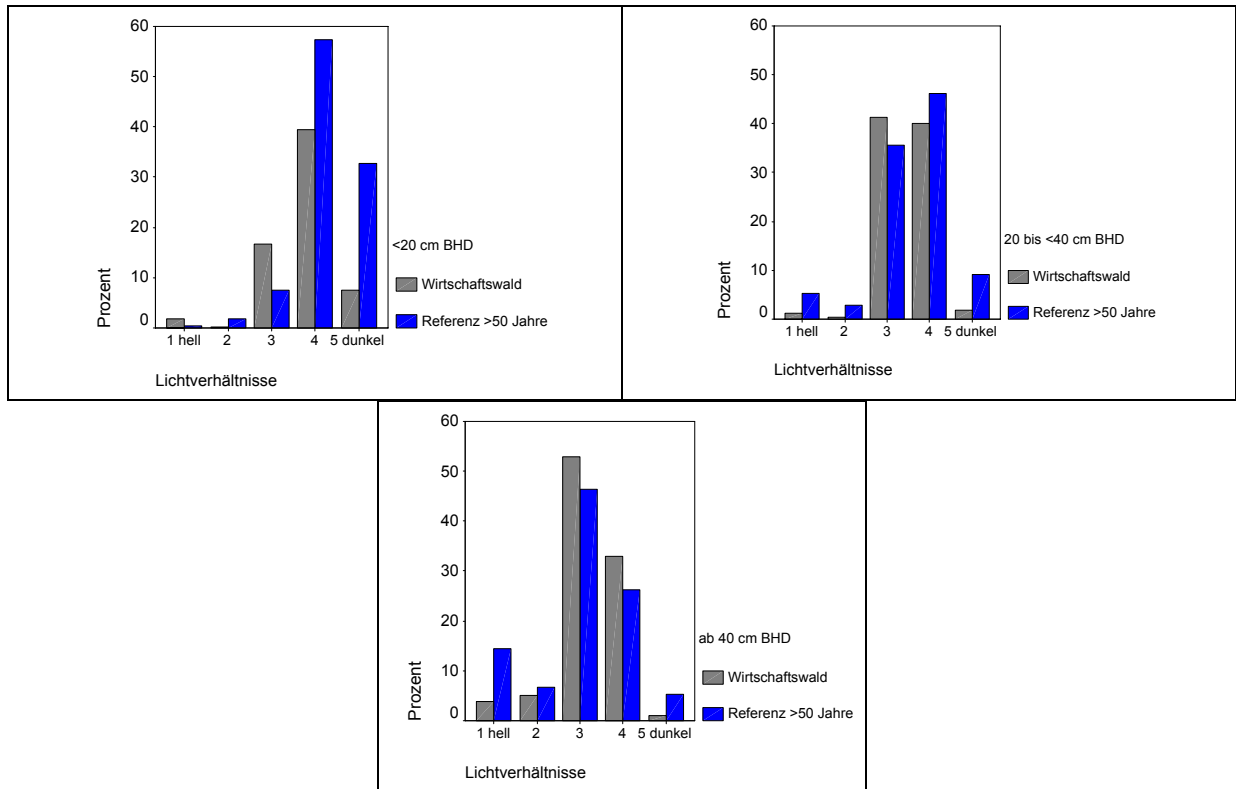
2. Indikatoren für naturnahen Tiefland-Buchenwald:

Mindestens 18 Bäume mit  $\geq 80$  cm BHD/10 ha mit mittlerer bis sehr geringer Vitalität (*Fauler Ort r3*: 18, *Serrahn r1*: 29, *Heilige Hallen r32*: 69 und *Fauler Ort r3\_ha*: 70).



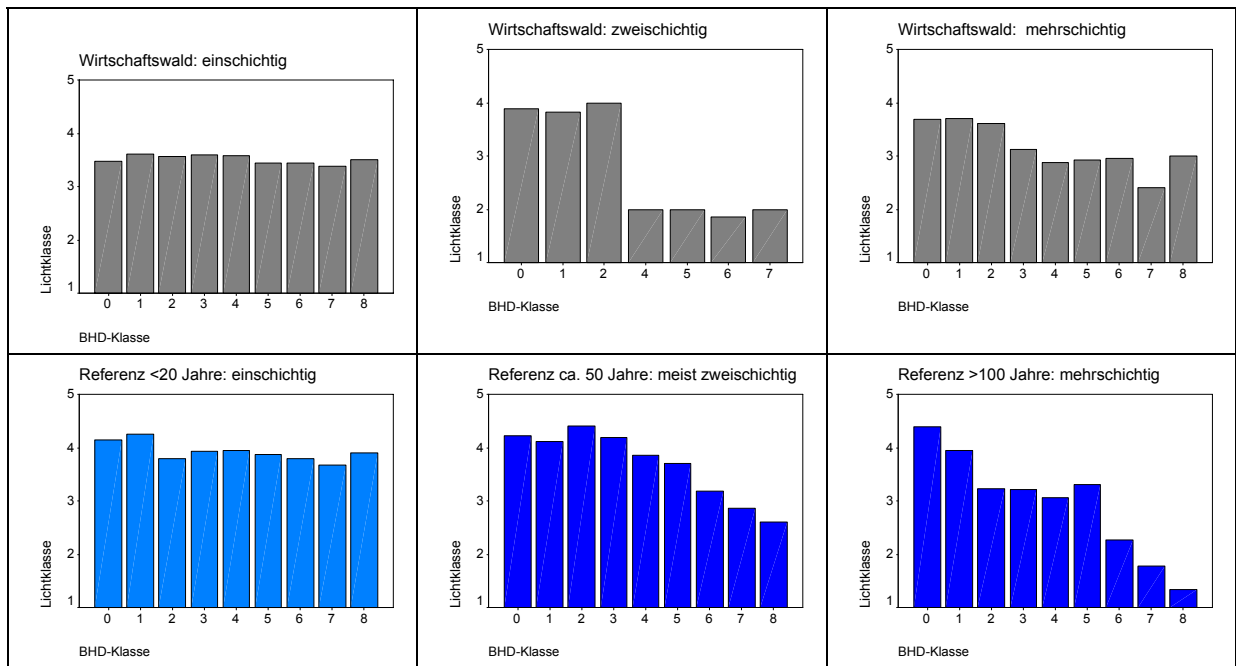
### 3.1.2.7 Lichtverhältnisse

In den r50-Flächen erhalten die Einzelbäume <20 cm BHD (Abb. 3.14, oben links) bedeutend weniger Licht als in den Wirtschaftswäldern. Von 20-<40 cm BHD sind die Bäume der Wirtschaftswälder hauptsächlich mittleren Lichtverhältnissen ausgesetzt, während die Bäume in den r50-Flächen etwas weniger Licht erhalten. Der Anteil in den Lichtklassen 1 und 2 ist aber in den r50-Flächen insgesamt größer als in den Wirtschaftswäldern (Abb. 3.14, oben rechts). Ab 40 cm BHD wird dies noch deutlicher: in den r50-Flächen erhalten mehr Bäume sehr viel und mehr Bäume weniger Licht als im Wirtschaftswald (Abb. 3.14, unten).



**Abb. 3.14:** Anteil der Bäume nach Lichtverhältnissen, Wirtschafts- und Referenzflächen >50 Jahre getrennt; **oben links:** <20 cm BHD; **oben rechts:** 20-<40 cm BHD; **unten:** ab 40 cm BHD.

Dass die Lichtverhältnisse in den Wirtschaftsflächen sehr unterschiedlich sind, wird bei einer Trennung des Datensatzes nach der Schichtung deutlich (Abb. 3.15, oben). Einschichtige Bestände führen in jeder BHD-Klasse zu relativ homogenen Lichtverhältnissen zwischen 3 und 4. Die Bäume sind relativ stark durch die Nachbarbäume beschattet (Abb. 3.15, oben links) und die Bäume stehen im Durchschnitt nicht so dicht wie im zweischichtigen Wirtschaftswald (Abb. 3.15, oben Mitte). Aufgrund der sehr dichten Verjüngung im Großschirmschlag ist das Lichtangebot für die Einzelpflanze gering. Der Oberbestand wird nur im unteren Stammbereich entsprechend der Höhe der Naturverjüngung beschattet. Darüber ist der Bestand licht, wie die mittleren Lichtverhältnisse von 2 aufzeigen. Der mehrschichtige Wirtschaftswald zeigt dagegen eine leicht zunehmende Lichtversorgung von der Verjüngung bis zum Altbestand (Abb. 3.15, oben rechts).



**Abb. 3.15:** Lichtverhältnisse in ein-, zwei- und mehrschichtigen Wirtschafts- und Referenzwäldern; x-Achse: BHD-Klassen in 10cm-Stufen, y-Achse: Lichtklassen (1 hell bis 5 dunkel), Balkendiagramm: durchschnittlicher Lichtwert in der jeweiligen BHD-Klasse. Mittelwertbildungen von ordinalskalierten Werten sind mathematisch zwar nicht korrekt, lassen hier aber Tendenzen gut erkennen.

Die Aufgliederung der Daten der Referenzflächen lässt sich den Schichtungs- und Lichtverhältnissen der Wirtschaftswälder analog zuordnen (Abb. 3.15, unten). Die k20-Flächen sind überwiegend einschichtig und zeigen deshalb ähnliche Lichtverhältnisse wie die einschichtigen Wirtschaftsflächen, allerdings sind die Daten nicht ganz so homogen und die Mittelwerte liegen im Schnitt etwas höher (= dunkler). Die Fläche *Serrahn r1* ähnelt in weiten Bereichen einem zweischichtigen Bestand. Die Naturverjüngung ist in relativ kurzer Zeit und sehr dicht entstanden, was an den Lichtwerten um 4 abzulesen ist (Abb. 3.15, unten Mitte). Die Lichtverhältnisse des Oberbestandes (ab 40 cm BHD) nehmen mit höherem BHD zu. Die sich ergebene Abstufung ist dem zweischichtigen Wirtschaftswald kaum mehr ähnlich, sondern es ist hier die langsame strukturelle Annäherung an die langfristig unbewirtschafteten Referenzflächen zu erkennen. Während die Fläche *Serrahn r1* allerdings auch bei den hohen BHD-Klassen noch relativ geringe durchschnittliche Lichtverhältnisse besitzt, ist bei den alten Referenzflächen deutlich zu erkennen, dass die stark dimensionierten Bäume (ab 70 cm BHD) aufgrund der fehlenden näheren Nachbarbäumen sehr besonnt sind (Abb. 3.15, unten rechts). Diese Struktur führt zu der bereits auf Luftbildern im Maßstab von 1:10.000 erkennbaren, ausgeprägten Kronendachrauigkeit.

### Teildiskussion: Lichtverhältnisse

Die Ergebnisse der Lichtverhältnisse zeigen deutlich, dass stark besonnte Altbäume ein Charakteristikum von langfristig unbewirtschafteten Wäldern darstellen. Da diese besonnten Altbäume vielen thermophilen Insekten als Lebensraum dienen (BORTMANN 1996, MÖLLER 2000), sollte zur Annäherung an den natürlichen Buchenwaldlebensraum dieses Charakteristikum verstärkt in den Wirtschaftswald integriert werden.

## Fazit:

### 1. Einfluss forstlicher Bewirtschaftung:

- Durch die Bewirtschaftung entstehen vor allem mittlere Lichtverhältnisse. Durchschnittlich ist es durch die Pflege- und Nutzungseingriffe etwas heller als in den r50-Flächen. Es gibt nur wenige Bäume, die sehr licht oder sehr dunkel stehen;
- In einschichtigen Wäldern sind die Lichtverhältnisse über alle Baumdimensionen homogener als in mehrschichtigen Wäldern (siehe auch Kap. 3.1.2.5 Kronenansatz, -länge und -prozente).

### 2. Indikatoren für naturnahen Tiefland-Buchenwald:

In naturnahen Tiefland-Buchenwald kommen mindestens 1,8 (Probekreis-) bzw. 4,0 (Hektaraufnahmen) Bäume  $\geq 40$  cm BHD/ha vor, die stark besonnt werden (Lichtklasse 1).

Im *Faulen Ort r3* kommen mit 1,8 (Probekreise) bzw. 4,0 (Hektaraufnahme) nur relativ wenig stark besonnte Bäume  $\geq 40$  cm BHD vor. Hingegen finden sich in *Serrahn r1* mit 7,6 und in den *Heiligen Hallen r2* mit 19,0 bedeutend mehr Bäume  $\geq 40$  cm BHD/ha in der Lichtklasse 1.

## 3.1.2.8 Stammqualitäten

### 3.1.2.8.1 Zwiesel

An Bäumen  $< 20$  cm BHD kommen in den Wirtschaftswäldern signifikant weniger Zwiesel als in den r50-Flächen vor (Abb. 3.16). Ab 20 cm BHD kommen hingegen weniger Zwiesel in den r50-Flächen vor (höchst signifikanter Unterschied nach Chi-Quadrat-Test, SACHS 1984). Mit durchschnittlich 14,9 Zwieseln/10 ha gibt es in den r50-Flächen statistisch gesehen genauso viele Zwiesel wie in den Wirtschaftswäldern (18,1). Die Anzahl in den k20-Flächen liegt signifikant höher (31,1).

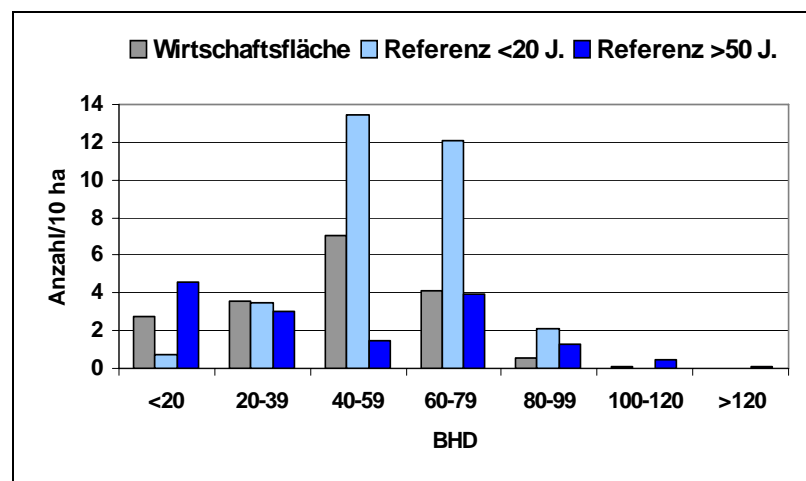
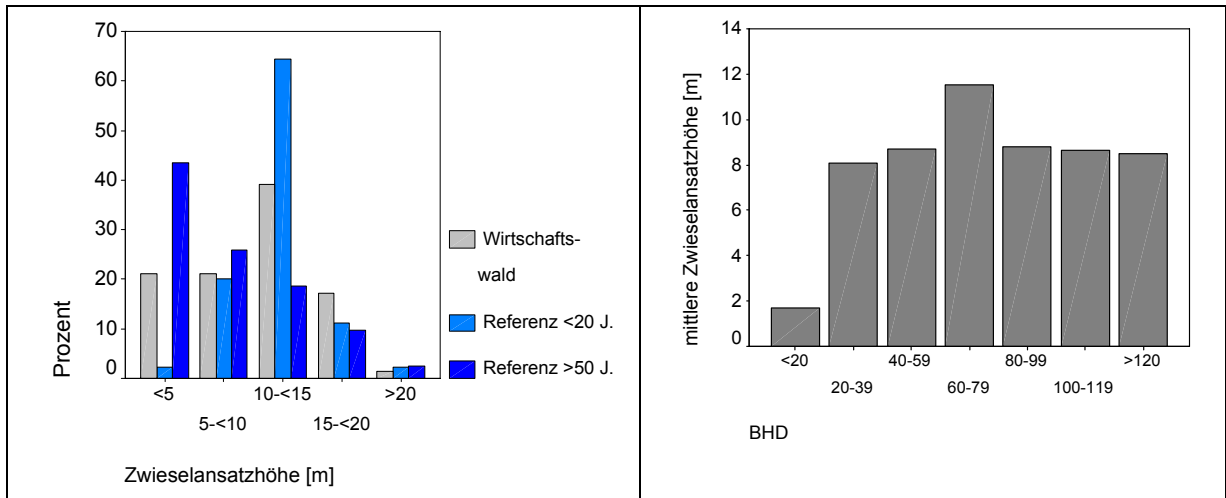


Abb. 3.16: Vorkommen von Zwieseln [Anzahl/10 ha] in Buchen-Wirtschaftswäldern und Referenzflächen, nach BHD-Stufen getrennt.

In den Wirtschafts- und k20-Wäldern setzt mit 40 % bzw. 64 % die Verzwieselung in einer Höhe von  $> 10$  bis 15 m an (Abb. 3.17, links). Da der größte forstwirtschaftliche Wert im unteren Bereich eines Baumes liegt, stellen diese Zwiesel keinen besonderen monetären Verlust dar. Hingegen zwieseln in r50-Flächen über 40 % der Bäume vor allem auf den unteren 5 Metern. Die kombinierte Betrachtung von Zwieselansatzhöhe und BHD der Bäume zeigt allerdings, dass die niedrigen Zwieselansätze schwerpunktmäßig an Bäume mit geringem BHD ( $< 20$  cm BHD) vorkommen (Abb. 3.17, rechts) und somit bei hypothetischer forstlicher Nutzung ebenfalls kein wesentlicher Verlust entstehen würde.

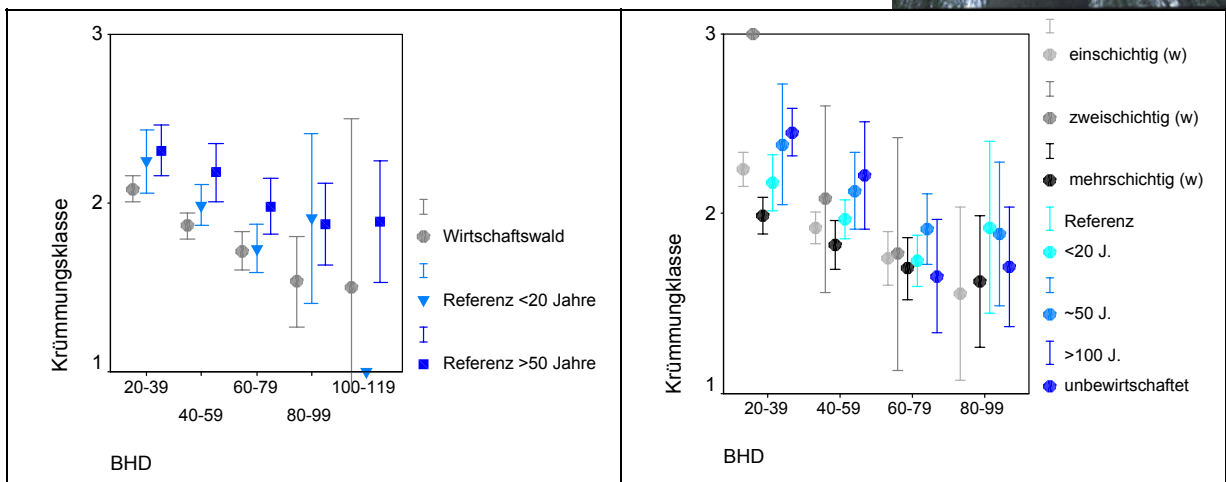


**Abb. 3.17 links:** Anteil der Zwiesel [%] in Bezug zur Ansatzhöhe der Verzwieselung [m], **rechts:** Verteilung der Zwieselansatzhöhen auf BHD-Stufen in den alten Referenzflächen.

### 3.1.2.8.2 Krümmung

Die Krümmung der Stämme ist in r50-Flächen bis <80 cm BHD hoch signifikant höher als in den Wirtschaftswäldern (Abb. 3.18, links). Die Daten der k20-Flächen gliedern sich zwischen die der Wirtschafts- und langfristigen Referenzflächen ein.

Die Bestandesstruktur (ein-, zwei-, mehrschichtig) der bewirtschafteten Flächen beeinflusst aber auch das Auftreten von krummen Bäumen (Abb. 3.18, rechts). In mehrschichtigen Wirtschaftswäldern kommen weniger krumme Bäume <80 cm BHD als in ein- und zweischichtig bewirtschafteten Wäldern vor. Die r50-Flächen *Heilige Hallen* r2 und *Fauler Ort* r3 weisen bis <60 cm BHD im Mittel am meisten krumme Bäume auf.



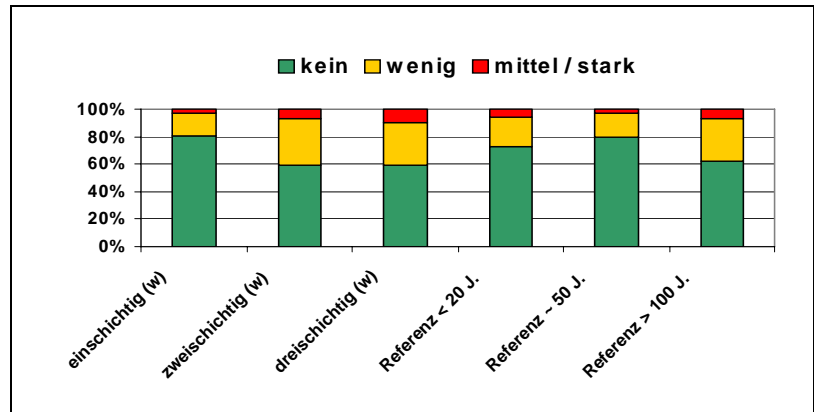
**Abb. 3.18:** Stammkrümmung getrennt nach BHD-Stufen sowie nach Wirtschaftswäldern und Referenzflächen (Mittelwert und Standardfehler); 1 = gerade (schnürig), 2 = einseitig gerade (einschnürig), 3 = krumm (unschnürig). **links:** Wirtschafts-, k20- und r50-Flächen getrennt; **rechts:** Wirtschaftsflächen (w) nach ein-, zwei- und mehrschichtigen Wäldern getrennt, Referenz <20 J. = einschichtig, Referenz ~50 J. = zweischichtig, Referenz >100 J. = mehrschichtig.

Mittelwertbildungen von ordinalskalierten Werten sind mathematisch zwar nicht korrekt, lassen hier aber Tendenzen gut erkennen.

### 3.1.2.8.3 Drehwuchs

Der Drehwuchs ist in allen UF überwiegend nur schwach ausgebildet. In den Wirtschafts- wie Referenzflächen weisen 60-80 % der Bäume keinen und weitere 17-33 % nur einen schwachen Drehwuchs auf (Abb. 3.19). Mit 3-10 % hat der die Holzqualität stärker mindernde Drehwuchs einen relativ geringen Anteil, wobei die höchsten Werte in den drei- und zweischichtigen (10 % bzw. 7 %) Wirtschaftswäldern vorkommen. In den einschichtigen Wirtschaftsflächen und der Referenzfläche *Serrahn r1* ist starker Drehwuchs mit 3 % sehr selten.

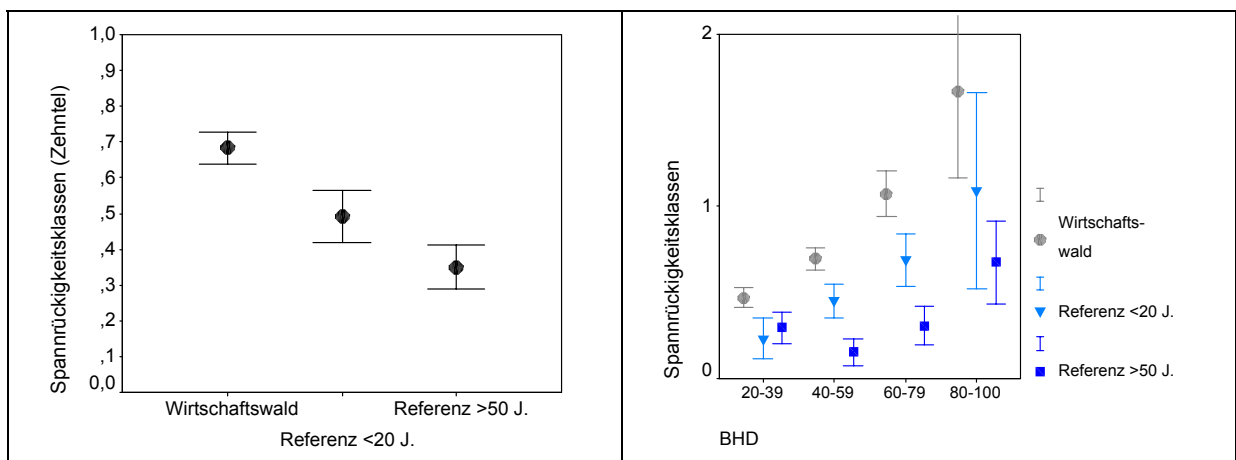
Insgesamt lässt sich weder hinsichtlich der Schichtung noch beim Vergleich bewirtschafteter mit unbewirtschafteten Flächen ein aussagekräftiger Unterschied erkennen.



**Abb. 3.19:** Drehwuchs [%] getrennt nach Schichtungsverhältnissen; Wirtschaftswälder: ein-, zwei- und dreischichtig; Referenz <20 J. = einschichtig, Referenz ~50 J. = zweischichtig; *Serrahn r1* und Referenz >100 J. (*Heilige Hallen r2*, *Fauler Ort r3*) = mehrschichtig.

### 3.1.2.8.4 Spannrückigkeit

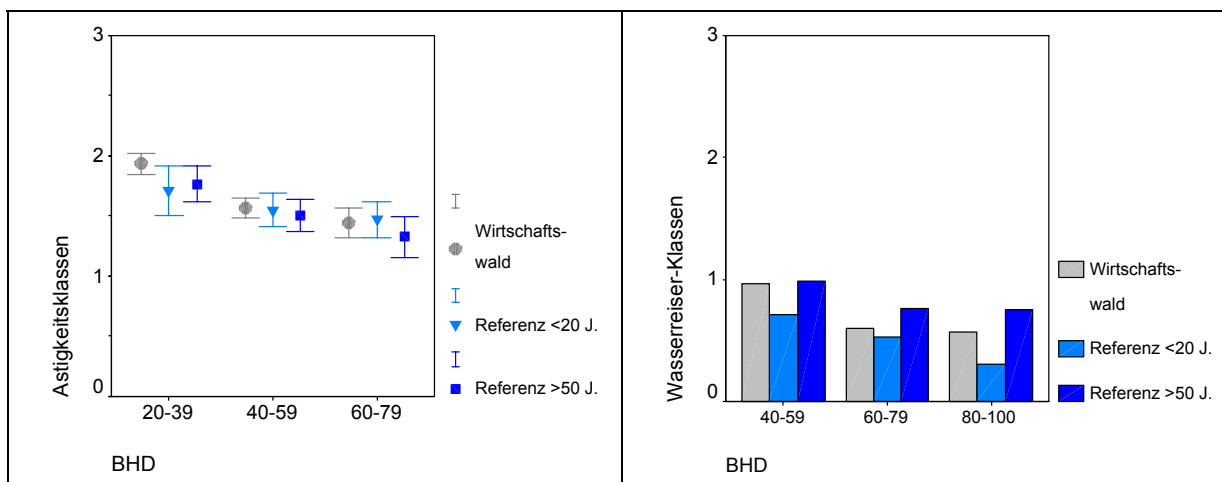
In Wirtschaftswäldern sind bedeutend mehr Buchen spannrückig als in den kurz- und langfristig unbewirtschafteten Referenzflächen (Abb. 3.20). Dieser Unterschied ist sowohl bei Betrachtung der Gesamtdaten (ab 20 cm BHD) wie auch differenziert nach BHD-Klassen klar erkennbar (überwiegend höchst signifikant,  $p < 0,001$ ).



**Abb. 3.20:** Spannrückigkeit der Buchen [Mittelwerte + zweifacher Standardfehler] getrennt nach Wirtschafts- und Referenzflächen (links) und zusätzlich nach BHD-Klassen (rechts). Mittelwertbildungen von ordinalskalierten Werten sind mathematisch zwar nicht korrekt, lassen hier aber Tendenzen gut erkennen.



### 3.1.2.8.5 Astigkeit und Wasserreiser



**Abb. 3.21 links:** Astigkeit [Mittelwerte + zweifacher Standardfehler] und **rechts:** Wasserreiser [Mittelwerte + zweifacher Standardfehler], getrennt nach Wirtschafts- und Referenzflächen; die Werte ab 80 cm BHD (Astigkeit) und <40 cm BHD (Wasserreiser) werden aufgrund der niedrigen Baumzahlen (sehr hohe Standardabweichungen von den Mittelwerten) nicht dargestellt. Mittelwertbildungen von ordinalskalierten Werten sind mathematisch zwar nicht korrekt, geben hier aber doch einen guten Überblick über die Unterschiede.

Die Astigkeit nimmt mit zunehmendem BHD erwartungsgemäß ab, wobei die Astigkeit in den r50-Flächen in jeder BHD-Stufe tendenziell unter dem Wert der Wirtschaftsflächen liegt (Abb. 3.21, links).

Wasserreiser kommen in allen Untersuchungsflächen relativ selten vor und die Bäume, die Wasserreiser besitzen, bilden durchschnittlich nur 1-2 Wasserreiser aus. Weder zwischen den Wirtschafts- und Referenzflächen noch zwischen den unterschiedlichen BHD-Klassen gibt es signifikante Unterschiede (Abb. 3.21, rechts).

### 3.1.2.8.6 Rindenbrand

Rindenbrand, der meist durch eine abrupte Freistellung des Stammes mit nachfolgender Überhitzung der Rinde entsteht, kommt insgesamt außerordentlich selten in den untersuchten Buchenbeständen vor (Tab. 3.8). Während der Rindenbrand in Wirtschafts- und r50-Flächen statistisch gleich hoch ist, konnte in den k20-Flächen kein Rindenbrand nachgewiesen werden.



**Tab. 3.8:** Intensität des Rindenbrands in Wirtschaftswäldern und Referenzflächen.

Intensität des Rindenbrandes	Wirtschaftswald	Referenz <20 Jahre	Referenz >50 Jahre
keiner	97,6	100,0	98,2
schwacher	1,6	0,0	1,5
mittlerer	0,5	0,0	0,3
starker	0,3	0,0	0,0

## **Teildiskussion\*: Stammqualitäten**

Die Stammqualitäten in unbewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern unterscheiden sich nur wenig von denen in Wirtschaftswäldern. Es kommen weder mehr Bäume mit Verzweiselung oder Rindenbrand vor, noch ist der Grad der Astigkeit höher als in den Wirtschaftswäldern. Nur die Krümmung der Bäume ist etwas höher und die Spannrückigkeit signifikant niedriger als in den Wirtschaftswäldern.

Eine Erklärungsmöglichkeit für das häufige Auftreten von Spannrückigkeit in Wirtschaftswäldern könnten die wechselnden Windeinflüsse in den Wirtschaftswäldern bieten. In den Wirtschaftswäldern besitzen die Bäume >20 cm BHD durch die Entnahme von Bedrängern mehr Standraum als Bäume in Referenzwäldern. Die Umgebung der Bäume wird durch die Entnahme der Bedränger im Verlauf des Baumwachstums in verschiedene Richtungen verändert. Um den Einzelbaum herum entstehen durch die benachbarten Lücken immer wieder neue Windverhältnisse, so dass die Hebelwirkung des Windes in verschiedene Richtungen verstärkt und eventuell dadurch inhomogenes Wachstum gefördert wird.

Diese Ergebnisse der Stammqualitäten sind in zweierlei Hinsicht von Bedeutung:

1. Naturnahe Automation in Form von Sukzession und eingriffsloser Selbstdifferenzierung führt zu annähernd gleichen Qualitätsausprägungen der Einzelstämme wie Bewirtschaftung, so dass diese Automation auch in Wirtschaftswäldern vermehrt genutzt werden kann.
2. Da sich die Stammqualitäten der Referenzflächen von den Wirtschaftsflächen wenig unterscheiden, wirkt sich eine verstärkte Zulassung von Naturnähe bei der Bewirtschaftung offenbar nicht negativ auf die Holzverwertbarkeit aus.

\*Die Ergebnisse werden nicht mit der umfangreichen Literatur zu diesem Thema diskutiert, da die Stammqualitäten in erster Linie Parameter von forstwirtschaftlichem Interesse sind und sie aufgrund der kaum vorhandenen Unterschiede zwischen Wirtschafts- und Referenzflächen eine unerwartet geringe Rolle bei der Charakterisierung der Naturnähe von Tiefland-Buchenwäldern spielen.

## **Fazit:**

### 1. Einfluss forstlicher Bewirtschaftung:

Die Bewirtschaftung hat nur geringe Auswirkungen auf die Stammqualitäten. Nur die Geradschaftigkeit der Bäume wird positiv beeinflusst. Der Grad von Zwieselbildung, Drehwuchs, Astigkeit, Wasserreiser und Rindenbrand werden durch die Selektion von Bäumen im Zuge von Pflege- und Nutzungseingriffen im Vergleich mit den r50-Flächen überraschenderweise nicht beeinflusst. Spannrückigkeit tritt hingegen in Wirtschaftswäldern häufiger auf.

### 2. Indikatoren für naturnahen Tiefland-Buchenwald:

kein Vorschlag

### 3.1.3 Totholz

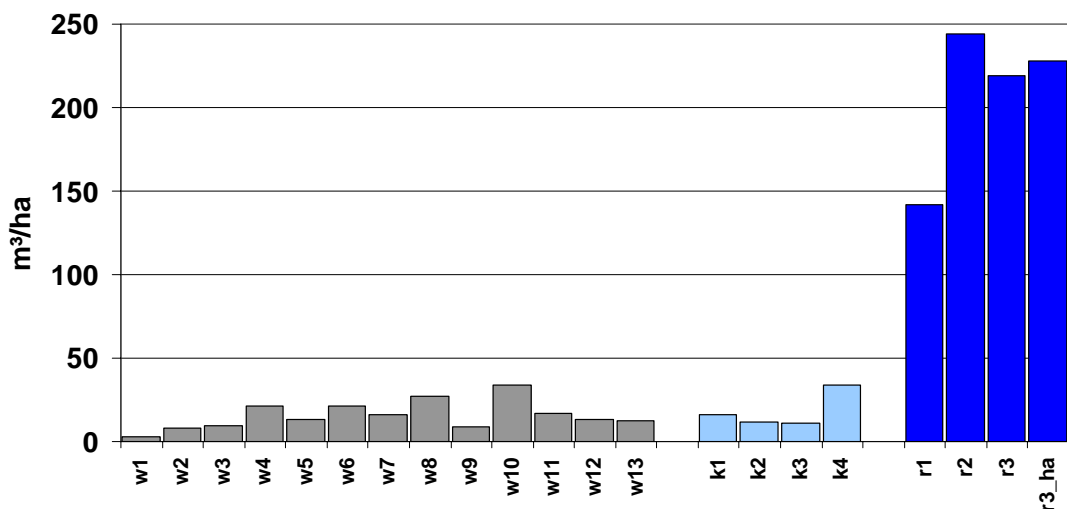
Um die Ausstattung der Wälder mit Totholz ermitteln zu können, wird die ungeheure Vielfalt der Erscheinungsformen häufig auf Angaben zum Gesamtvorrat reduziert. Dieser einfache Ansatz wird hier zunächst in Kap. 3.1.3.1 aufgegriffen und die Totholzmenge insgesamt ohne feinere Differenzierungen betrachtet, um einen Überblick über die Mengen in den verschiedenen Untersuchungsflächen zu geben. In den Kap. 3.1.3.2 bis 3.1.3.7 wird das Totholz schrittweise differenzierter betrachtet. Insbesondere werden die Unterschiede zwischen Wirtschafts- und Referenzwäldern hinsichtlich der Totholzverteilung in Waldentwicklungsphasen, der Totholzdimensionen und -typen, der Feuchtigkeitsverhältnisse und Zersetzungsgrade analysiert.

#### 3.1.3.1 Totholzvolumen und Totholzobjektzahlen

##### 3.1.3.1.1 Gesamtvolumen

In den r50-Flächen kommen zwischen 142 und 244 m<sup>3</sup> Totholz/ha vor (Abb. 3.22; Tab. 3.9). Die k20-Flächen weisen mit 11 bis 34 m<sup>3</sup> Totholz/ha den Wirtschaftswäldern vergleichbare Mengen auf. Mit maximal 34 m<sup>3</sup> Totholz/ha kommen im *Erweiterungsgebiet der Heiligen Hallen k4*, das seit längerem extensiv genutzt wurde und seit kurzem gar nicht mehr bewirtschaftet wird (siehe Anhang I), nicht mehr Totholz als im Wirtschaftswald *Schwarzes Loch w10* vor (Abb. 3.22).

Im Buchenwirtschaftswald des nordostdeutschen Tieflandes liegt die mittlere Totholzausstattung bei 15 m<sup>3</sup>/ha. Die einzelnen Untersuchungsflächen zeigen mit 2,7 bis 34 m<sup>3</sup> Totholz/ha allerdings eine sehr große Wertespanne (Abb. 3.22, Tab. 3.9).



**Abb. 3.22:** Totholzvorkommen [m<sup>3</sup>/ha] in 13 Wirtschaftswäldern (grau), vier seit <20 (hellblau) und drei >50 (dunkelblau) Jahren unbewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern; im *Faulen Ort* wurden Probekreise (r3) und eine Hektarfläche (r3\_ha) aufgenommen.

Relativ hohe Totholzmengen sind in den Wirtschaftswäldern auf verschiedene Weise entstanden:

1. In den beiden Großschirmschlägen *Haussee w4* und *Klaushagen w6* kommen mit jeweils fast 22 m<sup>3</sup> Totholz/ha relativ hohe Werte vor, da in beiden Flächen der stark aufgelichtete Oberbestand nicht planmäßig geräumt wurde (siehe Bestandesgeschichte Anhang I). Durch den starken Vitalitätsverlust des räumigen Oberbestandes und durch Stammbrüche ist in den letzten Jahren viel Totholz entstanden, das sich in einem üblich bewirtschafteten Großschirmschlag nicht entwickeln könnte.



2. Auf der Fläche *Suckow w8* wurden vier stark dimensionierte Hochstümpfe in nur drei Probekreisen erfasst. Neben diesen zufällig in den Probekreisen stehenden Hochstümpfen kommen kaum weitere stehende tote Bäume auf der Fläche vor. Durch die geringe Zahl von Probekreisen (15) und die Hochrechnung der Totholzvolumina auf einen Hektar ist die real vorkommende Totholzmenge in diesem Fall sicherlich überrepräsentiert.

3. Im *Schwarzen Loch w10*, in dem seit 10 Jahren das entstehende Totholz bewusst erhalten wird, wurden 34 m<sup>3</sup> Gesamttotholz/ha ermittelt. Das sind 9,1 % des lebenden Vorrates und 8,3 % des Gesamtvorrates ab 7 cm BHD. Etwa ein Drittel bis Hälfte des Bestandes weist nur sehr wenig Totholz auf, da es sich in den letzten 10 Jahren von Natur aus noch nicht entwickelt hat. Wenn nur die Probekreise im Totholzanreicherungsbereich betrachtet werden, liegt das Gesamttotholz zwischen 55 und 78 m<sup>3</sup>/ha. Das Totholz ist hauptsächlich durch einen nicht aufgearbeiteten kleinen Windbruch Mitte der 1990er Jahre (viele Hochstümpfe stehen noch) und durch das konsequente Belassen unzerschnittener liegender Kronen zu erklären.

**Tab. 3.9:** Totholzvolumina und prozentuale Anteile am Bestandesvolumen (lebender Vorrat, Gesamtvorrat, ab 2 bzw. 7 cm BHD).

UF	Totholz m <sup>3</sup>	Vorrat		Totholz in % des Vorrates	
		lebend	lebend & tot	lebend	lebend & tot
<b>Wirtschaftswald</b>					
w1	2,7	283,3	286,0	0,96	0,94
w2	8,1	567,5	575,6	1,43	1,41
w3	9,6	439,4	449,0	2,18	2,14
w4	<b>21,6</b>	93,0	114,6	<b>23,23</b>	<b>18,85</b>
w5	13,6	380,0	393,6	3,58	3,46
w6	<b>21,5</b>	239,4	260,9	<b>8,98</b>	<b>8,24</b>
w7	16,0	555,1	571,1	2,88	2,80
w8	<b>27,0</b>	479,0	506,0	<b>5,64</b>	<b>5,34</b>
w9	8,5	473,9	482,4	1,79	1,76
w10	<b>34,0</b>	373,8	407,8	<b>9,10</b>	<b>8,34</b>
w11	16,6	364,6	381,2	4,55	4,36
w12	13,3	313,9	327,2	4,24	4,06
w13	12,6	229,8	242,4	5,48	5,20
<b>Referenz &lt;20 Jahre</b>					
k1	16,1	406,0	422,1	3,97	3,81
k2	11,5	639,3	650,8	1,80	1,77
k3	10,9	664,0	674,9	1,64	1,62
k4	34,1	594,8	628,9	5,73	5,42
<b>Referenz &gt;50 Jahre</b>					
r1	142,1	553,7	695,8	25,66	<b>20,42</b>
r2	244,1	557,0	801,1	43,82	<b>30,47</b>
r3	219,4	569,8	789,2	38,50	<b>27,80</b>
r3_ha	228,2	398,2	626,4	57,31	36,43

Im Durchschnitt machen die Totholz mengen in Wirtschafts- und k20-Flächen nur ein Zehntel bis ein Zwanzigstel der Totholz vorkommen der langfristigen Referenzwälder aus. Auch die schon seit etwa 50 Jahren nicht bewirtschaftete Fläche *Serrahn r1* weist über ein Drittel weniger Totholz als die seit über 100 Jahren nicht bewirtschafteten Flächen auf. Bemerkenswert ist, dass die beiden sehr unterschiedlichen Bestände *Heilige Hallen r2*

und *Fauler Ort r3*, die sich nicht nur standörtlich, sondern auch hinsichtlich ihrer Bestandesgeschichte unterscheiden, derzeit fast identische Totholz mengen (244 und 219 bzw. 228 m<sup>3</sup>/ha) haben.

### Teildiskussion: Gesamtvolumen

Vergleichsdaten aus Buchenurwäldern oder langfristig nicht bewirtschafteten Wäldern Europas zeigen ähnlich hohe Totholz mengen, wie sie in den Referenzflächen *Heilige Hallen r2* und *Fauler Ort r3* nachgewiesen wurden (Tab. 3.12). Die Spanne reicht in den langfristig nicht bewirtschafteten Buchenwäldern von 142 m<sup>3</sup> Totholz/ha (*Serrahn r1*, jedoch nur 50 Jahre unbewirtschaftet) bis 292 m<sup>3</sup> Totholz/ha (allerdings nach Windwurf, MOUNTFORD et al. 1999). Angesichts der Mittelwertbildung über alle Waldentwicklungsphasen liegen die Totholz vorkommen insgesamt unerwartet hoch (zur Totholzverteilung in den Waldentwicklungsphasen siehe Kap. 3.1.3.2).

Über den notwendigen Anteil toten Holzes kann beliebig gestritten werden. AMMER 1991 - *Wirklich?*

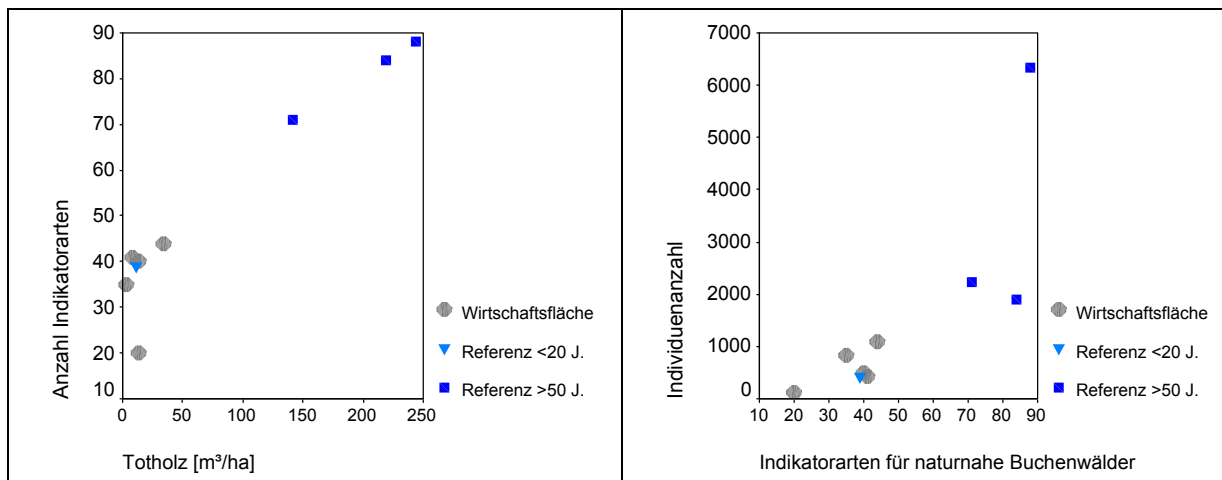
Nur LEIBUNDGUT (1993) erwähnt, dass die Buchenurwälder auf dem Balkan, in den dinarischen Alpen und den Karpaten im Vergleich zu den urwaldartigen Nadelwäldern einen sehr geringen Anteil an stehenden und liegenden Baumleichen aufweisen, was er auf den raschen Abbau des Buchentotholzes zurückführt. Seine Aussage basiert allerdings nicht auf Messwerten. Zumindest für die Karpaten kann der visuelle Eindruck durch die von KORPEL (1995) und SANIGA & SCHÜTZ (2001) ermittelten hohen Totholz mengen widerlegt werden. Es ist davon auszugehen, dass LEIBUNDGUT (1993) darauf hinweisen wollte, dass die Totholz mengen in tannen- und fichtendominierten Beständen teils weit über denen der Buchenwälder liegen können. Die von KORPEL (1995) angegebenen Totholz volumina in Tannen-Fichten-Buchenurwäldern (80–400 m<sup>3</sup>/ha) und in Fichtenurwäldern (100–230 m<sup>3</sup>/ha) gehen allerdings nur in einzelnen Bestandespartien über den Totholzreichtum der Buchenurwälder hinaus. Der für einen slowenischen Buchen-Tannenwald angegebene Maximalwert liegt mit 568 m<sup>3</sup> Totholz/ha allerdings weit über der angegebenen Spanne (DEBELJAK 1999). Die Totholz mengen in den Buchenurwäldern der albanischen Gebirge liegen mit 40 bis 86 m<sup>3</sup> Totholz/ha sehr niedrig. Die Vergleichbarkeit der Daten mit Tiefland-Buchenwäldern ist fraglich, da die Wälder bei Hangneigungen von 20–30° über 1300 m ü. NN vorkommen (TABAKU 2000) und damit anderen Akkumulations- und Zersetzungsbedingungen ausgesetzt sind.

Die hier festgestellten, relativ geringen quantitativen Unterschiede im Totholz vorkommen zwischen bewirtschafteten und kurzfristig unbewirtschafteten Wäldern werden derzeit im Rahmen der Naturwaldforschung in den Bundesländern meist bestätigt (Tab. 3.10). Die beispielhafte und kurze Datenzusammenstellung zeigt, dass in bewirtschafteten, buchen-dominierten Wäldern die Totholz mengen üblicherweise weit unter 20 m<sup>3</sup>/ha liegen. Hingegen können in bis zu drei Jahrzehnte unbewirtschafteten Flächen bis zu ~60 m<sup>3</sup> Totholz/ha akkumulieren. Aufgrund dieser Datenlage erscheint das Totholz vorkommen in der Untersuchungsfläche *Schwarzes Loch w10* mit 34 m<sup>3</sup>/ha für einen Wirtschaftswald bemerkenswert hoch und zeigt, wie eine Totholz anreicherung im Wirtschaftswald schneller als in kurzfristig unbewirtschafteten Referenzflächen möglich sein kann.

Wissenschaftliche Aussagen, wie hoch der Totholzanteil sein muss, um den Erhalt der Waldbiodiversität zu gewährleisten, gibt es kaum. Häufig wird einfach nur mehr Totholz verlangt, ohne quantitative Angaben zu machen (z. B. SAMUELSSON et al. 1994, KRUYSS et al. 1999). Teilweise wird in der Literatur für Wirtschaftswälder pragmatisch wenig Totholz gefordert (AMMER 1991, MOOSMAYER 1996, BIERMAYER 1999: 1 bis 5 m<sup>3</sup> Totholz/ha, FVF BW 1993, BONÈINA 1997: 5 bis 10 m<sup>3</sup>/ha). Diese Werte liegen jedoch für den Erhalt der Biozönose der Tiefland-Buchenwälder um ein Vielfaches zu niedrig, da z.B. allein mit

durchschnittlich 5,3 m<sup>3</sup> Sägestubben/ha (1,9-11,4 m<sup>3</sup>/ha) zu rechnen ist, deren Totholzqualität für xylobionte Lebewesen vergleichsweise gering ist (SCHMITT 1992). Die Referenzwerte in Naturwäldern liegen mit bis zu über 200 m<sup>3</sup> Totholz/ha 40- bis 200mal höher (Tab. 3.9) als die geforderten 1-5 m<sup>3</sup> Totholz/ha und damit in einer ganz anderen Dimension als die Werte der Wirtschaftswälder. In zwei Arbeiten wurden anhand der Habitatansprüche von zwei stark von Totholz abhängigen Spechtarten quantitative Werte ermittelt, die als Minimum vorhanden sein müssen, um ein Vorkommen der Spechte zu ermöglichen. BÜTLER & SCHLAEPFER (2004) haben festgestellt, dass der Dreizehenspecht *Picoi-des tridactylus* nur in Wäldern mit mindestens 52 m<sup>3</sup> Totholz/ha vorkommt, und die Ansprüche des Weißrückenspechtes *Dendrocopos leucotus* werden sogar erst ab durchschnittlich 58 m<sup>3</sup> Totholz/ha erfüllt (FRANK 2002). Der auch im nordostdeutschen Tiefland in naturnahen Wäldern zu erwartende Weißrückenspecht kann als Indikator für eine naturnahe Totholzausstattung dienen.

In den untersuchten Tiefland-Buchenwäldern korreliert die Totholzmenge hoch signifikant ( $r = 0,83$ ,  $p = 0,005$ ) mit der Anzahl xylobionter Käferarten, die als Indikatoren für Referenzwälder gelten (Abb. 3.23, links; WINTER et al. 2003c). Die Ergebnisse der Wirtschaftswälder für sich betrachtet, zeigen keine signifikante Beziehung zwischen Totholzmenge und Indikatorarten, weil durchschnittliche Totholzmenge und Wertespanne in den Wirtschaftswäldern insgesamt sehr gering sind. Allerdings besitzt die Wirtschaftsfläche *Schwarzes Loch w10* sowohl die höchsten Totholz mengen als auch die höchste Anzahl von xylobionten Indikatorarten. Die Anzahl von Indikatorarten korreliert zudem hoch signifikant mit der Individuenanzahl (Abb. 3.23, rechts; wie oben  $r = 0,83$ ,  $p = 0,005$ ).



**Abb. 3.23 links:** Beziehung zwischen dem Vorkommen von Totholz [m<sup>3</sup>/ha] und der Anzahl von Indikatorarten xylobionter Käfer für naturnahe Buchenwälder; **rechts:** Beziehung zwischen der Anzahl von Indikatorarten und ihrer Individuenzahl.

Da es keine UF mit Totholz mengen zwischen 35 und 140 m<sup>3</sup>/ha gibt, kann aus dem Ergebnis (Abb. 3.23) nur geschlossen werden, dass Totholz vorkommen von <35 m<sup>3</sup>/ha zu einer signifikant niedrigeren Ausstattung mit Indikatorarten führen als mehr als 140 m<sup>3</sup>/ha.

**Tab. 3.10:** Übersicht über Totholzvorkommen in kurzfristig unbewirtschafteten Buchen-Naturwaldzellen und Buchen-Wirtschaftswäldern.  
Ein direkter Vergleich der Vorrats- und Totholzdaten ist nicht möglich, da unterschiedliche Messmethoden (v.a. Aufnahmegrenzen) verwandt wurden.

Fläche, Bundesland/Land (Literaturquelle)	unbewirtschaftet zum Zeitpunkt der Unter- suchung seit	Vorrat, lebend	Totholz [m³/ha]			Totholz [%]		
			gesamt	stehend	liegend (Stubben)	gesamt	stehend	liegend
<b>Naturwaldreservate</b>								
Lady Park Wood, Wales (GREEN & PETERKEN 1997, Daten von 1992)	48 Jahren (1944)		88	21	67		23,9	76,1
Platte, Bayern (DETSCH 1999)	max. 50 Jahren		31,5					
Buchenhain, Brandenburg (WINTER & NOWAK 2001)	~40/~10 J. (1961, 1990)	228	103	27	76	45,2	26,2	73,8
Stephansberg, Mecklb.-Vorp. (GEHLHAR 2000)	~40 Jahren (1961)	548	54	9	41 (+4)	9,8	16,7	83,3
Buchheide Zechlin, Brandenburg (MLUR 2000)	~40 Jahren (1961)	538	15	1	14	2,8	6,7	93,3
Zweribach, Baden-Württemberg (KELLER & RIEDEL 2000)	~30/~48 J. (1952/1970)	539	63	21	42	11,7	33,3	66,7
Idarwald1, Rheinland-Pfalz (BARTSCH 1993)	~40 Jahren	240	17			7,1		
Idarwald2, Rheinland-Pfalz (BARTSCH 1993)	~40 Jahren	290	34			11,7		
Hainich, Thüringen (BENEKE 2002)	ca. 37 J. (extensiv)	630	62	19	43	9,8	30,6	69,4
Solling, Niedersachsen (MÜLLER-USING & BARTSCH 2003)	~35 Jahren (1967)	488	51	11	40	9,4	21,2	78,9
Königsbuche, Niedersachsen (MEYER 1999a, Daten von 1996)	26 Jahren (1970)	612	79	14	65	12,9		
Landwehr, Niedersachsen (MEYER 1999a, Daten von 1996)	26 Jahren (1970)	345	77	25	52	22,3	32,5	67,5
Bechtaler Wald, Baden-Württemberg (WEBER 2000, Daten von 1995)	25 Jahren (1970)	381	49	28	21	12,8	57,1	42,9
Sommerberg, Baden-Württemberg (WEBER 2000, Daten von 1995)	25 Jahren (1970)	438	31	7	24	7,1	22,6	77,4
Waldhaus, Bayern (RAUH & SCHMITT 1991)	~12 Jahre (1978)		105					
Naturwaldreservate, Erstinventur 1990er Jahre, Hessen (WILLIG 2001a und b)	wenigen Jahre		1-45 (12)	(4)	(8)			
<b>Wirtschaftswälder</b>								
Stephansberg, Mecklb.-Vorp. (GEHLHAR 2000)	x	350	24	2	17 (+ 5)	6,9	8,3	91,7
Buchenhain, Brandenburg (WINTER & NOWAK 2001)	x	272	32	0,3	31,7	11,8	0,9	99,1
Sommerberg, Baden-Württemberg (WEBER 2000, Daten von 1995)	x	413	12	0	12	2,9	0,0	100,0
Schrödelhütte, Germany, (Nuss 1999)	x		10	0,5	4 (+5,5)		5,0	95,0
Buchenwirtschaftswälder, Hessen (ERDMANN & WILKE 1997)	x		9,3					
Buchberg (DETSCH 1999)	x		6,5					
Schorfheide-Chorin, buchendominierte Wälder, Brandenburg (DAHMS & DAHMS 2001)	x		5					
Ebrach, Bayern (RAUH & SCHMITT 1991)	x		4,2					
Waldhaus, Bayern (RAUH & SCHMITT 1991)	x		3,9					
Schopfloch, „ökolog. Buchenrevier“, Baden-Württemberg (FVF BW 1993)	x		3					
Buchenwirtschaftswälder, Niedersachsen (TABAKU 2000)	x		1,5-10					
Bechtaler Wald, Baden-Württemberg (WEBER 2000, Daten von 1994)	x	362	1	0	1	0,3	0,0	100,0

## Fazit:

### 1. Einfluss forstlicher Bewirtschaftung:

Bewirtschaftete Tiefland-Buchenwälder haben wenig Totholz. Ein gezielter Erhalt von Totholz kann innerhalb von wenigen Jahren zu >30 m<sup>3</sup> Totholz/ha im bewirtschafteten Buchenbestand führen.

### 2. Indikatoren für naturnahen Tiefland-Buchenwald:

Eine Totholzmenge von >140 m<sup>3</sup>/ha ist charakteristisch für unbewirtschaftete Tiefland-Buchenwälder.

### 3.1.3.1.2 Verhältnis Totholz- zu Bestandesvolumen

Während in den Wirtschafts- und k20-Flächen der Anteil des Totholzes am lebenden Bestand und auch am Gesamtvorrat (lebend + tot) durchschnittlich unter 6 % liegt, machen die Totholz mengen in den r50-Flächen durchschnittlich 25 % bis fast 60 % vom lebenden Vorrat und 20 % bis fast 40 % vom Gesamtvorrat aus (Tab. 3.11, Einzeldaten Tab. 3.9). In den bewirtschafteten und kurzfristig nicht bewirtschafteten Flächen unterscheidet sich aufgrund der geringen Totholz mengen der Anteil am lebenden Bestand bzw. am Gesamtvorrat kaum.

**Tab. 3.11:** Anteile des Totholzes an der Biomasse (lebend und gesamt) von Buchenwäldern.

\*<sup>1</sup>KOOP & HILGEN (1987), \*<sup>2</sup>DETSCH (1999) \*<sup>3</sup>JAWORSKI et al. (1995), \*<sup>4</sup>ODEHNALOVA (2001), \*<sup>5</sup>SANIGA & SCHÜTZ (2001)

Klassifizierung	Vorrat		Totholzanteil [%]	
	lebend	lebend + tot	am lebenden Vorrat	am Gesamtvorrat (lebend + tot)
<b>Nordostdeutsches Tiefland</b> (eigene Untersuchung)				
Wirtschaftswald (n = 12)	368	384	6	5
Referenzwald <20 Jahre (n = 4)	573	594	3	3
Referenzwald >50 Jahre (n = 3)	519	728	41	29
<b>Buchen-Vergleichsflächen</b>				
La Tillaie, plot 1, Frankreich* <sup>1</sup>	478	667	40	28
La Tillaie, plot 2, Frankreich* <sup>1</sup>	397	517	30	23
Ludwigshain, Deutschland* <sup>2</sup>	628	843	34	26
Gorce, Polen* <sup>3</sup>	614	793	29	23
V Kluci, Tschechische Republik* <sup>4</sup>	681	883	30	23
Rožok, Slowakei* <sup>5</sup>	778	968	24	20

### Teildiskussion: Verhältnis Totholz- zu Bestandesvolumen

Die Werte aus den Untersuchungsflächen in Nordostdeutschland sind den Werten von anderen unbewirtschafteten Buchenwäldern sehr ähnlich bzw. liegen nur wenig darüber (Tab. 3.11).

Die Totholzanteile im Buchen-Tannen-Urwald Pecka (DEBELJAK 1999) liegen hingegen mit 83 % vom lebenden Vorrat (687 m<sup>3</sup>) bzw. 45 % vom Gesamtvorrat (1255 m<sup>3</sup>) weit über den bisher dargestellten Werten. Solche Totholzanteile erreicht selbst die im *Faulen Ort r3* aufgenommene 1-ha-Kernzone, die aufgrund der Kuppenlage den Weststürmen relativ ungeschützt ausgesetzt ist, mit Anteilen von 57 % bzw. 36 % bei weitem nicht (Tab. 3.9).

Totholz mengen aus montanen Buchen-Tannen-Fichtenwäldern sind mit denen der Tiefland-Buchenwälder vor allem aufgrund der hohen Nadelholz-Totholzanteile nur bedingt vergleichbar.

Die k20-Flächen besitzen insgesamt niedrige, aber im Einzelnen sehr unterschiedliche Totholzanteile. Im mecklenburg-vorpommerschen Naturwaldreservat Stephansberg liegt der Anteil bei 12 % (GEHLHAR 2000), im bayerischen Naturwaldreservat Platte bei 5 % (DETSCH 1999), in den hier untersuchten Flächen (Tab. 3.11) und in den hessischen Naturwaldreservaten bei 3 % (WILLIG 2001b). Mit Werten von <1 % bis 15 % ist die Daten-spanne in den hessischen Naturwaldreservaten den Wirtschaftswäldern im nordostdeutschen Tiefland (<1 % bis 23 %) noch sehr ähnlich.

#### **Fazit:**

##### 1. Einfluss forstlicher Bewirtschaftung:

Die Bewirtschaftung führt zu einem sehr geringen durchschnittlichen Totholzanteil von nur sechs Prozent am lebenden Vorrat, während die r50-Flächen durchschnittlich 40 Prozent aufweisen.

##### 2. Indikatoren für naturnahen Tiefland-Buchenwald:

Ein Totholzanteil von etwa 20-40 % Totholz am lebenden Vorrat und 20-30 % am Gesamt-vorrat (lebend + tot) ist charakteristisch für unbewirtschaftete Buchenwälder.

#### **3.1.3.1.3 Totholztypen – Stubben, stehendes und liegendes Totholz**

##### **Verteilung der Volumina**

Nicht nur die Gesamtmenge des Totholzes (Tab. 3.9) unterscheidet sich drastisch zwischen den Wirtschafts- und alten Referenzflächen, sondern auch die Zusammensetzung des Totholzes. Bereits die drei Totholztypen 1. stehend, 2. liegend und 3. Stubben bis 1,3 m Höhe sind stark unterschiedlich ausgeprägt (Abb. 3.25 und 3.26).

In den alten Referenzflächen kommen 42 bis 103 m<sup>3</sup> stehendes Totholz/ha und 93 bis 125 m<sup>3</sup> liegendes Totholz/ha vor (Abb. 3.24). Der Anteil des stehenden Totholzes am Gesamttotholz liegt zwischen 29 und 45 % und der des liegenden Totholzes entsprechend zwischen 54 und 70 % (Abb. 3.26). Der Anteil der Stubben ist mit 0-5 % sehr niedrig. In den Referenzflächen ist somit etwa ein Drittel bis fast die Hälfte der Totholzmenge stehendes Totholz (Einzelwerte siehe Anhang II).

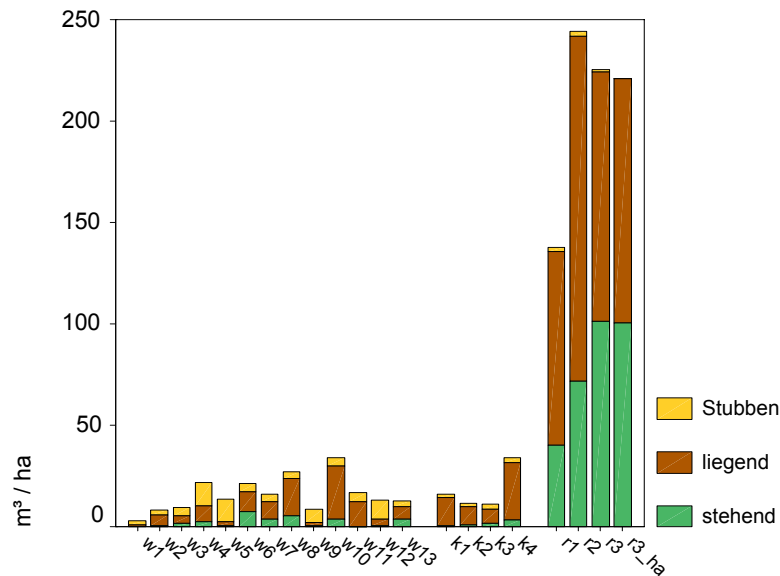


**Abb. 3.24:** Starkes stehendes und liegendes Totholz (Foto M. PAULAT).

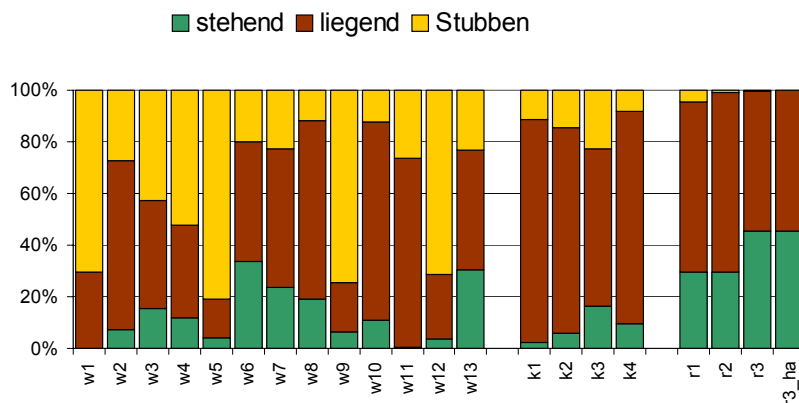
Während in den Wirtschaftswäldern die Sägestubben zwischen 12 und 81 % des Totholzes ausmachen, ist der Anteil stehenden Totholzes gering. In fünf bewirtschafteten Flächen dominieren sogar die Sägestubben mit 52-81 % des gesamten Totholzvolumens!

Der maximale Anteil stehenden Totholzes in Wirtschaftswäldern kommt auf der Fläche *Klaushagen w6* mit 34 % (7,21 m<sup>3</sup>/ha) vor. Dieser für die Wirtschaftswälder hohe Wert ist natürlich - wie schon zuvor besprochen (Kap. 3.1.3.1.1) - durch das Nichtberäumen des

Schirms des Großschirmschlags bedingt, der zu starken Vitalitätsverlusten bis hin zum Absterben und Abbrechen des Überhalts geführt hat.



**Abb. 3.25:** Totholz [m³/ha] in den Untersuchungsflächen, getrennt nach Stubben, liegendem und stehendem Totholz.



**Abb. 3.26:** Totholzvolumen-Anteile in den Untersuchungsflächen getrennt nach Stubben, liegendem und stehendem Totholz.

### Teildiskussion: Volumenverteilung auf die Totholztypen

SCHERZINGER (1996) gibt für deutsche Naturwaldreservate ein durchschnittliches Totholzverhältnis von ein Drittel stehend und zwei Drittel liegend an, was mit den eigenen Daten bestätigt werden kann. Die Verteilung in den *Heiligen Hallen* r2 und im *Faulen Ort* r3 (Probekreise und 1-ha-Kernzone) stimmt mit 22-45 % stehendem und 66-78 % liegendem Totholz mit vorhandenen Literaturquellen überein (Tab. 3.12). Nur der slowakische Urwald Rožok (SANIGA & SCHÜTZ 2001) besitzt weniger als ein Fünftel stehenden Totholzes. KORPEL (1995) weist in diesem Zusammenhang darauf hin, dass auch in Rožok die Buchen überwiegend stehend absterben, womit unklar bleibt, warum der Anteil liegenden Totholzes so hoch ist. Zwischen stehendem und liegendem Totholz stellt sich in nicht bewirtschafteten Buchenwäldern somit ein charakteristisches Verhältnis von etwa 1:3 bis 1:1,5 ein. Nur die Verteilung in Rožok (Tab. 3.12) weicht mit 1:3,9 deutlich davon ab.

Die von AMMER (1991) vorgeschlagene Verteilung des Totholzvolumens im Wirtschaftswald zu jeweils 50 % auf das stehende und liegende Totholz findet im Urwald kein Vorbild und sollte für Tiefland-Buchenwälder nicht empfohlen werden.

Die Variabilität der Totholzanteile in erst kurzfristig unbewirtschafteten Buchenwäldern ist dagegen in Abhängigkeit von der Bestandesgeschichte mit 7 % bis 57 % stehenden Totholzes sehr inhomogen (GEHLHAR 2000, MLUR 2000, WEBER 2000). Auf einzelnen Flächen wie dem nur 25 Jahre unbewirtschafteten Eichen-Buchenmisch- und Bannwald Sommerberg (Baden-Württemberg) hat sich allerdings (zufallsbedingt) schon das Verhältnis der langfristig unbewirtschafteten Wäldern eingestellt (in der Bannwaldvergleichsfläche kam hingegen nur liegendes Totholz vor). Ähnlich liegen mit 21 % (einschl. 8 % Stubben) zu 79 % die Werte im Naturwaldreservat Stephansberg in Mecklenburg (GEHLHAR 2000). Ebenso zeigt der zur Zeit der Aufnahme seit 48 Jahren aus der Bewirtschaftung genommene Lady Park Wood in Wales (GREEN & PETERKEN 1997) mit 24 % zu 77 % eine fast identische Totholzverteilung. Die gleiche Größenordnung (33 % zu 67 %) zeigt der ebenfalls in Baden-Württemberg liegende Bannwald Zweribach (KELLER & RIEDEL 2000).

Die Totholzverteilung im Wirtschaftswald ist entsprechend der Bewirtschaftung extrem variabel und schwankt zwischen 100 % liegenden und 100 % stehenden Totholzobjekten (WILLIG 2001b, WEBER 2000). In den bayerischen Wirtschaftswäldern überwiegt das stehende Totholz (KÜHNEL 1999), im brandenburgischen Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin wurden auf 237 ha 31 % (1,46 m<sup>3</sup>/ha) zu 69 % (3,2 m<sup>3</sup>/ha) stehendes zu liegendes Totholz ermittelt (DAHMS & DAHMS 2001). NUSS (1999) und GEHLHAR (2000) fanden mit 7 % bzw. 5 % stehendem, 73 % bzw. 40 % liegendem Totholz und 20 % bzw. 55 % Sägestubben eine sehr unterschiedliche Totholzverteilung, die die Abhängigkeit dieser Werte von der Bestandesgeschichte und -behandlung nochmals verdeutlicht.

**Tab. 3.12:** Totholzvorkommen in europäischen Buchen(ur)wäldern.

\*<sup>1</sup>MOUNTFORD et al. (1999), \*<sup>2</sup>KOOP & HILGEN (1987), \*<sup>3</sup>NUSS (1999) \*<sup>4</sup>DETSCH (1999) \*<sup>5</sup>JAWORSKI et al. (1995), \*<sup>6</sup>ODEHNALOVA (2001), \*<sup>7</sup>SANIGA & SCHÜTZ (2001); Anm.: Stubben bis 1,3 m wurden nicht gesondert ausgewiesen.

Fläche, Land	m <sup>3</sup> Totholz/ha			Anteil [%]	
	gesamt	stehend	liegend	stehend	liegend
r2 Heilige Hallen/r3 Fauler Ort (Nordostdeutschland, eigene Untersuchung)	231	86	145	37	63
<b>Buchen(ur)wälder</b>					
Denny Inclosure, England* <sup>1</sup>	292	91	201	31	69
La Tillaie, plot 1, Frankreich* <sup>2</sup>	189	44	145	23	77
La Tillaie, plot 2, Frankreich* <sup>2</sup>	120	28	92	23	77
Mittelsteighütte, Deutschland* <sup>3</sup>	153	52	101	34	66
Ludwigshain, Deutschland* <sup>4</sup>	215	58	157	23	77
Gorce, Polen* <sup>5</sup>	179	44	135	25	75
V Kluci, Tschechische Republik* <sup>6</sup>	202	49	153	24	76
Rožok, Slowakei* <sup>7</sup>	190	33	157	17	83





**Abb. 3.27:** Liegendes Totholz  
(Foto M. FLADE).

### **Fazit:**

#### 1. Einfluss forstlicher Bewirtschaftung:

In bewirtschafteten Flächen gibt es kein charakteristisches Verhältnis zwischen stehendem und liegendem Totholz.

#### 2. Indikatoren für naturnahen Tiefland-Buchenwald:

Ein Verhältnis von 1:3 bis 2:3 für stehendes zu liegendem Totholz ist für unbewirtschaftete Buchenwälder charakteristisch (zeitweilige Abweichungen durch z. B. Windwurf sind natürlich möglich).

### **Verteilung der Objektzahlen auf die Totholztypen**

In den Wirtschaftswäldern dominieren die Sägestubben (Tab. 3.13). Während in den Wirtschaftswäldern der Anteil zwischen 70 % und 93 % liegt, liegt er in den r50-Flächen nur bei 2 % bis maximal 17 % (*Serrahn r1*). Ein fast inverses Ergebnis zeigen die Objektzahlen des liegenden Totholzes. In den Wirtschaftswäldern werden maximal 25 % erreicht. In den alten Referenzflächen liegt der Anteil hingegen mit ~ 60 bis ~ 80 % relativ hoch. Die k20-Flächen ähneln hinsichtlich der Totholzverteilung noch stark den Wirtschaftswäldern, wobei bereits eine geringe Verschiebung von den Stubbenanteilen zum liegenden Totholz erfolgte. Auf r50-Flächen kommen mit durchschnittlich 28 stehenden Totholzobjekten/ha 7mal mehr stehendes Totholz als im Wirtschaftswald (durchschnittlich vier stehende Totholzobjekte) vor.

### **Teildiskussion: Verteilung der Objektzahlen auf die Totholztypen**

In der Slowakei kommen im Buchenurwald Vihorlat 36-44 und in Rožok 9-46 stehende tote Bäume/ha vor. Aufgrund der relativ kurzen Zersetzungszeit des Buchenholzes kann die Anzahl natürlich stark schwanken. Nach SCHERZINGER (1996) ist die Verrottung liegenden Totholzes in feucht-milden Laubmischwäldern, wie sie im niederschlagsreicheren Mecklenburg-Vorpommern vorherrschen, im Vergleich zum stehenden Verfall beschleunigt, was zu hohen stehenden Totholzanteilen führt. Im Urwald von Bialowieza kommt zum Beispiel sehr viel stehendes, totes Laubholz vor (KORPEL & SANIGA 1993, BARTELS 2004). Doch zeigt sich, dass die im nordostdeutschen Tiefland ermittelten Zahlen den Zahlen von KORPEL (1995) aus der Slowakei ähneln (eingehendere Betrachtung Kap. 3.1.3.3).

**Tab. 3.13:** Anzahl und Anteil von Totholzobjekten (stehend, liegend, Stubben) in den Untersuchungsflächen.

Fläche	Anzahlen/ha				Anteil [%]		
	gesamt	stehend	liegend	Stubben	stehend	liegend	Stubben
w1	74	0	9	66	0	12	<b>88</b>
w2	152	1	11	140	1	7	<b>92</b>
w3	223	4	12	207	2	5	<b>93</b>
w4	201	1	16	184	0	8	<b>92</b>
w5	129	2	7	120	2	5	<b>93</b>
w6	129	9	7	113	7	5	<b>88</b>
w7	89	4	17	68	4	19	<b>76</b>
w8	85	5	12	68	6	14	<b>80</b>
w9	100	1	11	88	1	11	<b>88</b>
w10	125	8	29	88	6	23	<b>70</b>
w11	227	2	55	170	1	24	<b>75</b>
w12	183	5	9	168	3	5	<b>92</b>
w13	191	5	26	160	3	14	<b>84</b>
k1	108	2	25	82	2	23	75
k2	86	9	22	54	11	26	63
k3	109	2	31	76	2	28	70
k4	164	6	66	92	4	40	56
r1	161	17	116	28	<b>11</b>	<b>72</b>	17
r2	194	22	160	12	<b>11</b>	<b>82</b>	6
r3	196	44	131	22	<b>22</b>	<b>67</b>	11
r3_ha	203	38	165	0	<b>19</b>	<b>81</b>	0

**Fazit:**

1. Einfluss forstlicher Bewirtschaftung:

Mehr als 70 % der Totholzobjekte sind im Buchenwirtschaftswald Stubben. Es wurden max. neun stehende und 55 liegende Totholzobjekte nachgewiesen, was weit unter den Werten der r50-Flächen bleibt.

2. Indikatoren für naturnahen Tiefland-Buchenwald:

Eine Ausstattung der Tiefland-Buchenwälder mit etwa 20-40 stehenden Totholzbäumen/ha und ~110-160 liegenden Totholzobjekten/ha ist charakteristisch (Messgrenzen siehe Kap. 2.2.3.3).

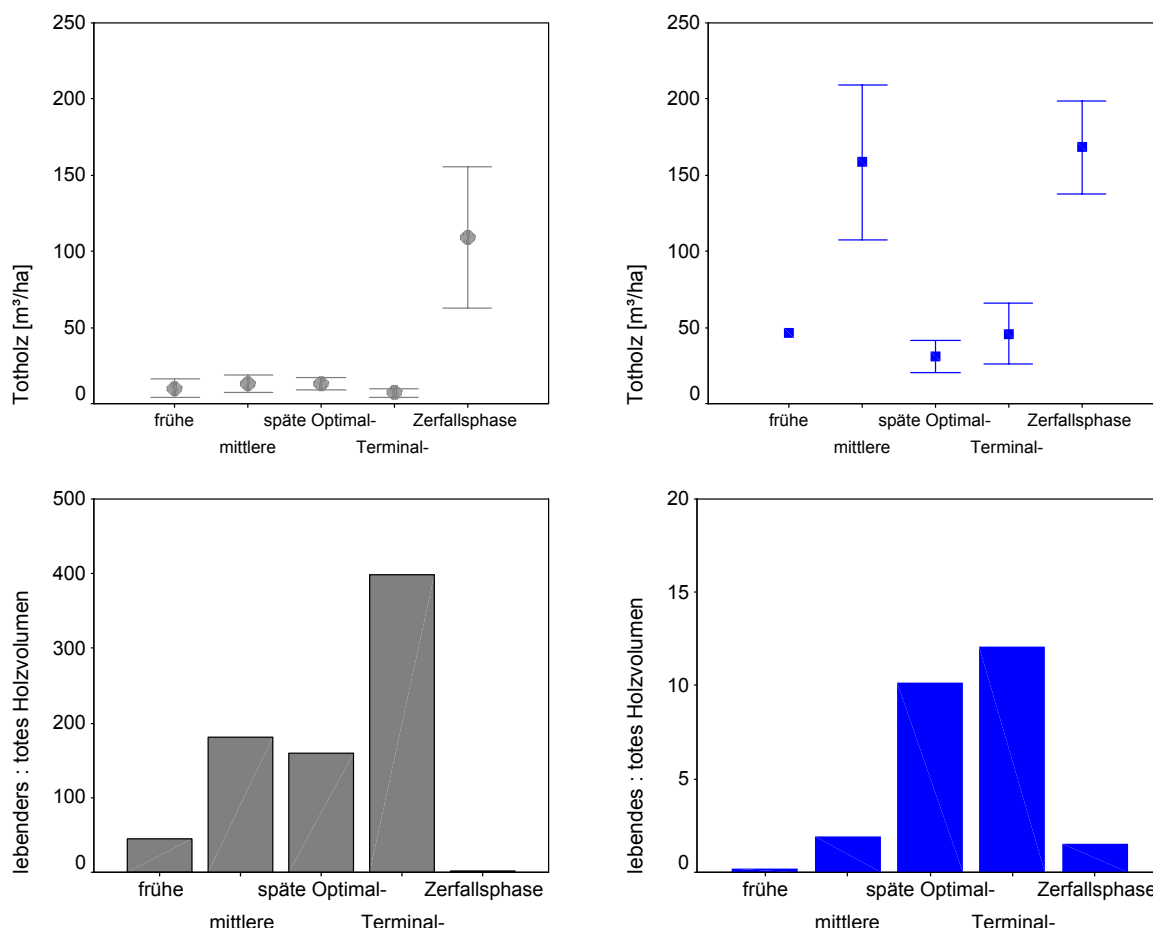
**3.1.3.2 Totholz in den Waldentwicklungsphasen**

Die teilweise sehr hohen Totholz mengen in den alten Referenzflächen (Tab. 3.9) sind nicht gleichmäßig über die Bestände verteilt.

Das absolute Totholz vorkommen in den verschiedenen Waldentwicklungsphasen unterscheidet sich nicht immer zwischen den Phasen, aber stattdessen sehr deutlich zwischen Wirtschafts- und r50-Flächen (Abb. 3.28). Während in den Wirtschaftswäldern in der Optimal- und Terminalphase mit durchschnittlich weniger als 20 m<sup>3</sup> Totholz/ha konstant niedrige Werte vorkommen, liegen die Werte in den Referenzflächen insgesamt bedeutend höher und unterliegen mit mittleren ~30 bis ~158 m<sup>3</sup> Totholz/ha einer ausgeprägten Wertespanne. Das bedeutet, dass sich trotz derselben Aufnahmemethodik die Ausbildung

einer Phase im Wirtschaftswald hinsichtlich der Totholzausstattung deutlich von derselben Phase im Referenzwald unterscheidet.

In den Referenzflächen liegen die Totholz mengen der frühen (leider nur ein Wert) und späten Optimalphase zwei- bis dreimal höher als im Wirtschaftswald. Die mittlere Optimalphase weist mit 104 bis maximal 224 m<sup>3</sup> Totholz/ha ähnlich hohe Werte wie die Zerfallsphase auf.



**Abb. 3.28 oben:** Totholz vorkommen [m<sup>3</sup>/ha + 2facher Standardfehler] in den Waldentwicklungsphasen, **unten:** Quotient aus lebendem und totem Holzvolumen, Achtung: unterschiedliche Skalierung der Y-Achse; **links:** Wirtschaftswälder, **rechts:** Referenzflächen >50 Jahre unbewirtschaftet (*Serrahn r1, Heilige Hallen r2, Fauler Ort r3*). Für die Verjüngungs- und Initialphase liegen keine Daten vor, da keine entsprechenden Rasterpunkte vorhanden waren. Hier wäre eine phasenabhängige Aufnahme notwendig (HÄRDTLE et al. 2003a).

### Teildiskussion: Totholz in den Waldentwicklungsphasen

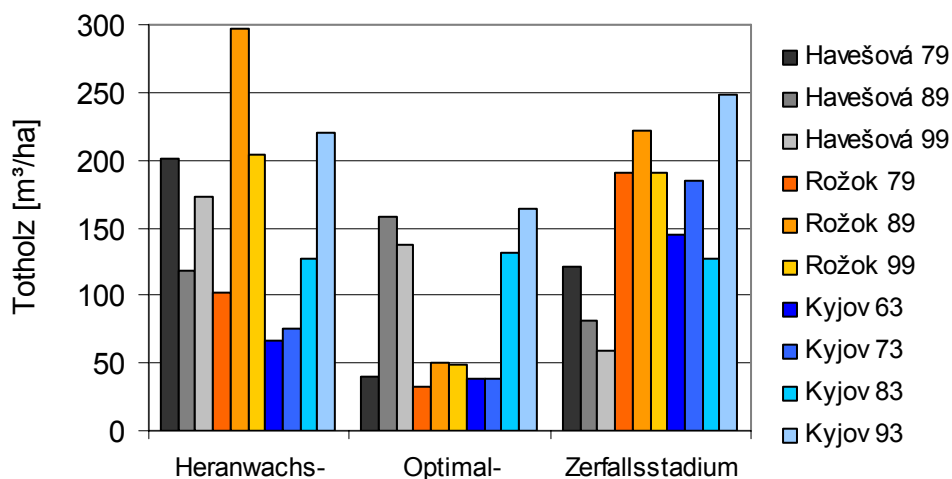
Teilweise wird behauptet, dass die Totholz vorkommen in der Optimalphase natürlicherweise sehr niedrig seien (stellvertretend JENSSEN & HOFMANN 1996). Vergleichsdaten aus slowakischen Urwäldern (KORPEL 1995, SANIGA & SCHÜTZ 2001) zeigen allerdings, dass die Totholz vorkommen im Heranwachsstadium (entspricht nach TABAKU (2000) ungefähr der Verjüngungs- bis Anfang der mittleren Optimalphase) extrem schwankend sind und bis zu 300 m<sup>3</sup> Totholz/ha erreichen können. Das sich anschließende Optimalstadium (entspricht in etwa dem Ende der mittleren, der späten Optimal- und Terminalphase) kann immer noch bis zu 150 m<sup>3</sup> Totholz/ha aufweisen (Abb. 3.29). Der hohe Totholz wert der

Tiefland-Buchenwälder in der Optimalphase stimmt somit gut mit den Ergebnissen aus der Slowakei überein.

Aber nicht nur der maximale Wert der slowakischen Urwälder ist erwähnenswert, sondern auch der Minimalwert, der im Optimalstadium im Urwald Rožok ermittelt wurde und immerhin aus forstwirtschaftlicher Sicht noch "stattliche" 32 m<sup>3</sup> Totholz/ha ausmacht. Der Minimalwert in den *Heiligen Hallen* r2 liegt in der Terminalphase bei 19,3 m<sup>3</sup> Totholz/ha und im *Faulen Ort* r3 in der späten Optimalphase bei 55,5 m<sup>3</sup> Totholz/ha. Das bedeutet, dass selbst in der als totholzarm angenommenen Optimalphase in den slowakischen wie auch in den deutschen Referenzflächen relativ hohe Totholzvolumina nachgewiesen werden konnten.

Die Totholzdaten der slowakischen Urwälder zeigen über die reine Totholzmenge hinaus noch mehr: Die Totholzvorkommen aller Stadien unterliegen großen Schwankungen. Innerhalb von 10 Jahren können in einem Stadium bis zu 100 m<sup>3</sup> Totholz/ha auf- oder abgebaut werden (Abb. 3.29). Der schnelle Abbau liegt in der schnellen Zersetzung, die durch die hohen Niederschläge und durch die im Vergleich zum Nadelholz (Harz!) leicht abbaubaren Holzstruktur bzw. -zusammensetzung der Buchen bedingt ist (KORPEL 1995, SCHERZINGER 1996). In den slowakischen Urwäldern können sich große Ansammlungen von Buchentotholz nur bei geringem Bodenkontakt (gestapeltes Totholz, brückenähnlich über kleine Senken liegendes Totholz) entwickeln. Da die Bodenfeuchtigkeit in die überwiegend nicht dem Boden aufliegenden Stämme nicht einziehen kann, verringert sich die Zersetzungsgeschwindigkeit und das liegende Buchentotholz bleibt länger erhalten.

Solche extremen Mengenschwankungen werden in den Tiefland-Buchenwäldern wohl nicht so ausgeprägt vorkommen, da die Niederschlagsmengen mit 500-660 mm weit unter den slowakischen Verhältnissen (bis zu 1000 mm im Urwald *Stužica*) liegen und somit die Verweildauer auch des liegenden Buchentotholzes im nordostdeutschen Tiefland höher ist.



**Abb. 3.29:** Totholzvorkommen [m<sup>3</sup>/ha] in slowakischen Buchen-Urwäldern (SANIGA & SCHÜTZ 2001), getrennt nach Heranwachs-, Optimal- und Zerfallsstadium.

SANIGA & SCHÜTZ (2001) konnten anhand der aus 40-50 Jahren vorliegenden Daten nachweisen, dass die Totholz mengen im Heranwachsstadium mit 103-297 m<sup>3</sup>/ha stärker schwanken, aber häufig genauso hoch liegen wie im Zerfallsstadium (191-222 m<sup>3</sup> Totholz/ha). Das überraschende Fazit aus diesen Ergebnissen ist, dass eine von der Totholzmenge abhängige Ableitung der Waldentwicklungsphasen - wie sie meist verwendet wird - der Walddynamik nicht gerecht wird. TABAKU (2000) hat dies bei der Definition

der Verjüngungs- und Initialphase und Ausweisung von Lücken bereits berücksichtigt. Hinsichtlich der Optimalphasen sollte nicht nur die Methodik von TABAKU (2000) überdacht und modifiziert, sondern auch die Diskussion über natürliche Totholzvorkommen neu geführt werden.

Die größere Schwankungsbreite der Totholzdaten wird in dem von SANIGA & SCHÜTZ (2001) vorgestellten phasenabhängigen Index aus dem Verhältnis von totem zu lebendem Bestandesvorrat berücksichtigt (Tab. 3.14). Die Werte der seit über fünfzig Jahren nicht bewirtschafteten Flächen *Serrahn r1*, *Heilige Hallen r2* und *Fauler Ort r3* liegen teilweise niedriger als die Werte von SANIGA & SCHÜTZ (2001), die Größenordnung des Index wird aber weitgehend bestätigt (Abb. 3.28 unten in Verbindung mit Tab. 3.14). Wenn man nur die Werte der *Heiligen Hallen r2* und des *Faulen Ortes r3* als naturnahe Tiefland-Buchenwälder betrachtet, zeigt sich, dass die Werteverhältnisse meist nicht so eng, aber ähnlich wie die der slowakischen Urwälder sind (Tab. 3.14).

**Tab. 3.14:** Vergleich des Verhältnisses von totem zu lebendem Holzvolumen.

Stadium/Phase	Urwälder (Mittelwerte)	Urwald Rožok	Heilige Hallen r2 & Fauler Ort r3
Heranwachsstadium, bzw. bis ~ mittlere Optimalphase	1:2 bis 1:3	1:2,5 bis 1:7,5	1:0,2 bis 1:4,0
Optimalstadium bzw. späte mittlere bis Terminalphase	1:5 bis 1:6	1:18 bis 1:25	1:4,0 bis 1:32,5
Zerfallsstadium bzw. -phase	1:2 bis 1:3	1:3 bis 1:3,5	1:0,2 bis 1:5,5

#### Fazit:

##### 1. Einfluss forstlicher Bewirtschaftung:

Die Totholzvolumina in unterschiedlichen Waldentwicklungsphasen liegen in den Wirtschaftswäldern trotz derselben Aufnahmemethodik deutlich niedriger als in den r50-Flächen. Insbesondere die Totholzarmut der mittleren Optimalphase ist wirtschaftsbedingt.

##### 2. Indikatoren für naturnahen Tiefland-Buchenwald:

In naturnahen Buchenwäldern bzw. -urwäldern kommen in der Optimalphase mindestens 30 m<sup>3</sup>/ha Totholz vor.

#### 3.1.3.3 Totholzdimensionen

Ein Charakteristikum des Wirtschaftswaldes ist der Mangel an stark dimensioniertem Holz. Das betrifft nicht nur den lebenden Bestand (Kap. 3.1.2.3), sondern in besonderem Maße das Totholz (Tab. 3.15). Die Totholzdimension (Durchmesser und Länge) bestimmt entscheidend die Holztemperatur und den Austrocknungsverlauf des Holzes. Viele Holzbewohner mit mehrjährigem Entwicklungszyklus sind auf relativ gleichbleibende Temperatur- und Feuchtigkeitszyklen angewiesen und deshalb vom stark dimensionierten Totholz abhängig (RAUH & SCHMITT 1991, KLEINEVOSS et al. 1996).

### 3.1.3.3.1 Mittendurchmesser des Totholzes

#### Altholz und Stubben

Nur der lebende Bestand der untersuchten Buchenwirtschaftswälder besitzt Bäume, die einen BHD von über 100 cm besitzen. In den Flächen *Temmen w7*, *Suckow w8* und *Chorin w12* kommt jeweils ein Baum mit über 100 cm bis maximal 106 cm BHD vor. Stehendes oder liegendes Totholz dieser Dimension konnte in keinem der Wirtschaftswälder nachgewiesen werden.

Die 0,19 m<sup>3</sup> Stubbenholz/ha mit einem Durchmesser  $\geq 100$  cm (Tab. 3.15), belegen eine strukturelle Verschlechterung der Buchenwirtschaftswälder in den letzten ein bis zwei Jahrzehnten. Der BHD der gefällten Bäume lässt sich anhand des Stubbenmaßes leider nicht genau rekonstruieren, doch ist anzunehmen, dass die Bäume in 1,3 m Höhe mindestens 80 cm BHD besaßen. Bis vor kurzem kamen noch 28 lebende Bäume ab 80 cm BHD in den untersuchten Wirtschaftswäldern vor (absolute Zahl nach den Probekreisdaten). Aktuell sind es noch 20. Die 8 gefällten Bäume  $\geq 80$  cm BHD kamen in *Brüsenwalde w5* (1x), *Suckow w8* (1 x), *Temmen w9* (3 x) und *Chorin w12* (3 x) vor, darunter auch der letzte stark dimensionierte Baum in der Fläche *Chorin w12* (im Jahr 2000 gefällt). 29 % der Bäume  $\geq 80$  cm BHD wurden somit in den letzten zwei Jahrzehnten (ungefähre Zeretzungszeit der Stubben) gefällt. In 15 % der Lebenszeit einer Buche (~300 Jahre) wurde fast ein Drittel der vorhandenen Bäume genutzt. Keiner der Bäume konnte seine natürliche Altersgrenze erreichen! Acht der noch vorhandenen lebenden Bäume  $\geq 80$  cm BHD kommen in der nun überwiegend privatisierten Fläche *Temmen w7* vor. Wenn weiter so wie bisher verfahren wird, wird es in Kürze - wie in der Kategorie der Bäume  $\geq 100$  cm BHD - weder lebende noch tote Bäume zwischen 80 und 99 cm BHD in den Wirtschaftswäldern geben.

**Tab. 3.15:** Mittlere Totholzmengen [m<sup>3</sup>/ha] in den untersuchten bewirtschafteten und unbewirtschafteten nordostdeutschen Buchenwäldern, nach BHD-Klassen getrennt. Die Gesamtdaten sind in Tab. 3.16 (stehendes Totholz) und im Anhang III (liegendes Totholz und Stubben) dargestellt.

	BHD-Klasse						
	2-19	20-39	40-59	60-79	80-99	100-119	ab 120
<b>stehend</b>							
Wirtschaftsflächen	0,07	0,21	0,70	0,85	0,49	0	0
Referenzflächen <20 Jahre	0,20	0,93	0,13	0,26	0	0	0
Referenzflächen >50 Jahre	0,23	1,26	10,19	14,79	27,29	15,45	9,17
r2 Heilige Hallen und r3 Fauler Ort	<b>0,41</b>	<b>1,38</b>	<b>6,77</b>	<b>16,90</b>	<b>33,09</b>	<b>9,71</b>	<b>18,35</b>
<b>liegend</b>							
Wirtschaftsflächen	0,84	3,21	3,18	0,94	0	0	0
Referenzflächen <20 Jahre	3,05	7,02	4,38	0	0	0	0
Referenzflächen >50 Jahre	7,27	31,03	44,55	21,30	19,02	2,41	0,45
r2 Heilige Hallen und r3 Fauler Ort	<b>6,41</b>	<b>26,69</b>	<b>46,43</b>	<b>27,87</b>	<b>33,57</b>	<b>4,82</b>	<b>0,91</b>
<b>Stubben</b>							
Wirtschaftsflächen	0,07	0,70	1,55	1,69	1,1	<b>0,19</b>	0
Referenzflächen <20 Jahre	0,03	0,54	0,72	0,52	0,37	0	0
Referenzflächen >50 Jahre	0,01	1,01	0,71	0,42	0,14	0,03	0,29
r2 Heilige Hallen und r3 Fauler Ort	0,01	0,26	0,35	0,39	0,25	0	0,5

Ein ähnliches Bild ergibt die Bilanz der Stubben mit Durchmessern von 80 bis 99 cm. Es wird davon ausgegangen, dass diese Bäume mindestens einen BHD von 60 cm aufweisen.

Aufsummiert über alle untersuchten Wirtschaftsflächen wurden von ehemals insgesamt 288 lebenden Bäumen zwischen 60 und 79 cm BHD 64 genutzt (22,2 %) und nur 4 sind

stehend abgestorben (1,4 %). Vorausgesetzt, dass die Nutzung in Zukunft ähnlich sein wird, lag der Nutzungsanteil der Altbäume in den vergangenen zwei Jahrzehnten mit mehr als einem Fünftel zu hoch, um eine nachhaltige, kontinuierliche Präsenz von Altbäumen in den Tiefland-Buchenwäldern zu gewährleisten.

In den Referenzflächen *Heilige Hallen r2* und *Fauler Ort r3* kommen jeweils 9 lebende Bäume  $\geq 80$  cm BHD/ha vor, in der 1-ha-Kernfläche des *Faulen Ortes r3\_ha* sogar 26 Bäume/ha. Dem stehen 7 bzw. 20 (in der Kernfläche 10) abgestorbene, stehende Bäume  $\geq 80$  cm BHD/ha gegenüber.

### 3.1.3.3.2 Volumenverteilung des Totholzes

Wie sieht nun die Typenverteilung des Totholzvolumens aus (stehendes Totholz: Tab. 3.16, liegendes Totholz und Stubben siehe Anhang IV)?

**Tab. 3.16:** Verteilung des stehenden Totholzes [m<sup>3</sup>/ha] auf die BHD-Klassen in den nordostdeutschen Untersuchungsflächen.

stehend m <sup>3</sup> /ha	BHD-Klasse						
	2-19	20-39	40-59	60-79	80-99	100-119	ab 120
<b>Wirtschaftswälder</b>							
w1							
w2			0,58				
w3		0,65	0,85				
w4				2,55			
w5		0,34			0,20		
w6			3,05	4,16			
w7	0,14				3,65		
w8		0,51	4,61				
w9		0,54					
w10	0,32	0,26		3,21			
w11	0,11						
w12	0,09	0,39					
w13	0,20			1,15	2,46		
<b>Referenzflächen &lt;20 Jahre</b>							
k1				0,40			
k2	0,66						
k3		1,77					
k4	0,16	1,95	0,53	0,64			
<b>Referenzflächen &gt;50 Jahre</b>							
r1	0,03	1,94	23,90	12,32	1,88		
r2	0,07	0,84	9,11	29,51	24,21	6,28	1,79
r3	0,76	1,91	4,43	4,29	41,96	13,13	34,91
r3_ha	0,08	0,34	3,32	13,04	41,12	42,37	

Die Volumenverteilung des stehenden Totholzes zeigt, dass es keine Altbaum- und Totholzkontinuität innerhalb der Wirtschaftswälder gibt. In nur zwei Flächen (*Schwarzes Loch w10* und *Eberswalde w13*) kommt stehendes Totholz in drei von den sieben möglichen BHD-Klassen vor. In vier Flächen kommt stehendes Totholz nur in jeweils einer BHD-Klasse vor. Auch in den k20-Flächen ist nicht in allen BHD-Klassen stehendes Totholz vorhanden. Nur in den alten Referenzflächen *Heiligen Hallen r2* und *Fauler Ort r3* kommt stehendes Totholz nicht nur in allen Klassen, sondern auch in hoher Menge vor.

Liegendes Totholz kommt in den Wirtschaftswäldern nur in den zwei niedrigsten BHD-Klassen (<40 cm Durchmesser) in 12 von 13 (92 %) Untersuchungsflächen vor (Anhang III). Nur noch acht Flächen (62 %) weisen liegendes Totholz zwischen 40 und < 60 cm Durchmesser auf, und nur zwei Flächen (15 %) besitzen geringe liegende Totholz mengen ab 60 cm Durchmesser.

Der Totholz mangel der Wirtschaftswälder wird anhand der summarischen dimensionsabhängigen Verteilung besonders deutlich. Während in den Wirtschaftswäldern 79 % des stehenden Totholz volumens in Stärken unter 80 cm Durchmesser auftritt, sind es in den r50-Flächen nur 29 %, d.h. 71 % des stehenden Totholz volumens ist stärker dimensioniert! In den Wirtschaftswäldern kommt kein liegendes Totholz  $\geq 80$  cm Durchmesser vor, während in den Referenzflächen mehr als ein Viertel (27 %) des liegenden Totholzes ab dieser Stärke auftritt.

### **Teildiskussion: Mittendurchmesser und Volumenverteilung des Totholzes**

Das diskontinuierliche Angebot von verschiedenen Totholzdimensionen findet sich nicht nur in den Buchenwirtschaftswäldern. DAHMS & DAHMS (2001) konnten im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin auch auf einer 236,6 ha großen, zusammenhängenden Wirtschaftswaldfläche verschiedener Hauptbaumarten nur 0,54 bzw. 0,52 m<sup>3</sup>/ha stehendes und liegendes Totholz zwischen 31 und 50 cm Durchmesser nachweisen. Noch größere Tothölzer wurden mit ähnlich niedrigen, fast zu vernachlässigenden Volumenwerten (0,31 und 0,54 m<sup>3</sup> Totholz/ha) ermittelt. Das heißt, wenn z. B. auf 4 ha nur ein Hochstumpf mit 50 cm Durchmesser und 8 m Höhe vorkommt, was rund 1,3 m<sup>3</sup> Totholz entspricht, werden diese Werte schon erreicht. Tiere, die von bestimmten Totholzdimensionen des Buchenholzes abhängig sind oder es stark präferieren (z. B. Spechte: SWALLOW et al. 1988, xylobionte Insekten und Pilze: WINTER et al. 2003c), können im Buchenwirtschaftswald kaum und vor allem nicht dauerhaft existieren. Das nächste von der Totholzstruktur ähnliche Totholzobjekt kommt meist nicht in erreichbarer Nähe vor (Kap. 3.1.3.4).

Hier zeigt sich sehr deutlich, dass bisher weder die Schutzgebietsausweisungen als Naturschutzgebiet, Biosphärenreservat oder Naturpark noch die waldbauliche Praxis der Forstverwaltung in der Lage waren, ein Minimum an Altholzbeständen in Buchenwirtschaftswäldern, die heute als besondere Schutzgebiete gemäß FFH-Richtlinie der EU gemeldet sind, wirksam zu schützen. Auch hierin zeigt sich die Notwendigkeit, Naturschutzstandards zur formulieren und vor allem umzusetzen, die einen kontinuierlichen Erhalt von Altholz und stark dimensioniertem Totholz sichern.

Im Naturpark Stechlin-Ruppiner Land (Brandenburg) wurde der Eremit *Osmoderma eremita* bei einer systematischen Suche auf 630 ha an 20 Bäumen nachgewiesen, von denen 11 (55 %) bereits tot waren (WINTER & MÖLLER 2003). Die Hälfte waren Buchen mit einem durchschnittlichen BHD von 85 cm (die andere Hälfte waren Eichen mit 63-124 cm BHD). Zehn der dreizehn untersuchten Buchenwirtschaftswälder wiesen keine entsprechend großen toten Bäume auf. HEDIN & RANIUS (2002) haben für den Eremiten eine maximale Ausbreitungsentfernung von 2 km ermittelt. Der Mangel an geeigneten Habitatstrukturen in Kombination mit geringer Ausbreitungsfähigkeit stellt den Flaschenhals für das Vorkommen des Eremiten im Buchen-Wirtschaftswald dar.



## Fazit:

### 1. Einfluss forstlicher Bewirtschaftung:

Stark dimensioniertes Alt- und Totholz ( $\geq 80$  cm BHD) kann sich in den Wirtschaftswäldern aufgrund frühzeitiger Nutzung kaum entwickeln und wenn, nur vereinzelt. Es gibt keine Totholzkontinuität bei den stärker dimensionierten Bäumen.

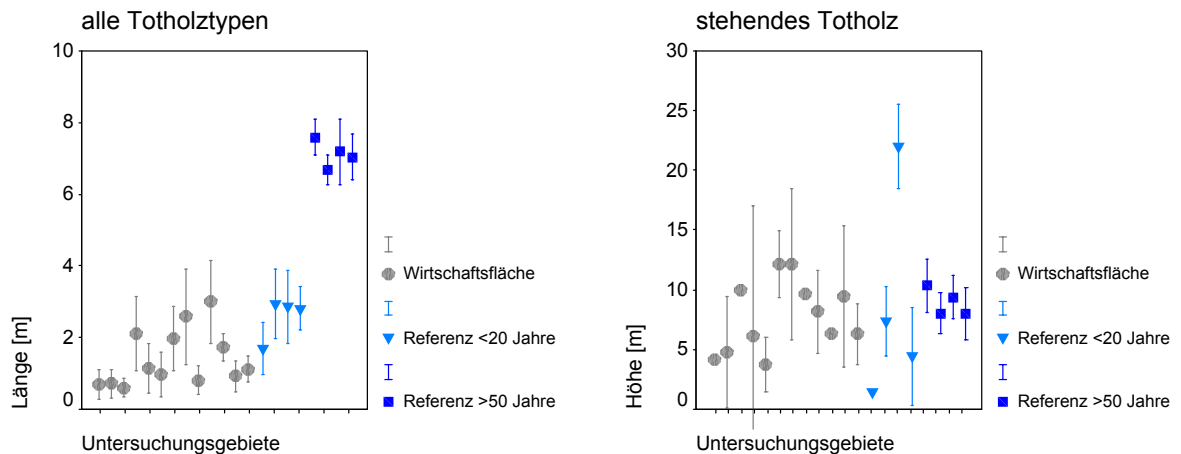
### 2. Indikatoren für naturnahen Tiefland-Buchenwald:

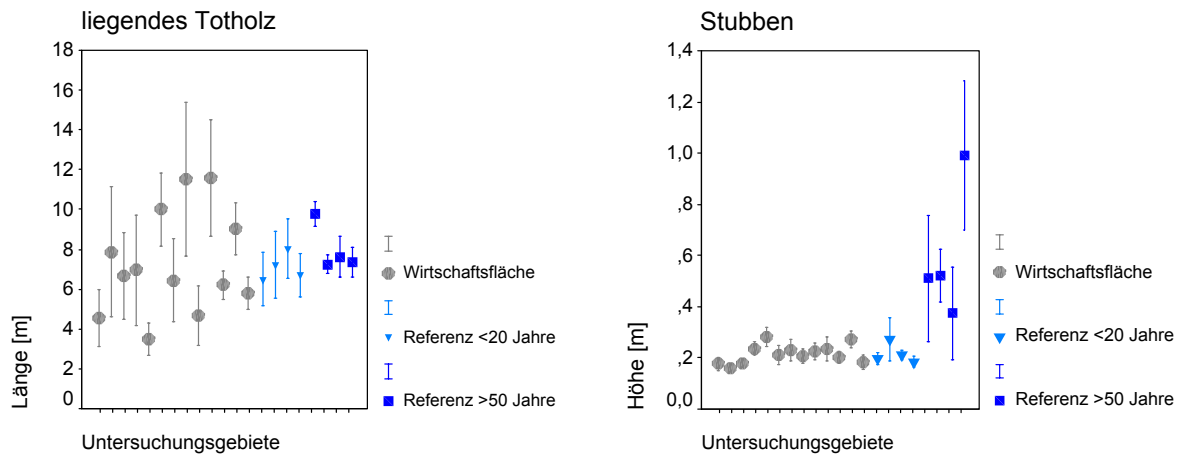
Mindestens  $30 \text{ m}^3$  stehendes Totholz/ha mit einem BHD von mindestens 80 cm.

#### 3.1.3.3 Höhen und Längen des Totholzes

Die durchschnittliche Länge aller Totholzobjekte liegt in den seit über 50 Jahren unbewirtschafteten Referenzflächen mit 7,1 m Länge höchst signifikant ( $p < 0,001$ ) über dem Durchschnitt in den Wirtschaftswäldern mit 1,3 m Länge (Abb. 3.30). Das stehende Totholz ist allerdings mit 7,8 m im Wirtschaftswald und 7,6 m im Referenzwald >50 Jahre nicht unterschiedlich lang, was darauf hinweist, dass es im Wirtschaftswald wie in Referenzwäldern durch Bruch oder Alterung ähnlichen Entstehungs- und Zerfallsprozessen unterliegt. Das liegende Totholz zeigt mit durchschnittlich 6,9 m (Wirtschaftsflächen) und 7,9 m (r50-Flächen) einen zwar nicht großen, aber bereits signifikanten Längenunterschied ( $p < 0,05$ ). Die Stubben sind mit 0,2 m im Wirtschaftswald und 0,4 m in den alten Referenzflächen höchst signifikant von einander verschieden. Der große Gesamtunterschied entsteht durch die sehr heterogene Anzahl der Totholzobjekte. So kommen in den Wirtschaftswäldern pro Fläche nur null bis maximal neun stehende tote Stämme/ha vor, während die Referenzwälder mit minimal 17 Stämmen/ha in *Serrahn r1* und maximal 44 Stämmen/ha im *Faulen Ort r3* sehr hohe Werte erreichen.

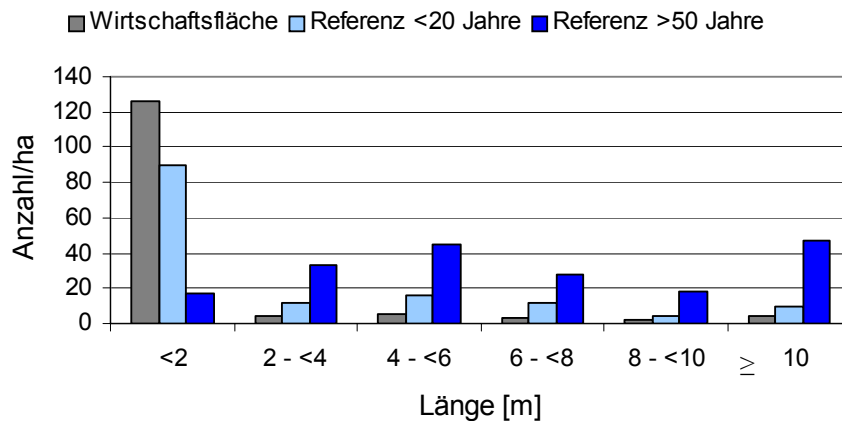
Die k20-Flächen liegen mit ihren Mittelwerten diesbezüglich zwischen den Wirtschafts- und alten Referenzflächen.





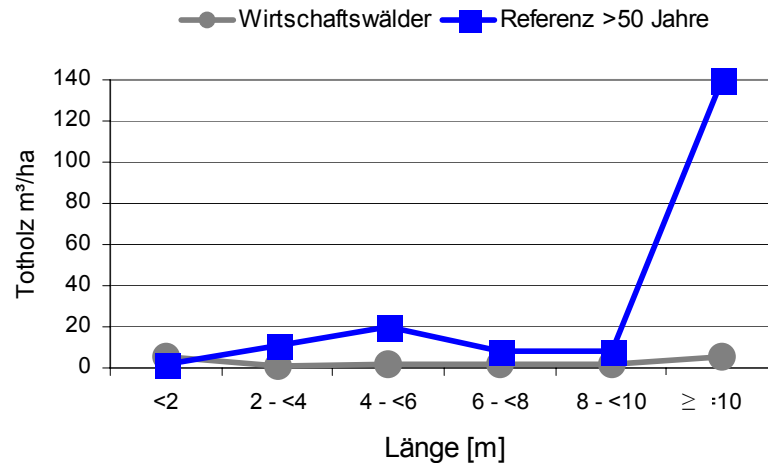
**Abb. 3.30:** Durchschnittliche Längen/Höhen des Totholzes [m + zweifacher Standardfehler] in den untersuchten nordostdeutschen Buchenwäldern *w1-w13, k1-k4, r1-r3* und *r3\_ha* (siehe Tab. 2.1); **oben links:** gesamter Datensatz, **oben rechts:** stehendes Totholz, **unten links:** liegendes Totholz und **unten rechts:** Stubben.

Die Objektverteilung auf verschiedene Längenbereiche (Abb. 3.31) zeigt deutlich, dass der Schwerpunkt in den Wirtschaftswäldern bei Längen unter 2 m liegt. Überwiegend sind dies Sägestubben, nur ein verschwindend geringer Teil besteht aus stehendem Totholz (liegendes wurde erst  $\geq 3$  m Länge erfasst). Alle Längenklassen über 2 m sind in den Wirtschaftswäldern gleichmäßig gering vertreten. Die *r50*-Flächen zeigen hingegen in der niedrigsten Klasse die geringste Objektanzahl. Die meisten Totholzobjekte sind zwischen 4-6 m und über 10 m lang.



**Abb. 3.31:** Verteilung der Totholzobjekte [Anzahl/ha] der untersuchten nordostdeutschen Buchenwälder auf Längenklassen, unterschieden nach Wirtschaftswäldern sowie <20 und >50 Jahre unbewirtschafteten Referenzflächen.

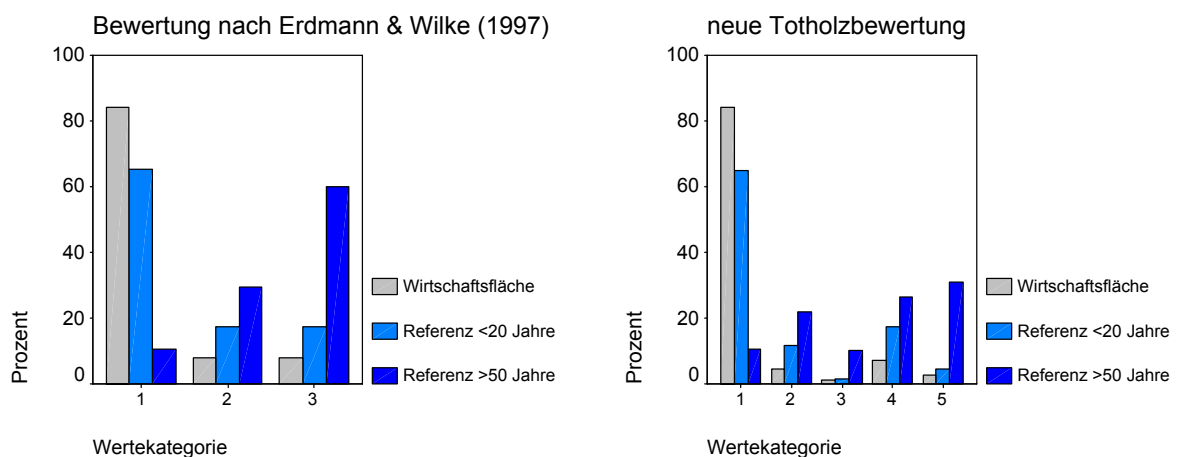
Noch deutlicher wird der Unterschied, wenn man die Verteilung des Totholzvolumens auf die Längenklassen betrachtet (Abb. 3.32). Den absolut größten Volumenanteil stellt die Klasse über 10 m Länge dar, wobei eine weitere Differenzierung der höchsten Klasse kein einheitliches Bild ergibt. Die Volumenverteilung im Wirtschaftswald zeigt gleichbleibend niedrige Werte über alle Längenklassen.



**Abb. 3.32:** Verteilung des Totholzvolumens [m<sup>3</sup>/ha] auf Längenklassen in nordostdeutschen Buchenwäldern. Die Verteilung der Totholzvolumina in den Referenzflächen <20 Jahre wird nicht gezeigt, da sie wie die der Wirtschaftswälder verläuft.

### Teildiskussion: Höhen und Längen des Totholzes - Bewertungsklassifikationen

Vorschläge zur Bewertung der Totholzdimensionen über Kategorien, die die Totholzlänge mit der Durchmesserdimension kombinieren, liegen u. a. von BURSCHEL (1992) und ERDMANN & WILKE (1997) vor. Die in den Tiefland-Buchenwäldern ermittelten Totholzdaten wurden nach den drei Kategorien von ERDMANN & WILKE (1997) und nach einer erweiterten und differenzierteren fünfstufigen Kategorisierung ausgewertet (Abb. 3.33). Die Modifikation wurde durchgeführt, um eine größere Differenzierung beim Totholz  $\geq 2$  m Länge und  $\geq 20$  cm Durchmesser zu ermöglichen (Tab. 3.17). Totholz, das zum Beispiel acht m lang ist und 50 cm Mittendurchmesser besitzt, kann von Käfern mit höheren Lebensraumsprüchen besiedelt werden als ein Stamm von nur 2,0 Länge und 20 cm Durchmesser.



**Abb. 3.33:** Zusammenfassende Totholzbewertung für die untersuchten nordostdeutschen Buchenwälder, **links:** nach ERDMANN & WILKE (1997), **rechts:** nach einer neu entworfenen Klassifikation. Die Prozentangaben beziehen sich auf das Gesamtvolumen des Totholzes. Die Anteile in der ersten Kategorie sind nach beiden Verfahren gleich, da sie dieselben Dimensionskriterien beinhalten.

Während die geringwertigen Totholzanteile im Wirtschaftswald in der ersten Kategorie mit über 80 % Anteil sehr hoch liegen, kommen in den Kategorien 2 und 3 von ERDMANN &

WILKE (1997) und in den hier neu vorgestellten Kategorien 2 bis 5 mit jeweils weniger als 10 % der Objekte nur ein verschwindend geringer Anteil von höherwertigem Totholz vor.

In den r50-Flächen liegt hingegen der Anteil in der Kategorie 1 sehr niedrig und steigt dann an (Ausnahme Kategorie 3 Abb. 3.33, rechts). Mit ca. 60 % (ERDMANN & WILKE 1997) und etwa 30 % (neue Totholzbewertung) kommt in der jeweils höchsten Kategorie der größte Anteil der Totholzobjekte vor.

**Tab. 3.17:** Methoden zur Bewertung von Totholz nach ERDMANN & WILKE (1997) und einer hier neu dargestellten Klassifikation.

Kategorie	ERDMANN & WILKE (1997, leicht modifiziert)	neue Klassifikation
1	Stubben, Stämme <2 m Länge	Stubben bis 1,3 m Höhe, Stämme <2 m Länge
2	Stämme $\geq 2$ m Länge und <20 cm Mittendurchmesser	Stämme $\geq 2$ m - < 5 m Länge und <30 cm Mittendurchmesser
3	Stämme $\geq 2$ m Länge und > 20 cm Mittendurchmesser	Stämme $\geq 2$ m - < 5 m Länge und >30 cm Mittendurchmesser
4		Stämme $\geq 5$ m Länge und <30 cm Mittendurchmesser
5		Stämme $\geq 5$ m Länge und $\geq 30$ cm Mittendurchmesser

In einem seit 40 Jahren unbewirtschafteten Buchenwald im Spreewald gehörten (wie in den r50-Flächen) auch schon über 60 % des Totholzvolumens der höchsten Wertigkeitsklasse nach ERDMANN & WILKE (1997) an. Die bewirtschaftete Buchenvergleichsfläche wies wie die untersuchten Buchen-Wirtschaftswälder um die 80 % Totholz in der niedrigsten Wertigkeitsklasse auf (WINTER & NOWAK 2001).

#### Fazit:

##### 1. Einfluss forstlicher Bewirtschaftung:

In den Wirtschaftswäldern entsteht vor allem Totholz geringer Dimensionen. Die durchschnittliche Länge der Totholzobjekte (1,3 m) ist im Wirtschaftswald im Vergleich zum Referenzwald (7,9 m) stark reduziert. Die Volumenverteilung des Totholzes zeigt keinen dimensionsabhängigen Schwerpunkt.

##### 2. Indikatoren für naturnahen Tiefland-Buchenwald:

Über 50 % der Totholzvolumens (*Serrahn r1*: 74 %, *Heilige Hallen r2*: 61 %, *Fauler Ort r3* 58 %, *Fauler Ort r3\_ha*: 61 %) befindet sich in mehr als 10 m langen Baumstämmen.

### 3.1.3.4 Totholznachbarn

Die Ansprache der Totholznachbarn ist ein Versuch, die räumliche Verteilung des Totholzes in den Beständen zu beschreiben (Tab. 3.16, Abb. 3.34). In den Wirtschaftswäldern kommt in über 40 % der Fälle in der Nähe des aufgenommenen Totholzobjektes kein weiteres Totholz vor. In weiteren 30 % der Fälle wurde nur ein Totholznachbar nachgewiesen (Tab. 3.18, Abb. 3.35). Während das stehende Totholz im Wirtschaftswald in 60 % der Fälle weder einen stehenden noch liegenden Totholznachbarn hat, findet sich beim liegenden Totholz in nur 40 % der Fälle kein Nachbar, was durch das häufigere Vorkommen von liegenden Nutzungsresten zu erklären ist.



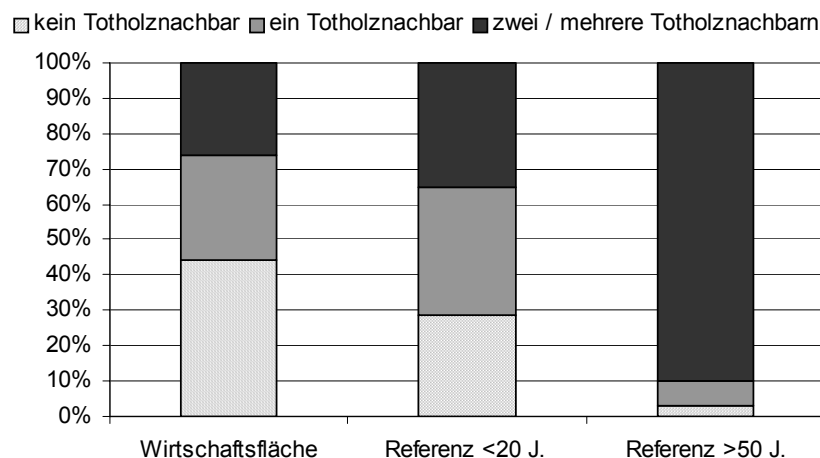
**Abb. 3.34:** Totholzgruppe im *Faulen Ort r3* (Foto M. PAULAT).

**Tab. 3.18:** Totholznachbarn in den untersuchten nordostdeutschen Buchenwäldern.

Ein Totholznachbar ist Totholz eines anderen Baumes, das höchstens doppelt so weit entfernt wie das betrachteten Totholzobjekt lang ist (Methodik Kap. 2.2.3.3). Stubben werden nicht berücksichtigt.

	Wirtschaftswälder	Referenz <20 J.	Referenz >50 J.
Anzahl Totholzobjekte	190	153	717
mit Totholznachbarn	106	109	697
ohne Totholznachbarn	84	44	20
% ohne Totholznachbarn	<b>44,2</b>	<b>28,8</b>	<b>2,8</b>

In den Referenzflächen kommt das Totholz über die gesamte Fläche so gleichmäßig vor, dass bei über 90 % der Totholzobjekte zwei oder mehr Totholznachbarn gefunden wurden. Die Totholzverteilung in den k20-Flächen ist der des Wirtschaftswaldes noch recht ähnlich (Abb. 3.35). Etwas über 70 % der Totholzobjekte besitzen hier allerdings schon einen oder mehr Totholznachbarn (Wirtschaftswald ~55 %), was die langsame Totholzanreicherung widerspiegelt.



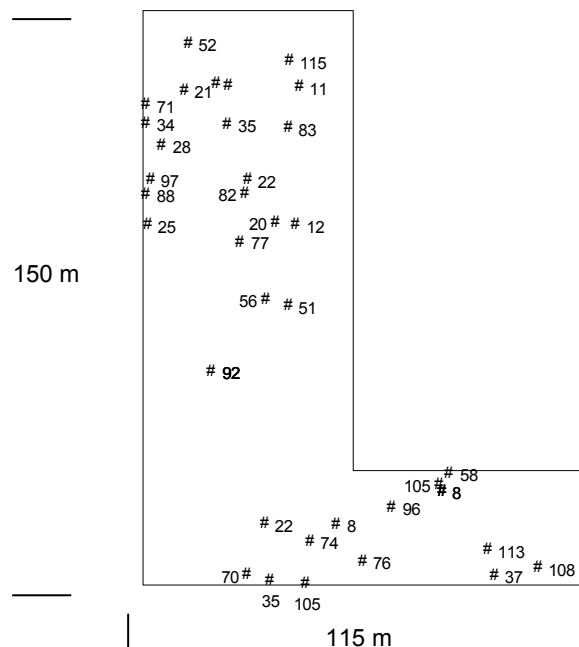
**Abb. 3.35:** Anteil der Totholzgruppierungen an der Gesamtzahl der Totholzobjekte in nordostdeutschen Buchenwäldern.

## Teildiskussion: Totholznachbarn

Die beschriebene Methodik zur Ermittlung von Totholznachbarn ist geeignet, die unterschiedliche räumliche Verteilung des Totholzes bei deutlich unterschiedlichen Bewirtschaftungsintensitäten (Wirtschafts-, kurz- und langfristig unbewirtschaftete Referenzwälder) aufzuzeigen. In den Wirtschaftsflächen kommt das Totholz häufig (>40 %) vereinzelt vor. In den k20-Flächen ist das Totholz teilweise geklumpt, was in anderen Studien in kurzfristig unbewirtschafteten Wäldern ebenfalls nachgewiesen werden konnte (KOOP 1989, RAUH 1993, SCHULZ 1996). Innerhalb der r50-Flächen ermöglicht die Nachbarschaftsansprache keine differenzierte Aussage mehr, da das Totholz in den aufgenommenen Probekreisen weitestgehend flächig verteilt vorkam.

Die Methodik ist nicht geeignet herauszufinden, ob Absterbeprozesse im Referenzwald kleinflächig (bis zu 0,4 ha) oder einzelstammweise geschehen (OTTO 1994). Hierzu müsste definiert werden, was ein toter Einzelstamm (Entfernung zum nächsten Totholz, Dimensionen etc.) ist. Im *Faulen Ort r3\_ha* ist z. B. die durchschnittliche Entfernung des stehenden Totholzes aller Dimensionen zum nächsten Nachbarn mit 7,35 m (Abb. 3.36, Abb. 3.37) sehr gering.

Wenn nur das stark dimensionierte stehende Totholz  $\geq 80$  cm BHD betrachtet wird, kommen 15 Stämme/ha mit einer mittleren Entfernung von 17,2 m vor. 13 Bäume besitzen eine Entfernung von weniger als 20 m und nur zwei Bäume finden ihren nächsten Nachbarn erst in 30 bis 40 m Entfernung. Die räumliche Totholzverteilung (Abb. 3.36) zeigt zwei Bereiche, in denen das Totholz locker, aber relativ gleichmäßig vorkommt, während im Mittelbereich nur eine einzelne Baumruine steht, die keinen nahe gelegenen Totholznachbarn besitzt. Ob diese Totholzverteilung auf ein eher kleinflächiges oder einzelstammweises Absterben verweist, kann anhand der kleinräumigen Kartierung von nur einem Hektar nicht entschieden werden.

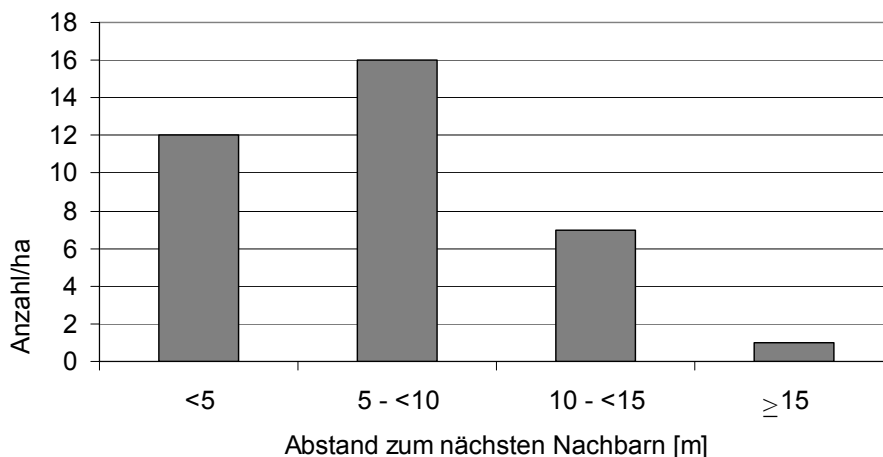


**Abb. 3.36:** Räumliche Verteilung des stehenden Totholzes im *Faulen Ort r3\_ha*.

# Fundort des Totholzes; die Zahlen geben den BHD [cm] der Stämme an.

RADEMACHER & WINTER (2003) haben anhand einer Buchenurwaldsimulation herausgefunden, dass stark dimensioniertes Totholz (totholzreiche Simulationszellen von 14 m x 14 m mit  $\geq 2,4$  m<sup>3</sup> Totholz) auf 80 % der simulierten Waldfläche in 93 % der 3000jährigen Si-

mulationszeit maximal 28 m von einander entfernt vorkam. Dieses Ergebnis ist zwar mit der im *Faulen Ort r3\_ha* ermittelte durchschnittliche Entfernung des Totholzes  $\geq 80$  cm BHD von 17 m nicht direkt vergleichbar, bestätigt aber die räumlich enge Nachbarschaft von stark dimensioniertem Totholz.



**Abb. 3.37:** Abstandsverteilung des stehenden Totholzes (ab 7 cm BHD mit bzw. 6 cm BHD ohne Rinde) zum nächsten Nachbarn [m] im *Faulen Ort r3\_ha*.

Die ermittelten Abstände sind tendenziell zu hoch, da nur die Nachbarschaftsverhältnisse innerhalb des aufgenommenen einen Hektars betrachtet werden. D. h., bei Bäumen nahe der Grenze der Aufnahmefläche ist es denkbar, dass der nächste Nachbar außerhalb steht, aber nicht erfasst wurde.

#### **Fazit:**

##### 1. Einfluss forstlicher Bewirtschaftung:

Die Entfernungen zwischen Totholzobjekten sind im Wirtschaftswald sehr viel größer als im Referenzwald, so dass das Totholz meist keinen oder nur einen Totholznachbarn besitzt.

##### 2. Indikatoren für naturnahen Tiefland-Buchenwald:

Totholz kommt so flächig vor, dass 90 % der Totholzobjekte mehrere Totholznachbarn besitzen.

### **3.1.3.5 Wärme- und Feuchtigkeitsverhältnisse des Totholzes**

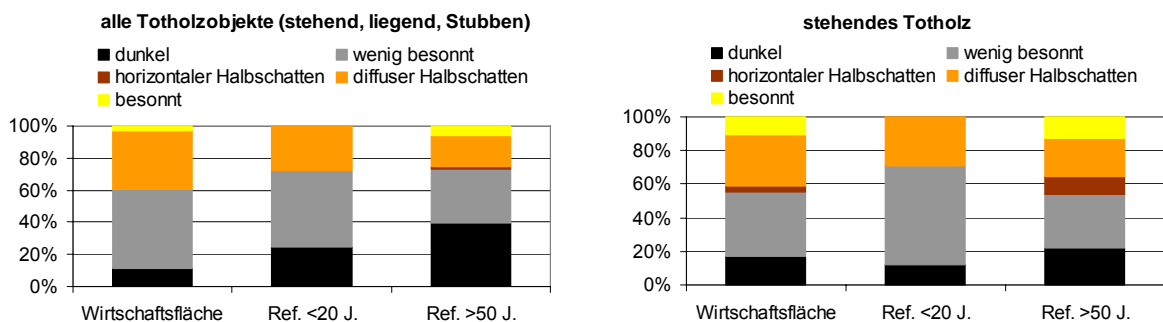
Die unterschiedlichen Totholzdimensionen wurden bereits in Kap. 3.1.3.3 dargestellt. Im Folgenden werden die Wärme- und Feuchtigkeitsverhältnisse des Totholzes anhand der mehr oder weniger schattenspendenden Umgebung und des Bodenkontaktes näher und vergleichend beschrieben.

#### **3.1.3.5.1 Licht- bzw. Besonnungsverhältnisse**

Die Licht- und Besonnungsverhältnisse - vor allem eines liegenden - Totholzobjektes sind aufgrund der Form des Holzes und seiner Exposition sehr heterogen (Abb. 3.40). Der dem Boden aufliegende Teil des liegenden Totholzes erhält überhaupt keine Sonneneinstrahlung, stattdessen wird hier die Feuchtigkeit des Bodens aufgenommen und die unteren Holzpartien des Totholzes durchfeuchtet. Die bodennahen Rundungsbereiche des Stammes erhalten ebenfalls nur selten direkte Sonneneinstrahlung. Die bodenzugewand-

te Rundung wird nur dann von der Sonne erreicht, wenn der Stamm am Hang liegt und die Sonnenstrahlen sehr schräg einfallen. Die gesamte obere Stammoberfläche kann hingegen der Sonneneinstrahlung sehr stark ausgesetzt sein. Für diesen oberen Bereich wurden die Lichtverhältnisse abgeschätzt. Bei stehendem Totholz wurde die Durchlässigkeit der Umgebung für Sonnenstrahlen in ihrem Gang von Ost nach West unter Berücksichtigung der schattenspendenden Bäume abgeschätzt (Kap. 2.2.3.2.2).

Die Ergebnisse zeigen, dass der Anteil gering besonnener (= „dunkler“) Tothölzer von 12 % in den Wirtschaftswäldern über 27 % in den k20-Flächen auf 40 % in den r50-Flächen ansteigt (Abb. 3.38, links). Zugleich liegt der Anteil stark besonnener Totholzobjekte mit 5,7 % in den r50-Flächen mehr als doppelt so hoch wie in den Wirtschaftswäldern (2,7 %). Da bei der Darstellung der Gesamtdaten auch die große Anzahl von Stubben mit berücksichtigt wurde, sagt diese Lichtklassenverteilung noch nicht so viel hinsichtlich des differenzierten Besiedlungspotenzials durch holzbewohnende Lebewesen aus. Das stehende Totholz (Abb. 3.38, rechts) weist in den r50-Flächen mit 13 % besonnenen, 22 % dunklen Stämmen die ausgeprägteste Lichtverteilung auf. Am undifferenziertesten sind die k20-Flächen. Sie konnten noch nicht Totholz mit dem gesamten Lichtspektrum ausbilden. Es fehlen hier vor allem besonnte Bäume und Bäume mit horizontalem Halbschatten. Insgesamt zeigt sich, dass im Wirtschaftswald die mittleren Lichtklassen, vor allem *wenig besonnt* und *diffuser Halbschatten*, mit 86 % bedeutend häufiger vorkommen als in den r50-Flächen (54 %).



**Abb. 3.38:** Lichtverhältnisse an Totholz in den untersuchten Buchen-Wirtschaftswäldern sowie in <20 Jahre und >50 Jahre unbewirtschafteten Referenzflächen; **links:** alle Totholzobjekte, **rechts:** stehendes Totholz.

Zudem weisen die Wirtschaftswälder nur insgesamt betrachtet alle Besonnungsklassen auf. Im Gegensatz zu den r50-Flächen gibt es keine Wirtschaftsfläche, in der alle Klassen gleichzeitig vertreten sind (Tab. 3.19). So wie schon die Dimensionsverteilung des stehenden Totholzes (Tab. 3.16) gibt es hinsichtlich der Besonnungsverhältnisse ein zwar heterogenes, aber auf der einzelnen Fläche lückenhaftes Angebot. Es kommen z. B. in nur zwei Flächen (*Klaushagen w6* und *Eberswalde w13*) jeweils eine besonnte Baumruine mit 3,2 bzw. 6,4 m Höhe vor.

Ähnlich selten kommt stehendes Totholz mit horizontalem Halbschatten und in dunkler Umgebung vor. Das bedeutet, dass die Wirtschaftswälder hinsichtlich der Besonnungsverhältnisse nur eine enge Qualitätspalette anzubieten haben. Dem gegenüber weisen die Totholzstrukturen in langfristig unbewirtschafteten Buchenwäldern auch kleinflächig eine sehr hohe Diversität unterschiedlicher Besonnungsverhältnisse auf.



**Tab. 3.19:** Lichtverhältnisse des stehenden Totholzes nach Untersuchungsflächen getrennt dargestellt.

		Besonnungsklassifikation				
		besonnt	horizontaler Halbschatten	diffuser Halbschatten	wenig besonnt	dunkel
<b>Wirtschaftswälder</b>						
w1	kein stehendes Totholz in den Probekreisen					
w2					x	
w3				x	x	
w4			x			
w5					x	
w6	x			x	x	x
w7				x	x	x
w8				x		
w9				x		
w10						
w11						
w12				x		
w13	x			x	x	
<b>Referenz &lt;20 Jahre</b>						
k1					x	
k2					x	x
k3				x		
k4				x	x	x
<b>Referenz &gt;50 Jahre</b>						
r1	x	x		x	x	x
r2	x	x		x	x	x
r3	x			x	x	x
r3_ha		x		x	x	x

**Tab. 3.20:** Lichtverhältnisse an starken Totholzobjekte ab 60 cm BHD bzw. Mittendurchmesser.  
\* Die Kategorie *horizontaler Halbschatten* kommt beim liegenden Totholz nicht vor.

	Wirtschaftswälder		Ref. <20 J.		Ref. >50 J.	
	Anzahl/ha	%	Anzahl/ha	%	Anzahl/ha	%
<b>Lichtverhältnisse</b>	<b>alle Totholzobjekte (stehende, liegende und Stubben)</b>					
dunkel	2,9	20,6	0,8	27,3	<b>8,6</b>	<b>38,7</b>
wenig besonnt	4,2	29,9	1,3	45,5	<b>6,5</b>	29,2
diffuser Halbschatten	6,1	43,0	0,8	27,3	<b>4,2</b>	19,0
horizontaler Halbschatten	0,1	0,9	0,0	0,0	<b>1,1</b>	4,8
besonnt	0,8	5,6	0,0	0,0	<b>1,9</b>	<b>8,3</b>
	<b>stehendes Totholz</b>					
dunkel	0,0	0,0	0,1	50,0	<b>2,1</b>	<b>23,5</b>
wenig besonnt	0,1	14,3	0,1	50,0	<b>1,7</b>	19,1
diffuser Halbschatten	0,3	28,6	0,0	0,0	<b>2,5</b>	11,8
horizontaler Halbschatten	0,1	14,3	0,0	0,0	<b>1,1</b>	<b>27,9</b>
besonnt	0,4	42,9	0,0	0,0	<b>1,6</b>	<b>17,6</b>
	<b>liegendes Totholz*</b>					
dunkel	0,0	0,0	0,0	0,0	<b>4,0</b>	45,5
wenig besonnt	0,3	66,7	0,0	0,0	<b>3,0</b>	34,8
diffuser Halbschatten	0,1	33,3	0,0	0,0	<b>1,5</b>	16,7
besonnt	0,0	0,0	0,0	0,0	<b>0,3</b>	3,0

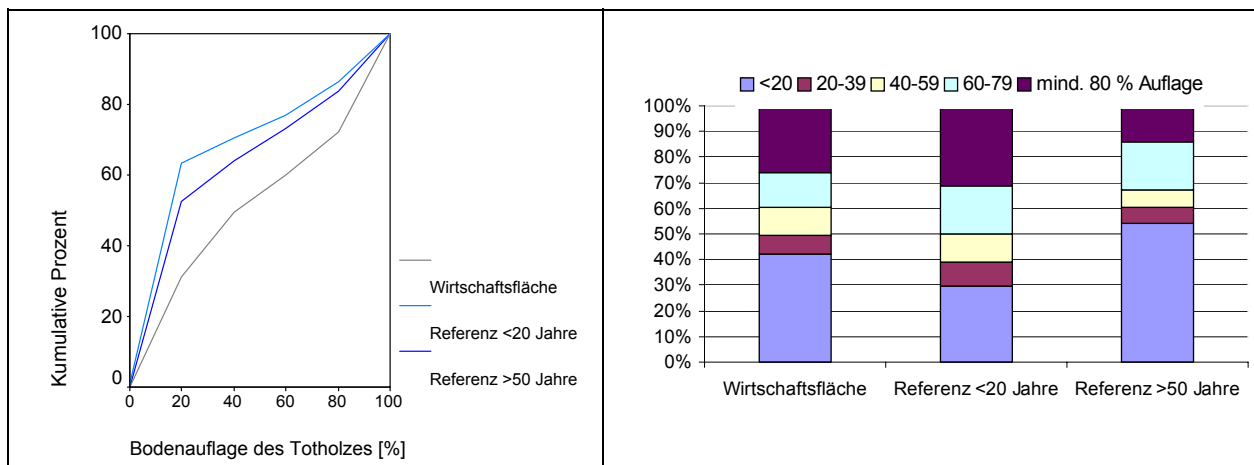
Die Besiedelung des Totholzes durch Spezialisten ist stets von einer Reihe von Faktoren abhängig, die in Kombination auftreten müssen. So benötigt zum Beispiel die seltene, nur etwa 2 mm große Rindenwanze *Mezira tremulae* besonnte, stehende Buchenruinen mit einem BHD von mehr als 100 cm (MÖLLER 1994a). Eine einfache Kombination stellt die

Verbindung aus Totholztyp (gesamt, stehend und liegend), der Totholzdimension (z.B. BHD ab 60 cm) und den Besonnungsverhältnissen dar (Beispiel siehe Tab. 3.20). Hier zeigen sich in besonderem Maße die Ausstattungsschwächen der Wirtschaftswälder. So kommt in keiner der 13 Wirtschaftsflächen stehendes, starkes Totholz in dichter, dunkler Umgebung vor. Beim liegenden starken Totholz fehlen beide Extrema (dunkel wie besonnt). Die Referenzflächen zeigen stets ein kontinuierliches Angebot über das gesamte Spektrum.

### 3.1.3.5.2 Bodenkontakt

Ein Drittel des Totholzes in den Wirtschaftswäldern liegt dem Boden fast nicht auf (<20 % Auflage), ein weiteres Drittel berührt den Boden bis zu 80 Prozent und das letzte Drittel hat 80-100%igen Bodenkontakt. In den Referenzwäldern kommt mit 50-60 % fast doppelt so viel trockneres Totholz (<20 % Bodenkontakt) vor (Abb. 3.39, links).

Die auf das Volumen bezogene Lageverteilung des Totholzes ist mit der der Objektzahlen vergleichbar. Nur in den k20-Flächen liegen vor allem stark dimensionierte Stämme dem Boden weitgehend auf, dadurch ist der Volumenanteil von Totholz mit Bodenkontakt sehr hoch (Abb. 3.39, rechts). Da es noch relativ wenig Totholz gibt, kommt es nur punktuell zu einer Stapelung des Totholzes.



**Abb. 3.39:** Bodenkontakt der Totholzobjekte (kumulativ) in den untersuchten nordostdeutschen Buchenwäldern; **links:** Anzahlen, **rechts:** Volumen.

### Teildiskussion: Wärme- und Feuchtigkeitsverhältnisse des Totholzes

Die Feuchtigkeitsverhältnisse innerhalb des Totholzes sind entscheidend für die Besiedlung mit holzbewohnenden Pilzen und Insekten und damit auch für die Zersetzungsabfolge. Neben den lokalen Klima- und Witterungsbedingungen und der Oberflächenbeschaffenheit des Totholzes (Rindenstruktur, -vorkommen, Algen-, Flechten- und Moosbewuchs) bestimmen vor allem die Lichtverhältnisse am Totholzobjekt, der Bodenkontakt des Holzes und die Dimension des Totholzes die Feuchtigkeits- und Wärmeverhältnisse maßgeblich (SCHMITT 1992, MÖLLER 1994a, KLEINEVOSS et al. 1996, KÖHLER 1996, HARMON et al. 1986).

Nur das Angebot einer großen mikroklimatischen Variabilität ermöglicht den Erhalt bzw. die Wiederherstellung der Tiefland-Buchenwaldbiozönose, da besonntes Holz andere Pilz- und Insektenspektren aufweist wie beschattetes, und dauerhaft feuchteres Holz wiederum andere als „Trockenholz“ (MÖLLER 2000). Das besonnte stehende Totholz besitzt besonders hohe Bedeutung für die Ausprägung der natürlichen Vielfalt im Buchenwald (SCHMITT 1992). So können, als ein Beispiel von Hunderten, sehr licht stehende Tothölzer

mikroklimatische Verhältnisse aufweisen, die eine Besiedlung mit Laubholzwespen der Gattung *Tremex* erlauben, die sonst nur an Holz stark besonnener Freiflächen vorkommen (DERKSEN 1941). Der Körnerbock *Megopis scabricornis* benötigt zwar kein Freiflächenklima doch kommt er – wie diverse andere gefährdete Käferarten – nur an frisch abgestorbenem, wärmebegünstigtem, stehendem Totholz starker Dimensionen vor (MÖLLER 2000).

Liegendes Totholz kann mit dem Boden auf voller Länge in Kontakt sein (Abb. 3.41). Es kann aber auch durch die Krümmung des Stammes, durch die Auflage auf anderem Totholz oder durch die Überbrückung von Bodenunebenheiten ganz oder zu mindestens überwiegend vom Boden entfernt gelagert sein. Während dem Boden aufliegendes Totholz hinsichtlich der Feuchtigkeitsverhältnisse den Stubben und unteren Stammanläufen ähnlich ist und Stumpf- und Bodeninsekten beherbergt, weist das Holz ohne bzw. mit nur geringer Bodenaufgabe eine ganz andere Zersetzergemeinschaft und Biozönose auf (SCHMITT 1992, HARMON et al. 1986).



**Abb. 3.40:** Liegendes Totholz, mit und ohne Bodenkontakt, besont und unbesont, mit und ohne anhaftender Rinde.

Die Zersetzung von Totholz mit nur geringem Bodenkontakt wird überwiegend vom Bestandesklima und nicht durch die Bodenfeuchte beeinflusst, so dass auf diese Weise das in Wirtschaftswäldern seltenere „Trockenholz“ entstehen kann. In Referenzwäldern liegen aufgrund der hohen Totholzvorkommen Stämme und Äste häufig verhaulähnlich kreuz und quer über- und nebeneinander (Abb. 3.40), so dass viele Stämme gar keinen Bodenkontakt haben. Auch geworfene Stämme mit Wurzelteller können (häufig jahrelang) bis zur Krone über dem Boden schweben. Erst die Zersetzung des Wurzeltellers und vor allem des dünneren Kronenholzes führt zum Absinken des Stammes. Dies von der Bodenfeuchte unabhängige Totholz kann wiederum in den unterschiedlichsten Besonnungsverhältnissen vorkommen, was die mögliche (Nischen-)Vielfalt des Totholzvorkommens verdeutlicht.

Da sich Holz, das dem Boden aufliegt, aufgrund der Feuchtigkeitszufuhr aus dem Boden bedeutend schneller zersetzt als trockeneres Holz, würde rein theoretisch bei gleicher Menge entstehendem Totholz wegen des stärkeren Bodenkontaktes in den Wirtschaftswäldern weniger Totholz akkumulieren als in Referenzflächen.



**Abb. 3.41:** Liegende Stämme mit vollem Bodenkontakt (Foto M. PAULAT).

### Fazit:

#### 1. Einfluss forstlicher Bewirtschaftung:

In den einzelnen Wirtschaftswäldern kommt immer nur ein Ausschnitt der definierten Lichtklassen vor, so dass das Lichtmosaik entweder keine stark besonnten oder keine geschlossenen, dunklen Partien aufweist. Hauptsächlich herrschen mittlere Besonnungsverhältnisse vor.

Da das liegende Totholz im Wirtschaftswald mehr Bodenkontakt als in den Referenzwäldern hat, ist es insgesamt feuchter und zersetzt sich dadurch schneller.

#### 2. Indikatoren für naturnahen Tiefland-Buchenwald:

In Referenzflächen kommt immer ein vollständiges Lichtmosaik von *besonnt* bis *dunkel* vor. Eine Quantifizierung der Lichtklassen ist aufgrund der großen Varianz der Daten innerhalb der r50-Flächen allerdings nicht möglich.

Zwei Drittel des liegenden Totholzes ist aufgrund des geringen Bodenkontaktes relativ trocken und zersetzt sich deshalb relativ langsam.

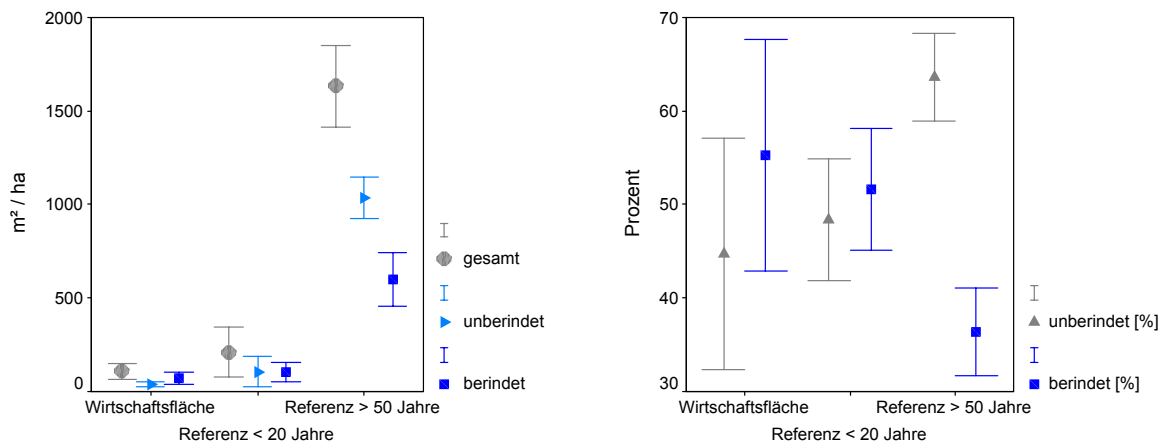
### 3.1.3.6 Zersetzung des Totholzes

Die Zersetzung der Rinde, des Holzkörpers und des stehenden Totholzes werden in drei Abschnitten (Kap. 3.1.3.6.1 Rinde, Kap. 3.1.3.6.2 Holzkörper und Kap. 3.1.3.6.3 Zustandstypen des stehenden Totholzes) getrennt von einander betrachtet.

#### 3.1.3.6.1 Rinde

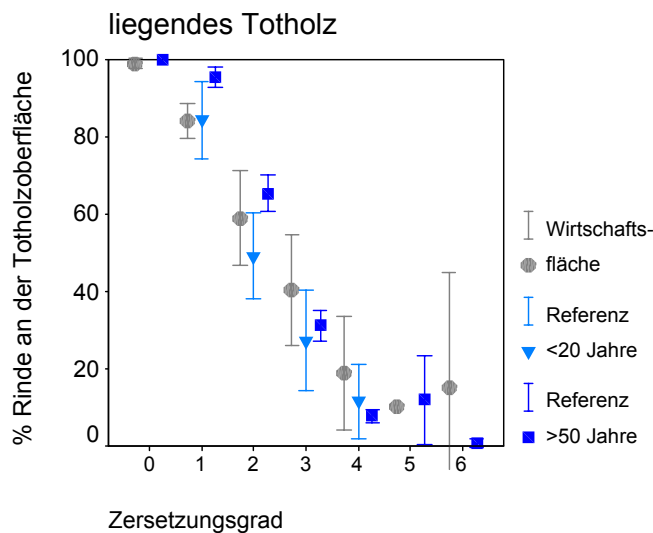
Die für Xylobionte besiedelbare Rindenoberfläche des Totholzes liegt in den r50-Flächen mit 1635 m<sup>2</sup>/ha (0,16 ha/ha!) 15fach höher als in den Wirtschaftsflächen (Abb. 3.42). Der Anteil des unberindeten Holzes liegt in den r50-Flächen sogar 28fach höher, während der berindete Anteil nur neun Mal so hoch liegt. In dem hohen Anteil unberindeter Totholzoberfläche spiegelt sich die von den Wirtschaftswäldern stark unterschiedliche Totholzsuccession wider. Natürlicherweise entsteht in den alten Referenzflächen durch langsame Absterbeprozesse viel stehendes Totholz (etwa 20 bis 40 % des Gesamtvolumens, Abb. 3.26). Meist blättern noch am lebenden Baum Rindenpartien an (trockenen) Störstellen ab. Der stehende abgestorbene und noch überwiegend berindete Stamm wird sogleich vielfältigst durch Insekten besiedelt. Spechte durchlöchern die Rinde bei der Nahrungssuche oder haken die Rinde schälend ab, um an die darunter liegenden Larven, Puppen und auch adulten Insekten heranzukommen. Nicht nur der in Nordostdeutschland als Brutvo-

gel ausgestorbene Weißrückenspecht, sondern auch der Schwarzspecht entfernt die Rinde sehr effektiv durch Schälern.



**Abb. 3.42:** Besiedelbare Tothholzoberfläche (gesamt, unberindet, berindet) in nordostdeutschen Buchenwäldern, getrennt nach Wirtschafts- und Referenzflächen; **links:** m²/ha; **rechts:** in Prozent (Mittelwert + zweifacher Standardfehler).

Aber auch ohne Spechte fällt die Rinde vor allem vom stehenden Totholz mit fortschreitender Zersetzung immer mehr ab (Abb. 3.43). 64 % der Tothholzoberfläche ist in den r50-Flächen unberindet. In den Wirtschaftsflächen liegt der Wert bei nur 45 %.



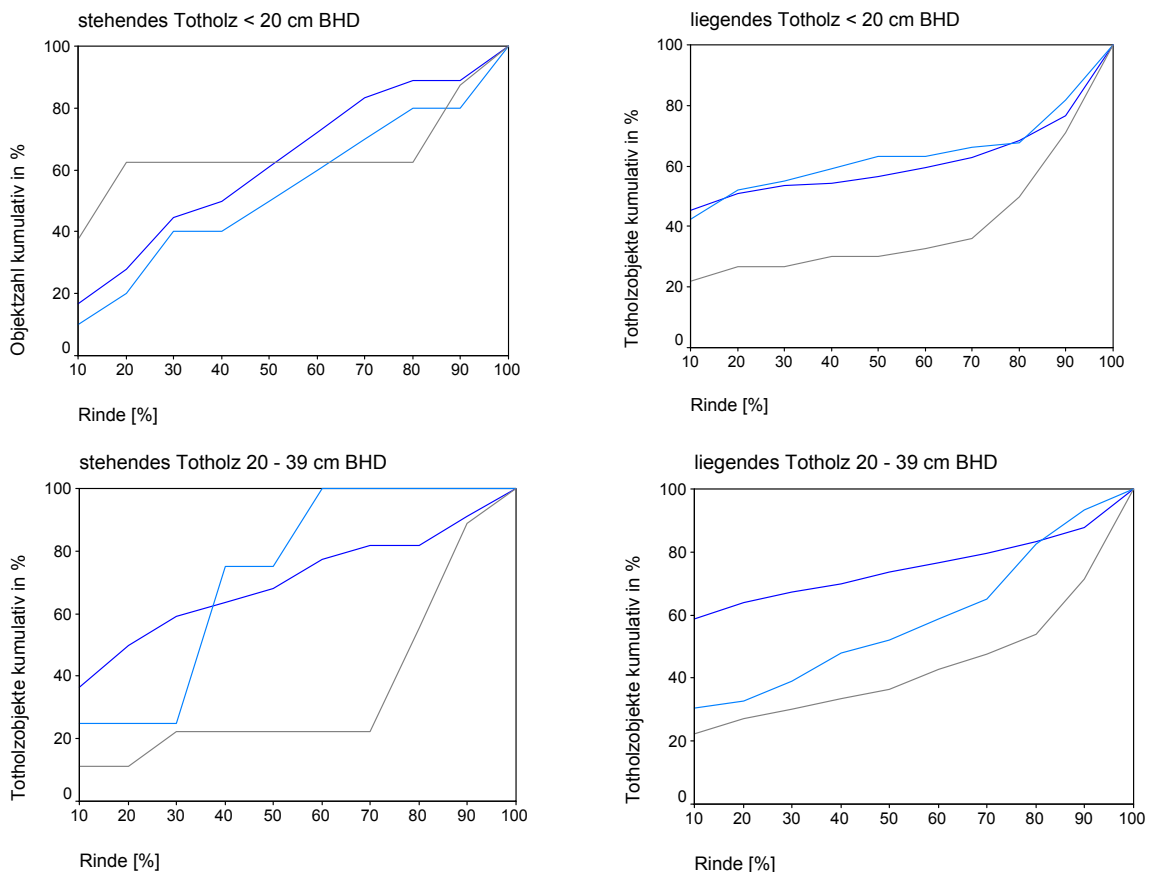
**Abb. 3.43:** Rindenanteile an der Tothholzoberfläche in Tiefland-Buchenwäldern bei verschiedenen Zersetzungsgraden und getrennt nach Wirtschaftswäldern sowie <20 und >50 Jahre unbewirtschafteten Referenzflächen [Mittelwert + zweifacher Standardfehler].

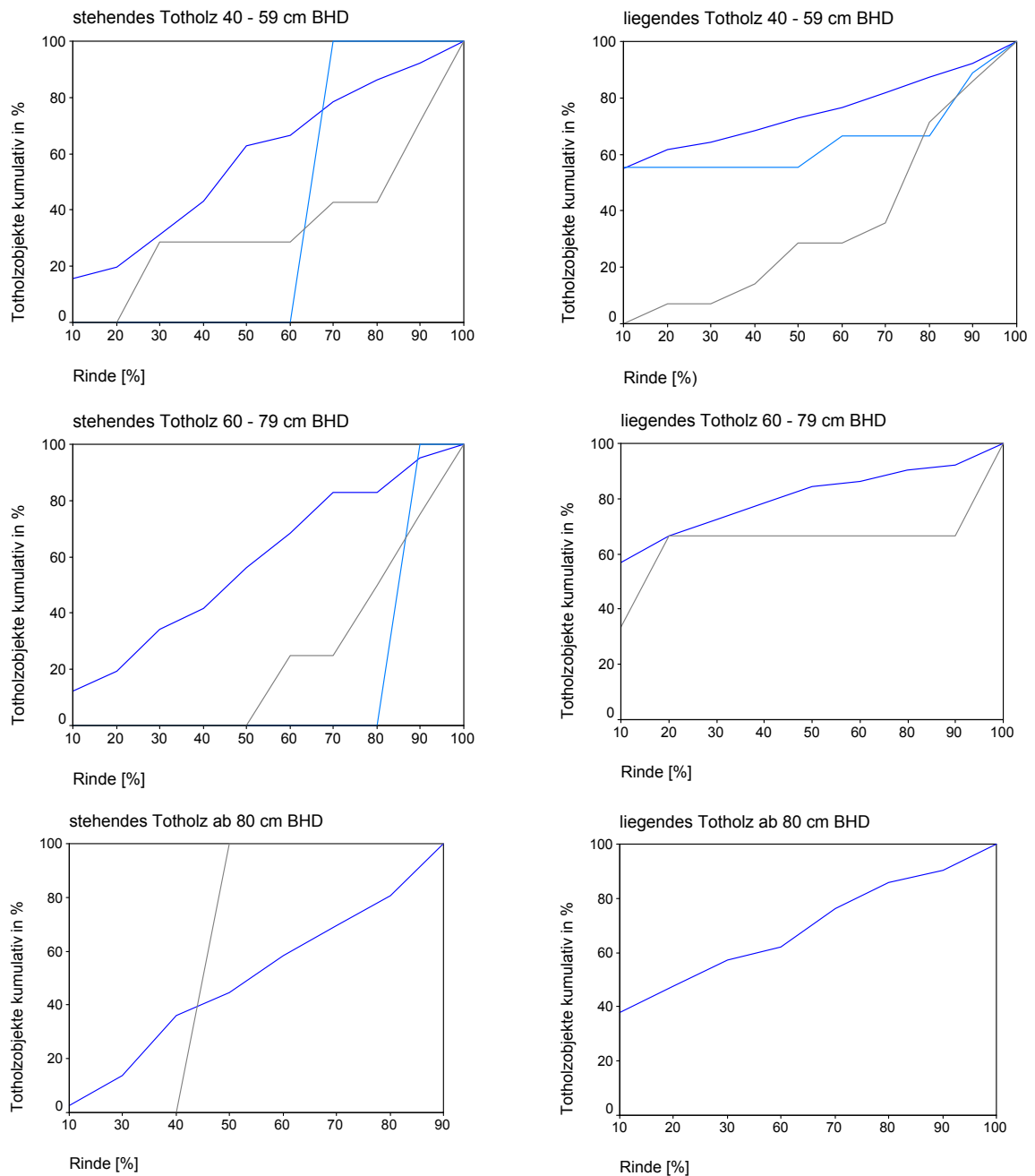
Der Grad der Versorgung mit vielfältigen Holzlebensräumen kann auch anhand der Datenkombination aus stehendem oder liegendem Totholz mit unterschiedlich berindeten Flächeanteilen und verschiedenen Stärkeklassen des Tothholzes abgebildet werden (Abb. 3.44). Die langfristig unbewirtschafteten Flächen zeigen die vollständige Palette aller Kombinationsmöglichkeiten. Obwohl nur drei Datensätze (drei r50-Flächen) in die kumulative Darstellung eingegangen sind, ist eine harmonische Verteilung der Tothholzobjekte gegeben. Die Wirtschaftswälder zeigen mit Ausnahme des liegenden Tothholzes bis 40 cm ein extrem lückenhaftes Angebot.



Knapp 20 % der stehenden Totholzobjekte haben in den r50-Flächen nur noch sehr wenig Rinde. Beim liegenden Totholz besitzen 30-60 % der Objekte fast keine berindete Oberfläche mehr.

Allgemein sinkt der noch an der Oberfläche haftende Rindenanteil mit zunehmenden Zersetzungsgrad (Tab. 4.34). Beim diesjährigen Totholz (Zersetzungsgrad 0) ist definitionsgemäß (Kap. 2.2.3.3) noch 95–100 % der Rinde vorhanden. Die Zersetzungsgrade 1 bis 6 sind anhand der Beschaffenheiten des Holzes und nicht über die Rindenanteile beschrieben, so dass ein Zusammenhang aufgrund des Zersetzungsgeschehens zwar vermutet werden konnte, aber für die Klassifikation nicht vorgegeben war. Bis zum von ALBRECHT (1990) definierten Zersetzungsgrad 4 sinkt der Rindenanteil deutlich. Der neu definierte Zersetzungsgrad 5 erweitert die Zersetzungsabfolge nicht, sondern stellt eine Besonderheit des liegenden Totholzes und der Stubben dar. Das Holz ist im Inneren bereits vollständig zersetzt und nur der äußere Bereich hat der Zersetzung so stark widerstanden, dass vor allem im liegenden Totholz und bei Eichen ein Hohlraum entsteht. Grob eingeteilt lassen sich für die Zersetzungsgrade folgende Rindenanteile festlegen (Tab. 3.43): Klasse 0 = 95-100 %, 1 = 70-95 %, 2 = 45-70 %, 3 = 20-45 %, 4 = 5-20 %, 5 = keine eindeutige Spanne, 6 = 0-5 %. Aufgrund der geringen Objektzahlen in den Wirtschaftswäldern ist der Standardfehler sehr groß. Es gibt zwar signifikante Zersetzungsunterschiede zwischen den Wirtschaftswald- und r50-Flächen innerhalb der Zersetzungsgrade, doch ergibt sich keine einheitliches Bild. Warum die Berindung in Referenzwäldern bei den Zersetzungsgraden 1 und 2 höher als in den Wirtschaftswäldern ist, kann nicht erklärt werden.





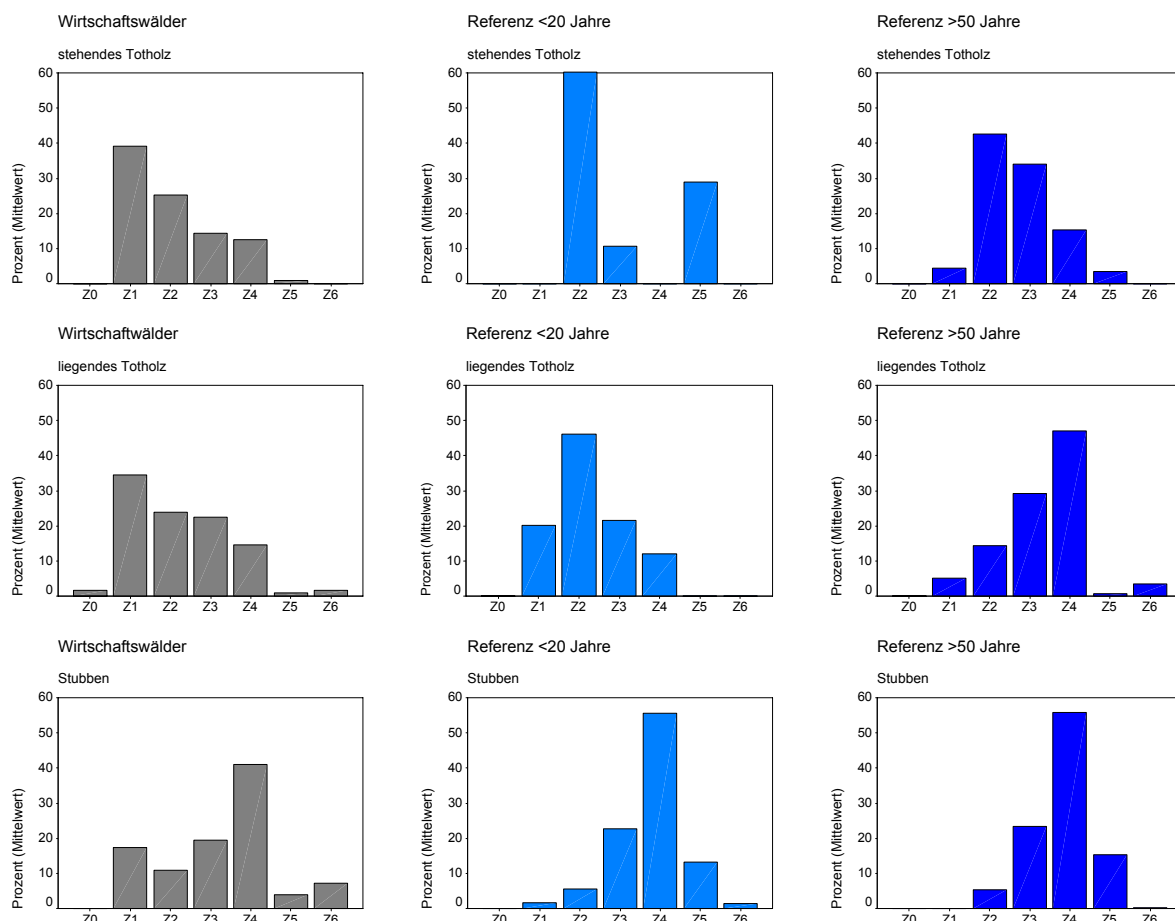
**Abb. 3.44:** Verteilung der stehenden (**links**) und liegenden Totholzobjekte (**rechts**) auf 10 Rindenklassen [Anzahl von Totholzobjekten kumulativ in %], Beispiel: Klasse 10 = 0-10 %, 20 = 11-20 % Rinde.

Beim stehenden Totholz streuen die Daten zum Verhältnis von Zeretzungsgrad und Anteil vorhandener Rinde stark, und aufgrund der geringen Objektzahlen in den Wirtschafts- und k20-Flächen lassen sich keine Zusammenhänge aufzeigen. Nur in den r50-Flächen sinkt der Rindenanteil erwartungsgemäß mit zunehmendem Zeretzungsgrad (keine Abb.).

### 3.1.3.6.2 Holzkörper

In den untersuchten Wirtschaftswäldern wird derzeit Totholz akkumuliert, allerdings auf niedrigem Niveau und sehr moderat (ein ähnliches Ergebnis siehe DAHMS & DAHMS 2001). Das ist aus der Verteilung der liegenden Totholzanteile auf die Zeretzungsgrade ableit-

bar (Abb. 3.45): Es gibt relativ viel schwach zersetztes liegendes Totholz. Die Zersetzungsgrade z0 bis z2 machen 61 % des liegenden Totholzes aus. Sie erfassen in etwa die ersten 5-10 Jahre der Zersetzungszeit bis zum äußeren Weichwerden des Splintes. Die restliche Zersetzungszeit von weiteren 10 bis 25 Jahren wird durch die Zersetzungsgrade z3 und z4 beschrieben. Bei der natürlichen Totholz sukzession akkumuliert deshalb das liegende Totholz in den hohen Zersetzungsgraden z3 und z4 (siehe r50-Flächen in Abb. 3.45).



**Abb. 3.45:** Totholzanteile (Volumenprozente) der verschiedenen Zersetzungsgrade z0 bis z6 in den untersuchten Tiefland-Buchenwäldern, getrennt nach stehendem & liegendem Totholz und Stubben sowie nach Wirtschafts- und Referenzwäldern (Verteilung der absoluten Totholzvolumen siehe Anhang IV).

Das stehende Totholz zeigt in den r50-Flächen eine zum liegenden Totholz fast inverse Verteilung. Es gibt hohe Anteile kaum angerotteter Stämme und nur sehr wenige, meist dicke Baumruinen, die schon weitgehend zersetzt sind. Das Gros des stehenden Totholzes fällt spätestens nach Erreichen von z3, meist durch Ameisenbefall im Stammanlauf, um und wird zu liegendem Totholz, was nochmals den natürlichen Anteil liegender Tothölzer mit hohem Zersetzungsgrad erhöht.

### 3.1.3.6.3 Zustandstypen des stehenden Totholzes

Wenn Buchen stehend absterben, entwickeln sie sich in wenigen Jahren vom gerade abgestorbenen Baum mit noch vorhandenen Feinästen zum kronenlosen Hochstumpf. Beim langsamen Tod durch Alterungs- oder Konkurrenzvorgänge fallen meist noch am lebenden Baum der Großteil der Feinäste und ein Teil der Grob- und Starkäste ab. Innerhalb relativ kurzer Zeit erreicht das stehende Totholz somit den Totholzzustandstyp 4 (Hoch-



stumpf). Die Daten bestätigen dies für die Referenz- wie Wirtschaftswälder durch jeweils hohe Totholzanteile im Zersetzungsgrad 4 (Tab. 3.21). Alle anderen Totholzzustandstypen kommen folglich mit nur geringen Anzahlen vor.

Die Ausstattung der einzelnen Buchenwaldfläche mit den verschiedenen stehenden Totholzstrukturen ist trotzdem sehr unterschiedlich, was an den sehr hohen Standardabweichungen gut zu erkennen ist. Mit Ausnahme des *Faulen Ortes r3* und *r3\_ha* weist keine der bewirtschafteten und unbewirtschafteten Flächen alle Totholzzustandstypen auf. Eine kontinuierliche Ausstattung kann also entweder nicht erwartet werden, oder die Zustandstypen können aufgrund ihrer Seltenheit mit Kontrollstichproben nicht adäquat erfasst werden.

**Tab. 3.21:** Vorkommen von verschiedenen Totholzzustandstypen in Buchenwirtschaftswäldern sowie <20 und >50 Jahre unbewirtschafteten Referenzwäldern [Anzahl/ha + Standardabweichung].

Totholzzustandstypen:

- 1 = gerade abgestorben, Feinäste sind noch vorhanden;
- 2 = Die Feinäste fehlen weitgehend, Äste >3 cm sind noch zahlreich;
- 3 = Starke Steiläste, Aststümpfe oder Zwiesel sind noch vorhanden;
- 4 = Hochstumpf ab 2 m Höhe, Krone des Baumes ist abgebrochen;
- 5 = Reststumpf mit einer Höhe von 1,3 bis 2 m Höhe

Bewirtschaftungsintensität	Totholzzustandstyp				
	Anzahl/ha + Standardabweichung				
	1	2	3	4	5
Wirtschaftswälder	0,29 ± 0,77	0,78 ± 1,06	0,15 ± 0,56	2,07 ± 2,14	0,56 ± 0,92
Referenz <20 Jahre	0,29 ± 0,59	0,29 ± 0,59	1,47 ± 2,23	2,09 ± 2,83	0,71 ± 0,84
Referenz >50 Jahre	2,52 ± 4,40	1,39 ± 1,31	1,46 ± 2,67	<b>17,26 ± 8,20</b>	3,07 ± 5,95

### Teildiskussion: Zersetzung des Totholzes

Es gibt zwei Faktoren, an die die Zersetzung von Totholz allgemein gebunden ist: Wasser und Sauerstoff (MACKENSEN & BAUHAUS 1999). Einerseits ist in petrified forests (versteinerten Wäldern) Holz aufgrund der Trockenheit in seiner Struktur vollständig erhalten geblieben und letztlich versteinert, andererseits kann sich Holz im wassergetränkten Moor kaum zersetzen, da kein Sauerstoff vorhanden ist. In beiden Fällen fehlen die etwa 1.600 Pilzarten, 1.350 xylobionte Käferarten, eine Vielzahl von Bakterien, Asseln, Regenwürmern, Schnecken und andere Lebewesen, die an der Zersetzung des Holzes beteiligt sind. Das kontinuierliche Auftreten aller Zersetzungsgrade ist für die Ausbildung einer vollständigen Buchenwaldbiozönose ebenso wesentlich wie starkes Totholz (ALBRECHT 1991). Die zwei wichtigsten Zersetzungs Vorgänge entstehen durch Weißfäuleerreger, die das Lignin abbauen, und durch Braun- oder Moderfäuleerreger, die Cellulose und Holzpolyosen aufschließen. Bei der Zersetzung nimmt das Porenvolumen zu, der Anteil der Holzzellulosen nimmt ab und die mechanische Eigenschaften wie das makroskopische Erscheinungsbild (z. B. Farbe) ändern sich (Abb. 3.46; JAHN 1990).

Im Verlauf der Zersetzung schreitet die Besiedlung durch pflanzliche und tierische Organismen voran. Die einzelnen Phasen der Zersetzung (Initial-, Optimal- und Finalphase) haben jeweils ein charakteristisches Artenspektrum (ARNOLDS 1988, ADAMCZYK 1995). Die Bedeutung der Zersetzungssukzession für die Ausbildung der xylobionten Gemeinschaft an Buchen wurde für Buchenstubben von ANDERSSON (1997) und für liegendes und stehendes Buchentotholz von DERKSEN (1941) und SCHIMITSCHEK (1953) beschrieben. Schwaches Totholz zersetzt sich natürlich schneller als starke Stämme. Dünne Zweige von *Fagus sylvatica* haben eine Zersetzungszeit von nur einem Jahr (BODY & SWIFT 1984). Stark dimensioniertes Totholz bietet aufgrund des größeren Stammdurch-

messers und des meist hohen Kernholzanteils längere Zeit relativ gleichbleibende mikro-klimatische Lebensbedingungen, die vor allem von der Totholzfauna und -flora mit mehr-jährigem Entwicklungszyklus im Holz genutzt werden kann (RAUH & SCHMITT 1991, ANDERSSON 1995, HARMON et al. 1986). Die Xylobionten sind auf eine ihrer Entwicklungsdauer entsprechende langsame Zersetzung angewiesen. KLEINEVOSS et al. (1996) konnten nachweisen, dass der Zersetzungsgrad und die Totholzdimension auf die Ausstattung mit holzbewohnenden Insekten (u. a. Trauermücken, Sciaridae, und Tanzfliegen, Empididae) einen signifikanten Einfluss haben.

Durch den einsickernden Niederschlag und die aus dem Boden ins Holz aufsteigende Feuchte schreitet der Mineralisierungsprozess des liegenden Totholzes schneller als im stehenden Totholz voran. Laubholz ist für viele am und im Totholz lebende Arten attraktiver als Nadelholz, was überwiegend an der leichteren Zersetzbarkeit des Laubholzes liegt. Mit fortschreitender Zersetzung wandelt sich die Zersetzergemeinschaft von hoch zu wenig spezialisierten Tier- und Pilzgruppen (DERKSEN 1941, WALLACE 1953, SCHMITTSCHKE 1953, 1954).



**Abb. 3.46:** Natürlicher Baumstumpf in weit fortgeschrittener Zersetzung (Foto M. PAULAT).

Abgesehen davon, dass 37 m<sup>2</sup>/ha unberindete und 71 m<sup>2</sup>/ha berindete Totholzmantelfläche sowieso ein verschwindend geringes Besiedlungspotenzial darstellt, entsteht das Wirtschaftstotholz überwiegend anders als solches aus freier Sukzession: Das Totholz besteht meist aus liegenden, berindeten Fällungsresten, die ad hoc aus zuvor voll vitalen Bäumen hervorgegangen sind, also noch keine beginnende Zersetzungsabfolge darstellen. Dieses Totholz ist im unbewirtschafteten Wald nur mit den Windwürfen vergleichbar. Anhand der Berindung lässt sich sehr gut auf unterschiedliche Totholzgenesen schließen.

Die zeitliche Zersetzungssukzession vom feinbeasteten zum kronenlosen Totholzstamm (Zustandstyp 1 bis 4) kann nur für *Grumsin-West k2* und *Grumsin-Ost k3* nachvollzogen werden. Von den von BECKER (1998) vorgefundenen stehenden Tothölzer gehörten 68 % und bei der hier vorgelegten Aufnahme im Jahr 2001 nur noch 11 % dem Zustandstyp 1 an, was eine schnelle Zersetzung des stehenden Buchenholzes belegt.

Eine Dominanz der stehenden Hochstümpfe (Totholzzustandstyp 4) innerhalb des stehenden Totholzes haben auch WINTER & NOWAK (2001) in vier Untersuchungsflächen im Biosphärenreservat Spreewald nachweisen können.

## **Fazit:**

### 1. Einfluss forstlicher Bewirtschaftung:

Aufgrund der erst kurzen Geschichte der Totholzanreicherung im Wirtschaftswald ist das meiste Totholz noch gering zersetzt, d. h. der Zersetzungsgrad 1 dominiert beim stehenden wie liegenden Totholz, was sich konsequenterweise in einem hohen Anteil berindeter Tothölzer widerspiegelt. Der mittlere Anteil von Totholz mit Zersetzungsgrad 4 liegt bei 12 %, wobei 5 von 11 Wirtschaftsflächen diesen Zersetzungsgrad gar nicht aufwiesen.

Die Ausstattung des Wirtschaftswaldes hinsichtlich verschiedener Rindenanteile und Zersetzungsgrade ist sehr lückenhaft. Während auf den r50-Flächen durchschnittlich 6 (5 bis

7) von 7 Zersetzungsgraden vorkommen, weisen die Wirtschaftsflächen durchschnittlich nur 3,4 Zersetzungsgrade auf.

## 2. Indikatoren für naturnahen Tiefland-Buchenwald:

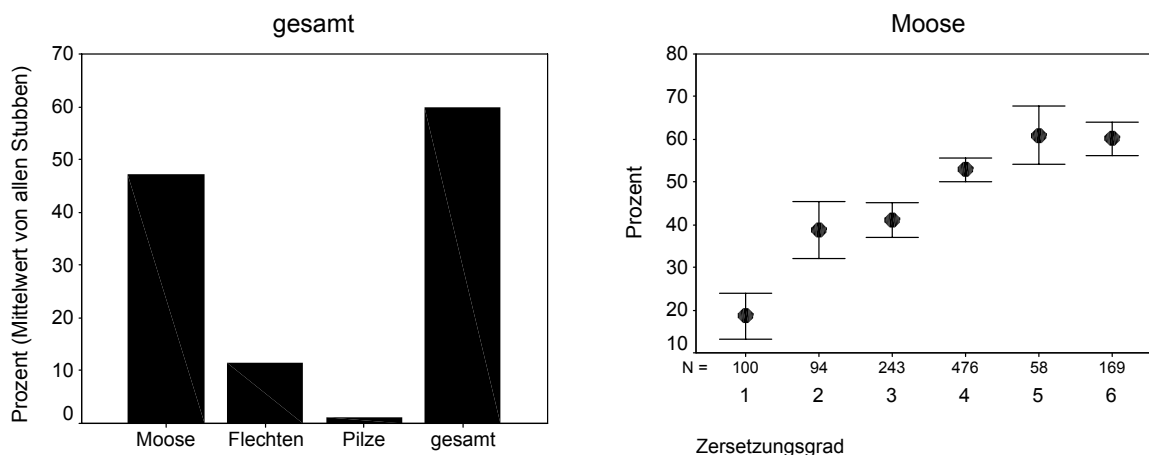
Über 30 % der Totholzobjekte besitzt einen Zersetzungsgrad von mindestens 4 (Mittelwert r50-Flächen 36,5 %, Spanne von 32 % bis 44 %), und es kommen mindestens fünf Zersetzungsgrade vor.

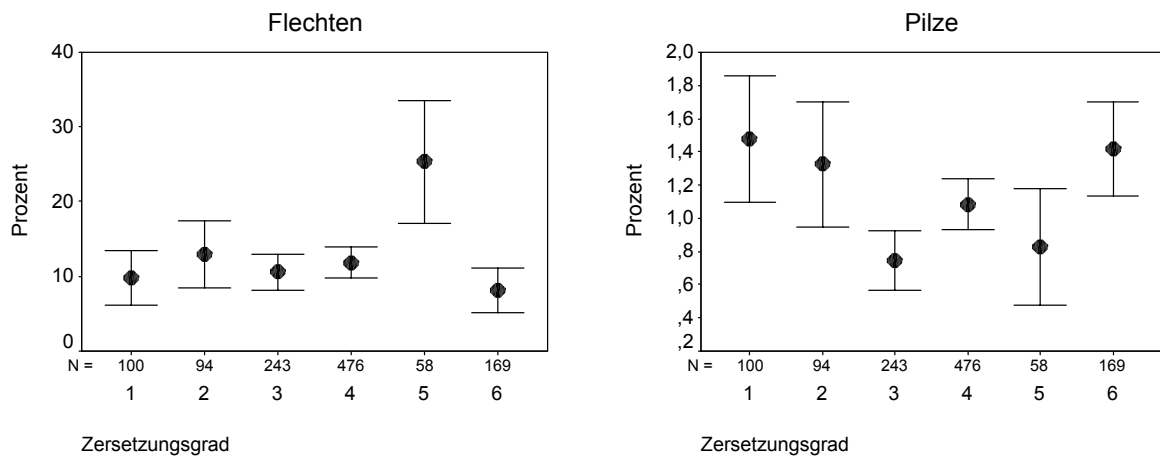
### 3.1.3.7 Stubben der Wirtschaftswälder

Stubben stellen in den Wirtschaftswäldern den auffälligsten Totholztyp dar. In fünf von dreizehn Wirtschaftswäldern dominieren die Stubben nicht nur hinsichtlich ihrer Anzahl, sondern sogar in Bezug auf das Totholzvolumen (Kap. 3.1.3.1). Deshalb erscheint es gerechtfertigt, die Stubben der Wirtschaftswälder eingehender zu betrachten.

Da die Stubben nicht nur den Moosen, Flechten und Pilzen Lebensraum bieten, sondern diese ihrerseits mannigfach von weiteren Mikroorganismen besiedelt werden (STEINER 1913; hinsichtlich der Carabidae: DAHL 1928, BURMEISTER 1939, LINDROTH 1945, LOHSE 1954, KOCH 1989 und WACHMANN et al. 1995) werden hier die Deckungsgrade der Moos-, Flechten- und Pilzbesiedlung als summarisches Habitatangebot dargestellt.

Im Durchschnitt ist über 50 % der besiedelbaren Stubbenfläche mit Moosen, Flechten und Pilzen bedeckt. Die Moose stellen den weitaus größten Anteil (Abb. 3.47). Mit dem Zersetzungsgrad nimmt die Flächenbedeckung recht kontinuierlich zu. Zuerst kann sich das Moos nur an den Stubbenseiten etablieren, dann, mit zunehmender Zersetzung, die mit der Auflösung der glatten Schnittfläche und Verstärkung des Wasserrückhalts in den zersetzten Jahresringen einher geht, können sich die Moose auch auf der Stubbenoberfläche ausbreiten. Ihre maximale Ausbreitung wird bei der seltenen, ringförmigen Zersetzungsstruktur im Zersetzungsgrad 5 und dem schon fast humosen, aber gerade noch über die Laubstreu hinausragenden Zersetzungsgrad 6 erreicht. Somit ist auch das schon weitestgehend zersetzte Totholz für Moose noch intensiv besiedelbar, solange es nicht von der Buchenlaubstreu bedeckt wird.

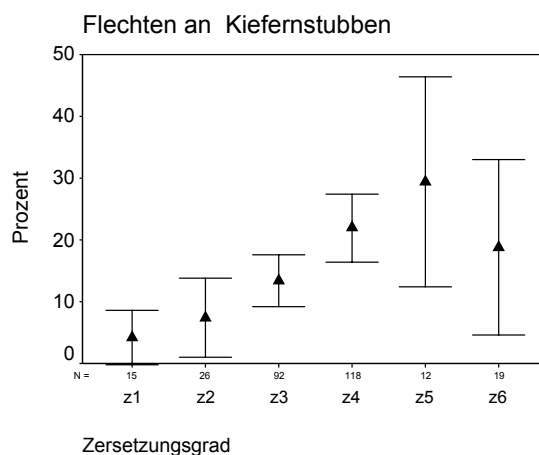




**Abb. 3.47:** Prozentuales Vorkommen (Bedeckungsgrad der Stubbenober- und -mantelfläche) von Moosen, Flechten und Pilzen auf Stubben in 13 Buchen-Wirtschaftswäldern Nordostdeutschlands; **links oben:** Mittelwert über alle Stubben, **rechts oben, links und rechts unten:** nach Moosen, Flechten- und Pilzen sowie Zersetzungsgraden getrennt.

Die Besiedlung mit Flechten und Pilzen zeigt keine Korrelation mit dem Zersetzungsgrad der Stubben. Nur die Bedeckung der Kiefernstubben mit Flechten steigt mit zunehmender Zersetzung von durchschnittlich 5 % auf 30 % an (Abb. 3.48).

Da die Einschätzung der Pilzbesiedlung nur eine Momentaufnahme der gerade fruchtenden Pilze widerspiegelt, liegt die nachgewiesene durchschnittliche Besiedlung mit Pilzen relativ niedrig. Nur die Baumpilze mit langlebigen, festen Konsolen, wie Zunderschwamm oder Lackporlinge, können mit der Schätzung adäquat erfasst werden.



**Abb. 3.48:** Flechtenbesiedlung von Kiefernstubben [%] in den 13 untersuchten Buchenwirtschaftswäldern Nordostdeutschlands; z1 bis z6: zunehmende Zersetzung.

### Teildiskussion: Stubben der Wirtschaftswälder

Weil Stubben meist klein, mit wenig Holzvolumen und einer in der Natur nicht vorkommenden, meist glatten Schnittfläche ausgestattet sind, ist die ökologische Bedeutung von Sägestubben entgegen früheren Annahmen (LAMMERT 1987) für den Erhalt der Xylobionten-Gemeinschaft nicht groß (SCHMITT 1992). DERKSEN (1941) und SCHIMITSCHEK (1953, 1954) haben nachgewiesen, dass manche Stamm-Xylobionte auch in Stubben leben können, doch sind dies anspruchslose Arten. Der Durchmesser ist allerdings auch bei den

Stubben bestimmend für die Artenausstattung. Mit zunehmendem Durchmesser der Schnittfläche kommt z. B. eine höhere Anzahl von Pilzarten vor.

Insgesamt wurden von ANDERSSON (1993, 1995) an 491 *Fagus sylvatica*-Stubben 106 höhere Pilzarten bestimmt. Die häufigste Pilzart war die Vielgestaltige Holzkeule *Xylaria hypoxylon*. Die Ständerpilze (Basidiomycetes) bevorzugen die berindeten Seiten der Stubben als Wuchsort ihrer Fruchtkörper. Die einfacheren Schlauchpilze (Ascomycetes) bildeten ihre meist flachen Fruchtkörper am häufigsten auf den Schnittflächen der Stubben aus.

### Stubben als Bewirtschaftungsindikator

Die Wirtschaftswälder haben sich in den letzten ca. 15 Jahren von Buchenbeständen mit einem größeren Kiefernanteil hin zu reineren, also noch stärker buchendominierten Wäldern entwickelt (Tab. 3.22).

Der Anteil der Kiefernstubben liegt mit 21,4 Anzahl-% etwa neunzehn Mal höher als der Kiefernanteil des lebenden Bestandes. Vor etwa zwei Jahrzehnten kamen durchschnittlich noch 27,7 Kiefern/ha in den Buchenwirtschaftswäldern vor. Jetzt sind es nur noch 7,1 Kiefern/ha. Ähnliches gilt für die Eichen. Während vor den jetzt noch nachweisbaren Einschlägen durchschnittlich 4,7 Eichen/ha vorkamen (Bezug nur die sicher als Eichen angesprochenen Stubben, siehe Anmerkung zur Tab. 3.22), kommen aktuell nur noch 0,8 Eichenstämme/ha vor. Der Eichenanteil ist somit stark zurückgegangen. Da auch in der Naturverjüngung kein nennenswerter Eichen- noch Kiefernanteil mehr vorhanden ist, werden die Baumarten langfristig eine völlig unbedeutende Rolle in den Buchenwäldern spielen. Ob dies den natürlichen Verhältnissen entspricht, kann nicht abschließend beurteilt werden, da über die Katastrophendynamik in mitteleuropäischen Wäldern und über den Einfluss vom Megaherbivoren zu wenig Wissen vorliegt. Ein natürlicher Anteil von Lichtbaumarten kann deshalb nicht geschätzt werden.

**Tab. 3.22:** Baumarten(gruppen) in den untersuchten Buchen-Wirtschaftswäldern in Anzahl- und Volumenprozenten des lebenden Bestandes und der Stubben (Mittelwert über 13 Untersuchungsflächen).

Die Tabellendaten sind inkonsistent, da beim lebenden Bestand "sonstige Laubhölzer" die gesamte Palette der neben Buche, Eiche und Hainbuche vorkommenden Arten umfasst, während bei den Stubben einfach die nicht bis zur Art bestimmbareren Stubben als Laubholz zusammengefasst werden, die durchaus noch Buchen-, Eichen- und Hainbuchenstubben beinhalten können. Die Daten der "sonstigen Nadelhölzer" sind ähnlich zusammengesetzt. Die Darstellung erlaubt jedoch einen groben Überblick.

Baumarten(gruppe)	% der Anzahl		% des Volumens	
	lebender Bestand	Stubben	lebender Bestand	Stubben
Buche	91,5	67,6	91,7	84,7
Eiche	0,1	3,7	5,8	2,5
Hainbuche	0,1	0,5	0,5	0,1
(sonstige) Laubhölzer	6,1	3,8	1,4	2,7
Kiefer	1,2	21,4	0,5	8,1
(sonstige) Nadelhölzer	1,0	0,7	0,1	0,4
keine Angabe	0,0	2,3	0,0	1,5

Die Anzahl der Stubben kann als Parameter für eine grobe Beurteilung der Nutzungsintensität herangezogen werden. In den Wirtschaftswäldern kommen 66-207, in den k20-Flächen 54-92 und r50-Flächen nur 0-28 Stubben/ha vor, wobei der Maximalwert von 28 in der erst seit ca. 50 Jahren unbewirtschafteten Fläche *Serrahn r1* nachgewiesen wurde. Die Stubbenanzahl könnte ein Hinweis darauf sein, dass kleinere Teilbereiche der UF *Serrahn r1* in den letzten zwei Jahrzehnten nochmals genutzt wurden, wenngleich die Recherche zur Bestandesgeschichte das nicht bestätigt (Anhang I).

Eine Nutzungsdifferenzierung innerhalb der Wirtschaftswälder lässt sich anhand der Stubbenanzahlen allerdings nicht sinnvoll durchführen. Weder die klassifizierten noch die nicht klassifizierten Nutzungsintensitäten korrelieren mit der Stubbenanzahl (Korrelation zw. Stubbenanzahl und Nutzungsintensität I (Daten der letzten 10 Jahre): -0,015, Nutzungsintensität II (Gesamtdaten): 0,223, nicht klassifizierte Daten: -0,113).

Die Stubbenzahl/ha korreliert allerdings negativ und teilweise signifikant mit den in Kap. 2.3.1 definierten ungewichteten Nutzungsintensitäten. Das heißt, dass mit zunehmender Nutzungsintensität die Stubbenzahl geringer wird. Das scheint paradox zu sein. Folgender Sachverhalt könnte zu diesem Ergebnis führen: In extensiv genutzten Buchenaltbeständen können kontinuierlich wenige Altbäume geerntet werden, die hoch dimensionierte Sägestubben hinterlassen. Diese Stubben brauchen sehr lange, um sich zu zersetzen. So findet man z. B. in den seit über 10 Jahren nicht mehr genutzten Wäldern *Grumsin-West k2* und *Grumsin-Ost k3* immer noch sehr viele nur relativ wenig zersetzte Stubben. In intensiv genutzten Beständen kommen schwächere Sägestubben vor, die sich schneller zersetzen und somit nach kürzerer Zeit nicht mehr kartiert werden können. Eine Erfassung hoher Stubbenzahlen in intensiv bewirtschafteten Buchenforsten wird somit mehr vom Zeitpunkt der letzten Nutzungen als von der Bewirtschaftungsintensität beeinflusst. Insgesamt scheint darüber hinaus eine summarische Charakterisierung der Nutzungsintensität eines Bestandes über Nutzungsfaktoren wie Eingriffshäufigkeit und -stärke, Hiebsarten, Verbiss und Bodenbearbeitung den Einfluss auf die Biozönose nur unzureichend widerzuspiegeln, wenn noch nicht einmal die Stubbenzahl, die ja eine Folge der Eingriffshäufigkeit und -stärke sein sollte, mit der aggregierten Nutzungsintensität positiv korreliert. Die Anzahl der Stubben ist nur zur Unterscheidung von bewirtschafteten und mehr oder weniger lang nicht bewirtschafteten Wäldern geeignet. Für diese grobe Unterscheidung der Nutzungsintensität bedarf es allerdings nicht einer Stubbenaufnahme, da unbewirtschaftete Flächen sowieso bekannt sind.

Abschließend lässt sich zum Klassifikationsversuch der Bewirtschaftungsintensität sagen, dass das Waldökosystem wohl aufgrund seiner Vielgestaltigkeit und Langlebigkeit nur über strukturelle und biotische Indikatoren, nicht aber über Nutzungsparameter summarisch zu beschreiben ist.

Die allerdings hohe Aussagekraft der maximalen Stubbendurchmesser zur Beurteilung der nachhaltigen Bewirtschaftung von Altbestandteilen bzw. Altbäumen wurde bereits im Kap. 3.1.3.3 im Zuge der Diskussion um die Totholzdimensionen dargestellt.

#### **Fazit:**

##### 1. Einfluss forstlicher Bewirtschaftung:

Wirtschaftswälder weisen viele Stubben auf, deren Anzahl allerdings nicht mit der Bewirtschaftungsintensität korreliert.

##### 2. Indikatoren für naturnahen Tiefland-Buchenwald:

kein Vorschlag

### 3.1.4 Sonderstrukturen

#### 3.1.4.1 Die Quantität der Vielfalt

Im Durchschnitt wurden in den r50-Flächen unabhängig von Durchmesser der betrachteten Bäume die meisten Sonderstrukturen/ha nachgewiesen (Tab. 3.23), obgleich die Häufigkeit zwischen den Untersuchungsflächen sehr deutlich schwankt (Abb. 3.49). In den Wirtschaftswäldern kommen 50 % der Sonderstrukturen an Bäumen <20 cm BHD vor. In den k20-Flächen liegt der Anteil aufgrund der im Hallenwald nur geringen Anzahl von Bäumen <20 cm BHD mit 20 % sehr niedrig, und in den r50-Flächen weisen wiederum 61 % der Sonderstrukturbäume einen BHD <20 cm auf. Der Anteil von Sonderstrukturbäumen am gesamten Baumbestand kann wie in den r50-Flächen bis zu fast 50 % ansteigen, wenn man nur die Bäume ab 60 cm BHD betrachtet. In den Wirtschafts- und r50-Flächen liegen die Werte (ab 60 cm BD) bei 30-40 %. Hinsichtlich des Gesamtbestandes ab 2 cm BHD stellen die Sonderstrukturbäume nur etwa 10 % des Bestandes dar. In den verjüngungsarmen k20-Flächen liegt der Anteil bei ca. 25 %.

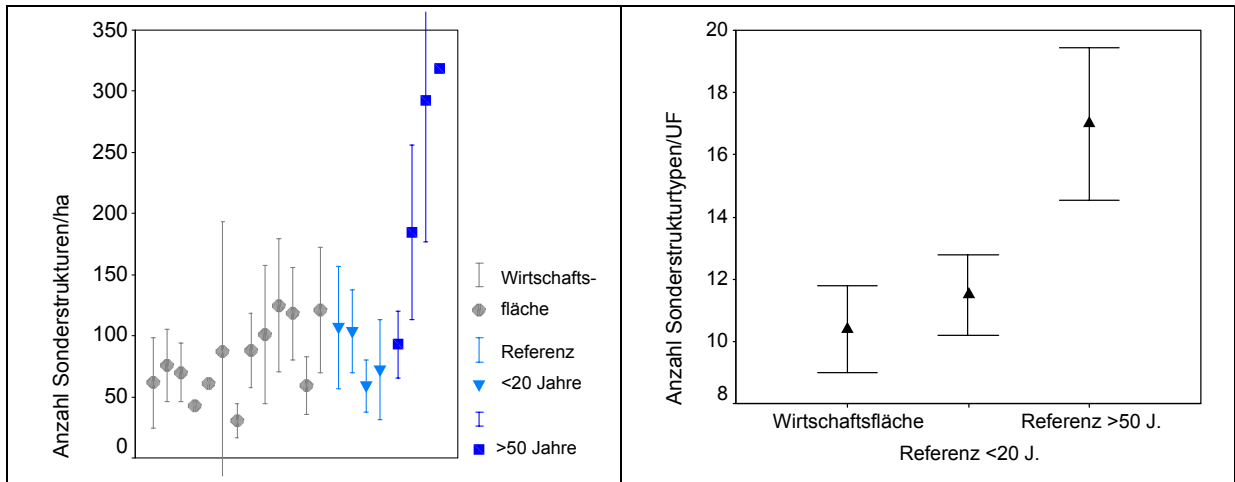
**Tab. 3.23:** Häufigkeit von Sonderstrukturen in den untersuchten Tiefland-Buchenwäldern, angegeben als Anzahl/ha und Anteil von Sonderstrukturbäumen an der Gesamtzahl der Bäume/ha.

Flächen	Bäume/ha	Sonderstrukturbäume/ha	%
<b>Bäume ≥2 cm BHD</b>			
Wirtschaftswald	614,4	64,1	10,4
Referenz <20 Jahre	234,5	62,4	26,6
Referenz >50 Jahre	1.496,3	145,1	9,7
<b>Bäume ≥20 cm BHD</b>			
Wirtschaftswald	124,7	32,6	26,2
Referenz <20 Jahre	150,7	50,0	33,2
Referenz >50 Jahre	142,7	56,1	39,3
<b>Bäume ≥60 cm BHD</b>			
Wirtschaftswald	21,1	7,2	34,1
Referenz <20 Jahre	40,3	15,2	37,6
Referenz >50 Jahre	50,4	25,2	49,4

Es zeigt sich insgesamt, dass die r50-Flächen qualitativ wie quantitativ bedeutend mehr Sonderstrukturen aufweisen als die Wirtschaftsflächen ( $p < 0,001$ ). Die k20-Flächen haben durchschnittlich noch nicht mehr Sonderstrukturen (Typen wie Anzahl) als die Wirtschaftswälder.

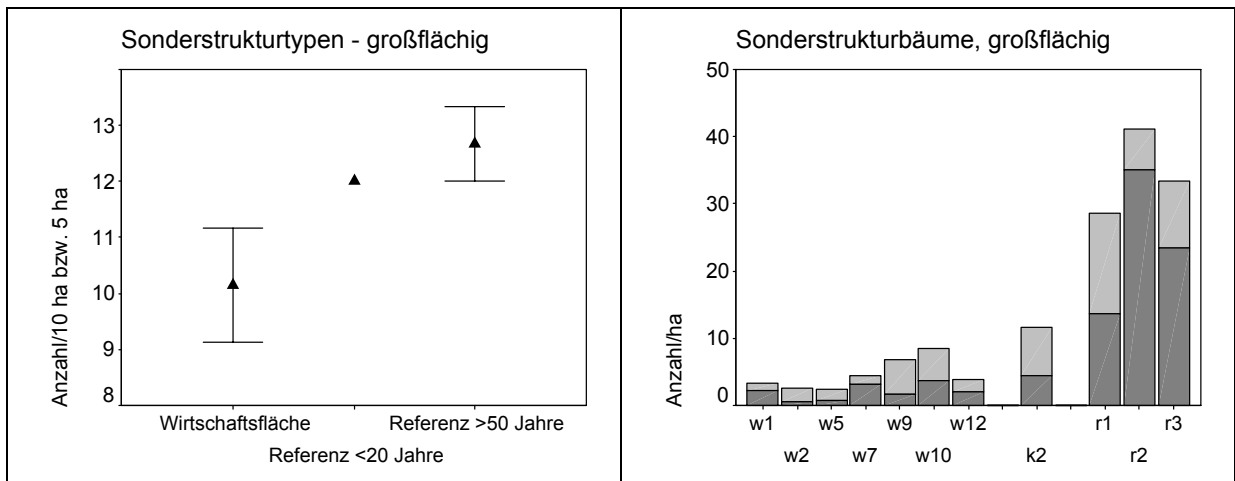
In den Wirtschaftswäldern und den k20-Flächen kommen von 20 möglichen Sonderstrukturtypen durchschnittlich 10-12 pro Untersuchungsfläche vor (Abb. 3.49). In den alten Referenzflächen sind es durchschnittlich 17. Die Vielfalt der Sonderstrukturen unterscheidet sich zwischen den Wirtschafts- und alten Referenzflächen hoch signifikant ( $p = 0,004$ ) und zwischen den jungen und alten Referenzflächen noch signifikant ( $p = 0,02$ ).

Die Unterschiede zwischen den Wirtschafts- und alten Referenzflächen sind nach den Ergebnissen der großflächigen Sonderstrukturkartierung noch stärker (Abb. 3.50). Die Anzahl unterschiedlicher Strukturtypen/10 Hektar und auch das Vorkommen von Sonderstrukturbäumen [Anzahl/ha] liegt in den Wirtschaftsflächen in beiden Fällen höchst signifikant niedriger ( $p < 0,001$ ).



**Abb. 3.49:** Summarische Übersicht über das Vorkommen von Sonderstrukturen in den Untersuchungsflächen (Probekreislaufnahmen); **links:** Sonderstrukturen [Anzahl/ha] in den einzelnen Untersuchungsflächen; **rechts:** Anzahl von verschiedenen Sonderstrukturtypen (max. möglich 20), getrennt nach Wirtschaftsflächen, kurz- und langfristig unbewirtschafteten Flächen.

Werden in den Probekreisen nur die Strukturen berücksichtigt, die auch in der großflächigen Sonderstrukturkartierung untersucht wurden (allerdings bei unterschiedlichen Aufnahmegrenzen), so zeigt sich zwischen den Wirtschafts- und alten Referenzflächen immer noch ein signifikanter Unterschied ( $p = 0,05$ ). Im Wirtschaftswald kommt somit nur im seltensten Fall eine Klumpung von Mangelstrukturen (wie z. B. Zwieselabbrüche, siehe unten) vor, die durch Probekreislaufnahmen deutlich unterrepräsentiert erfasst werden. Das bedeutet, dass die großflächige Sonderstrukturkartierung, die entwickelt wurde, um auch ein eventuell geklumpstes Vorkommen von Sonderstrukturen im Wirtschaftswald repräsentativ zu erfassen, dies aufgrund der nicht nur kleinflächigen (= Probekreise), sondern auch großflächigen tatsächlichen, „ungeklumpten“ Strukturarmut der Bestände nicht leisten konnte.



**Abb. 3.50:** Ergebnisse der großflächigen Sonderstrukturkartierung; **links:** Anzahl Sonderstrukturtypen auf 10 Hektar im Wirtschaftswald bzw. auf 5 ha in Referenzflächen [+ Standardfehler], möglicher Maximalwert: 14 Strukturtypen; **rechts:** Anzahl von Sonderstrukturbäumen/ha, hellgrau: Bäume unter 60 cm BHD, dunkelgrau: Bäume ab 60 cm BHD. Zur Aufnahmemethodik siehe Kap. 2.2.3.4.

**Aufgrund der unterschiedlichen Aufnahmegrenzen kann die großflächige Sonderstrukturkartierung mit den Probekreislaufnahmen nicht direkt verglichen werden!**

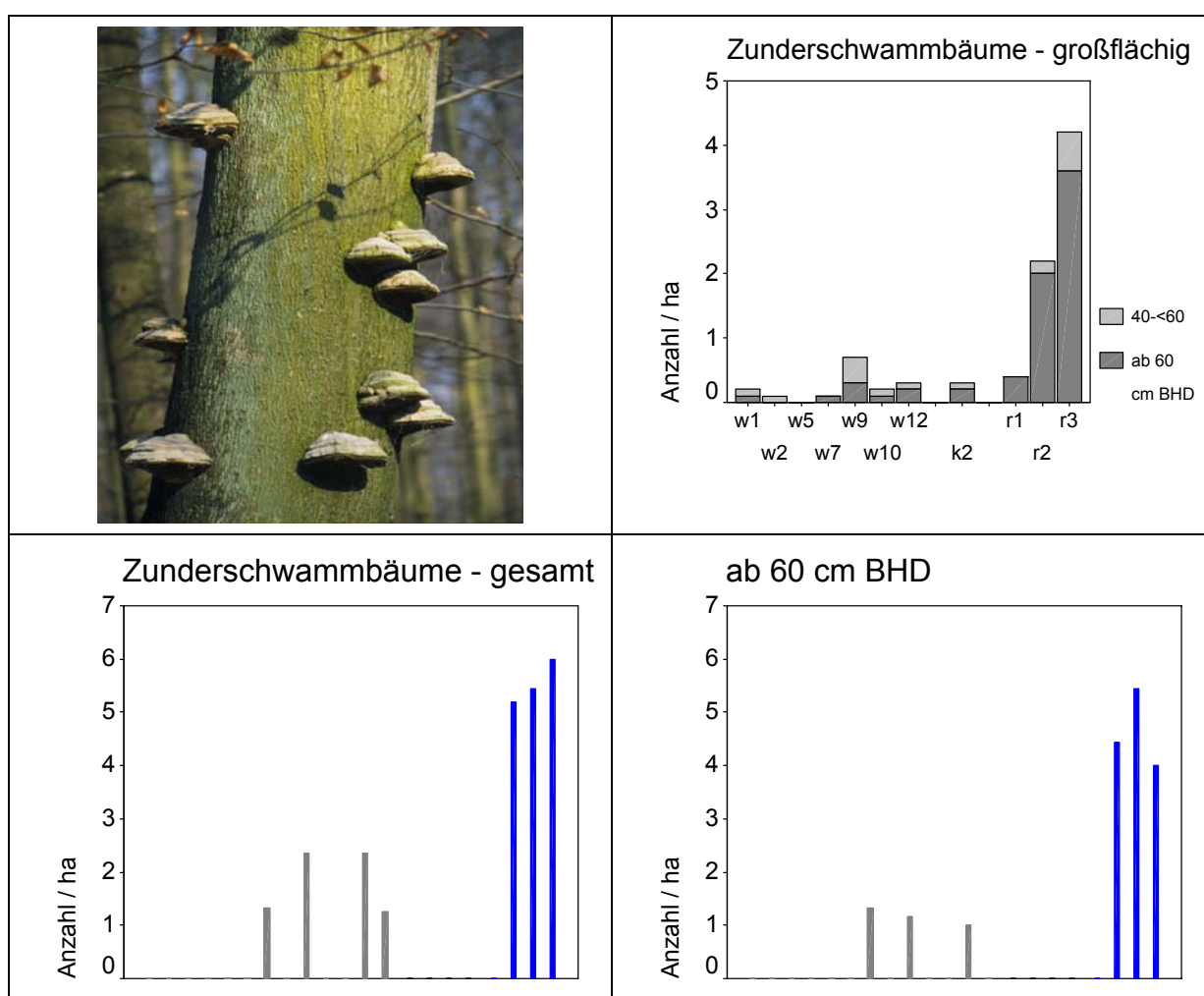


Es ist folglich ausreichend, anhand von Probekreislaufnahmen bzw. Kontrollstichproben Sonderstrukturen zu erfassen, um einen hinlänglichen summarischen Überblick, z. B. im Rahmen der Forsteinrichtung, über die Sonderstrukturausstattung von Wirtschaftswäldern zu erhalten.

In der k20-Fäche *Grumsin-West k2* konnten in den Probekreisen wie auch großflächig tendenziell mehr Sonderstrukturtypen nachgewiesen werden als in den Wirtschaftswäldern. Wenngleich sich die k20-Fächen ansonsten strukturell kaum von den Wirtschaftswäldern unterscheiden (Kap. 3.1.2 und Kap. 3.1.3), zeigt sich hier bereits eine strukturelle Ausdifferenzierung, die auf den Bewirtschaftungsverzicht zurückzuführen ist.

### 3.1.4.2 Vorkommen der Einzelstrukturen

#### S1 Zunderschwammbäume



**Abb. 3.51:** Zunderschwammbäume (S1);

**links oben:** Foto eines Zunderschwammbaumes (M. PAULAT); **rechts oben:** Ergebnisse der 10-ha-Aufnahme, nur die Flächen w1, w2, w4, w7, w9, w10, k2, r1, r2 und r3 wurden kartiert; **unten:** Vorkommen von Zunderschwammbäumen in den Untersuchungsflächen nach Probekreislaufnahmen [Anzahl/ha]; **links:** Bäume ab 2 cm BHD, **rechts:** Bäume ab 60 cm BHD.

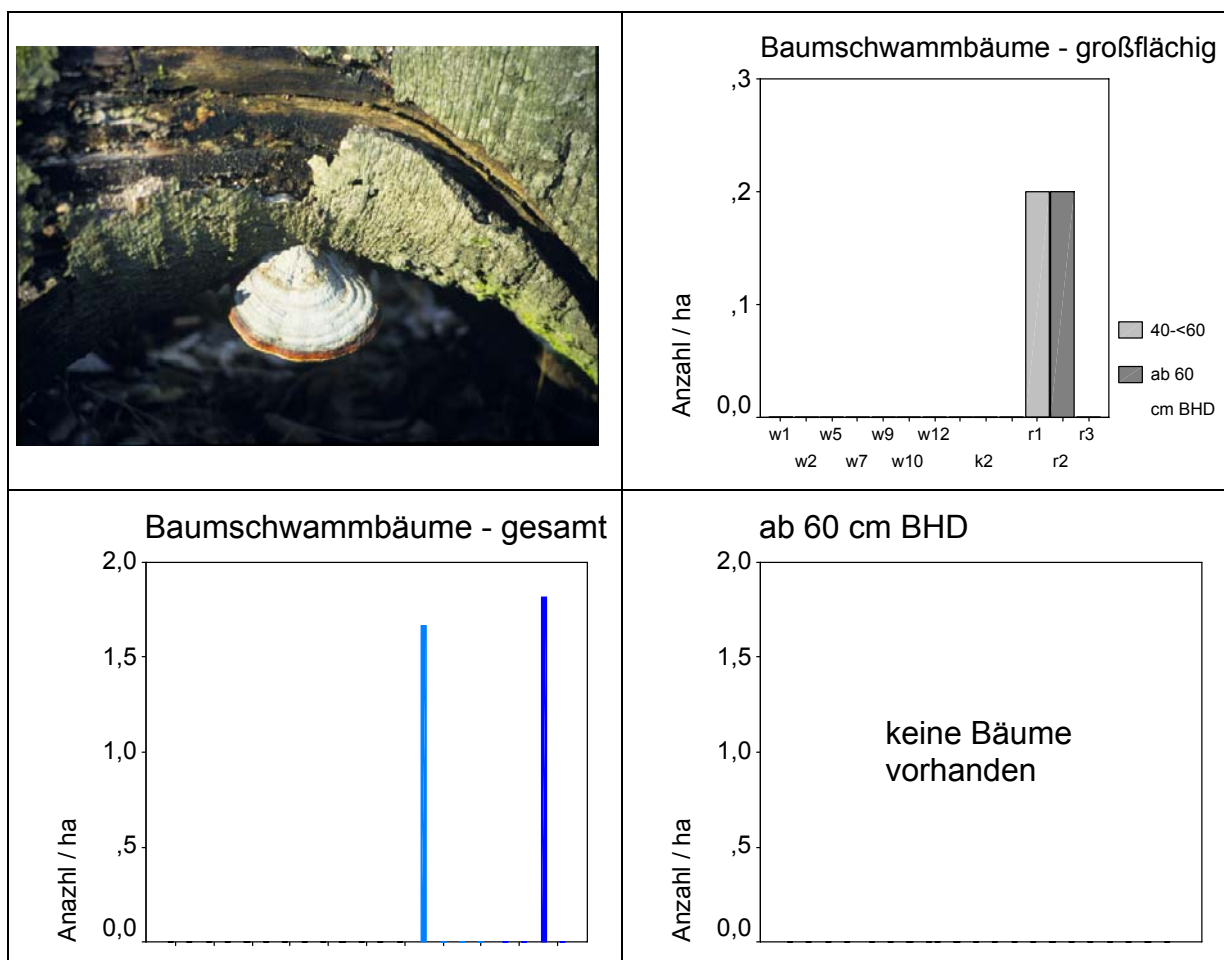
Farbgebung: grau - Wirtschaftswälder w1 bis w13, hellblau - Referenzflächen <20 Jahre unbewirtschaftet: k1 bis k3, dunkelblau - Referenzflächen >50 Jahre unbewirtschaftet: r1 bis r3 und r3\_ha; genaue Bezeichnung der Untersuchungsflächen siehe Kap. 2.1.3, Tab. 2.1.

In den alten Referenzflächen kommen ohne Dimensionsbeschränkung ( $p = 0,026$ ) ebenso wie bei Bäumen ab 60 cm BHD ( $p = 0,017$ ) signifikant mehr lebende Bäume mit Fruchtkörpern von *Fomes fomentarius* vor als in den Wirtschaftswäldern (Abb. 3.51).

Bei der großflächigen Sonderstrukturkartierung konnten mit Ausnahme der Fläche *Brüsenwalde w5* in allen untersuchten Wirtschaftsf lächen Zunderschwammbäume nachgewiesen werden, doch stehen auf 10 Hektar meist nur ein oder zwei solche Strukturbäume (maximal 7 in *Melzow w9*). Verglichen mit dieser geringen Dichte kommen Zunderschwammbäume in den r50-Flächen hoch signifikant häufiger vor ( $p = 0,004$ ).

Bäume, die mit Zunderschwamm befallen sind, haben überwiegend einen BHD von über 60 cm. Vor allem in den Referenzflächen kommt nur sehr selten Befall an schwächeren Bäumen vor. In den k20-Flächen sind keine bzw. genauso wenige Zunderschwammbäume wie in den Wirtschaftsf lächen zu finden.

### S2 Baumschwammbäume



**Abb. 3.52:** Baumschwammbäume (S2);

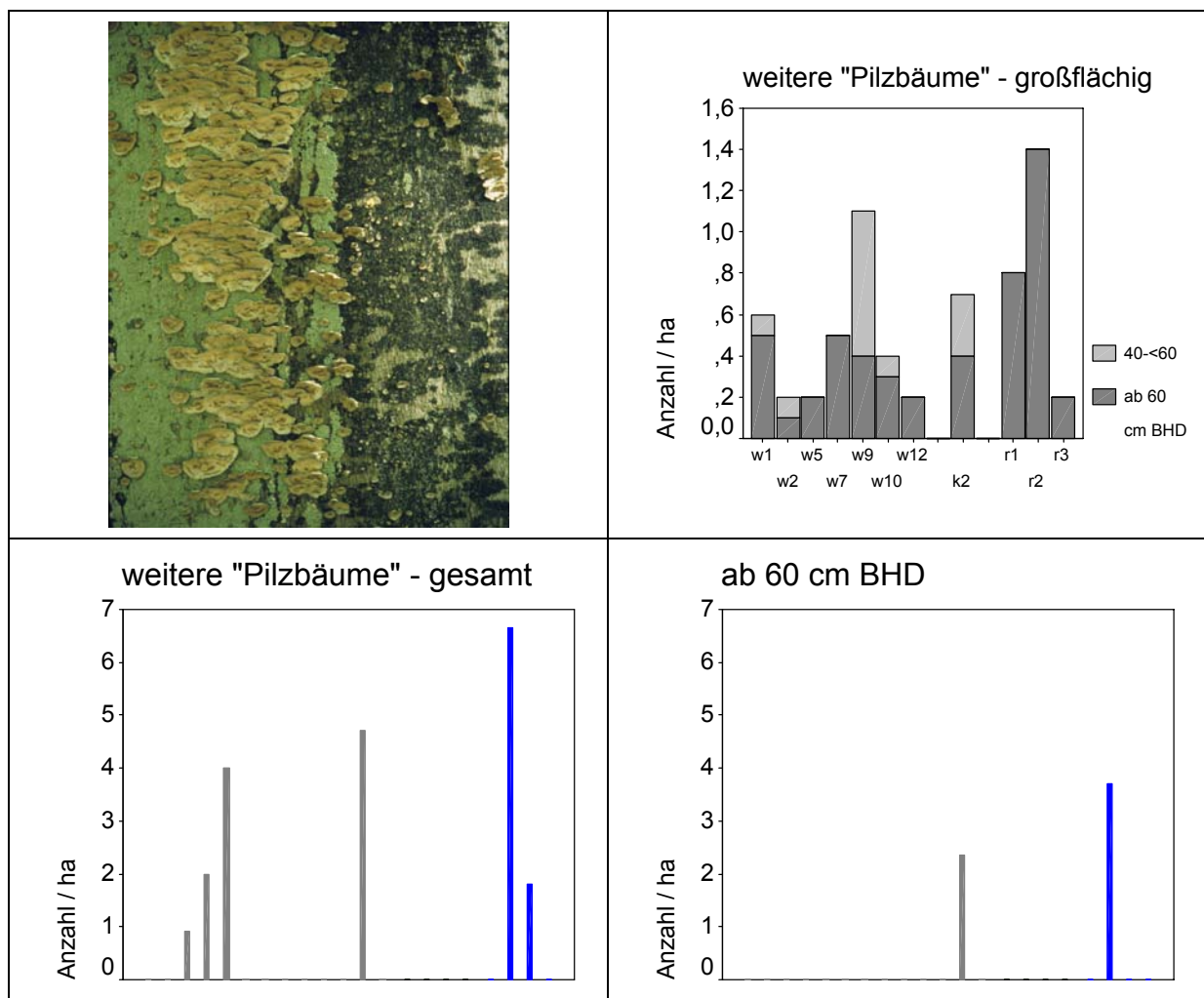
**links oben:** Rotrandiger Baumschwamm *Fomitopsis pinicola* (M. PAULAT); **rechts oben:** Ergebnisse der 10-ha-Aufnahme, nur die Flächen w1, w2, w4, w7, w9, w10, k2, r1, r2 und r3 wurden kartiert; **unten:** Vorkommen von Baumschwammbäumen in den Untersuchungsflächen nach Probekreisnahmen [Anzahl/ha]; **links:** Bäume ab 2 cm BHD; **rechts:** Bäume ab 60 cm BHD.

Farbgebung: grau - Wirtschaftswälder w1 bis w13, hellblau - Referenzflächen <20 Jahre unbewirtschaftet: k1 bis k3, dunkelblau - Referenzflächen >50 Jahre unbewirtschaftet: r1 bis r3 und r3\_ha; genaue Bezeichnung der Untersuchungsflächen siehe Kap. 2.1.3, Tab. 2.1.

Der Braunfäule verursachende Rotrandige Baumschwamm *Fomitopsis pinicola* konnte an lebenden Bäumen nur in den k20- und r50-Flächen in geringer Anzahl nachgewiesen werden (Abb. 3.52). Die Unterschiede zwischen den Wirtschafts- und Referenzflächen sind aufgrund des kleinen Datensatzes statistisch nicht abzusichern.

Wegen der unerwartet geringen Verbreitung des Pilzes ist es empfehlenswert, die Baumschwammbäume nicht gesondert, sondern gemeinsam mit den "weiteren pilzbesiedelten Bäumen" (S3) zu kartieren.

### S3 Weitere pilzbesiedelte Bäume



**Abb. 3.53:** Weitere pilzbesiedelte Bäume (S3);

**links oben:** Buchenstamm mit Rauchporling *Bjerkandera adusta* (M. PAULAT); **rechts oben:** Ergebnisse der 10-ha-Aufnahme, nur die Flächen w1, w2, w4, w7, w9, w10, k2, r1, r2 und r3 wurden kartiert; **unten:** Vorkommen von weiteren pilzbesiedelten Bäumen in den Untersuchungsflächen [Anzahl/ha]; **links:** Bäume ab 2 cm BHD; **rechts:** Bäume ab 60 cm BHD.

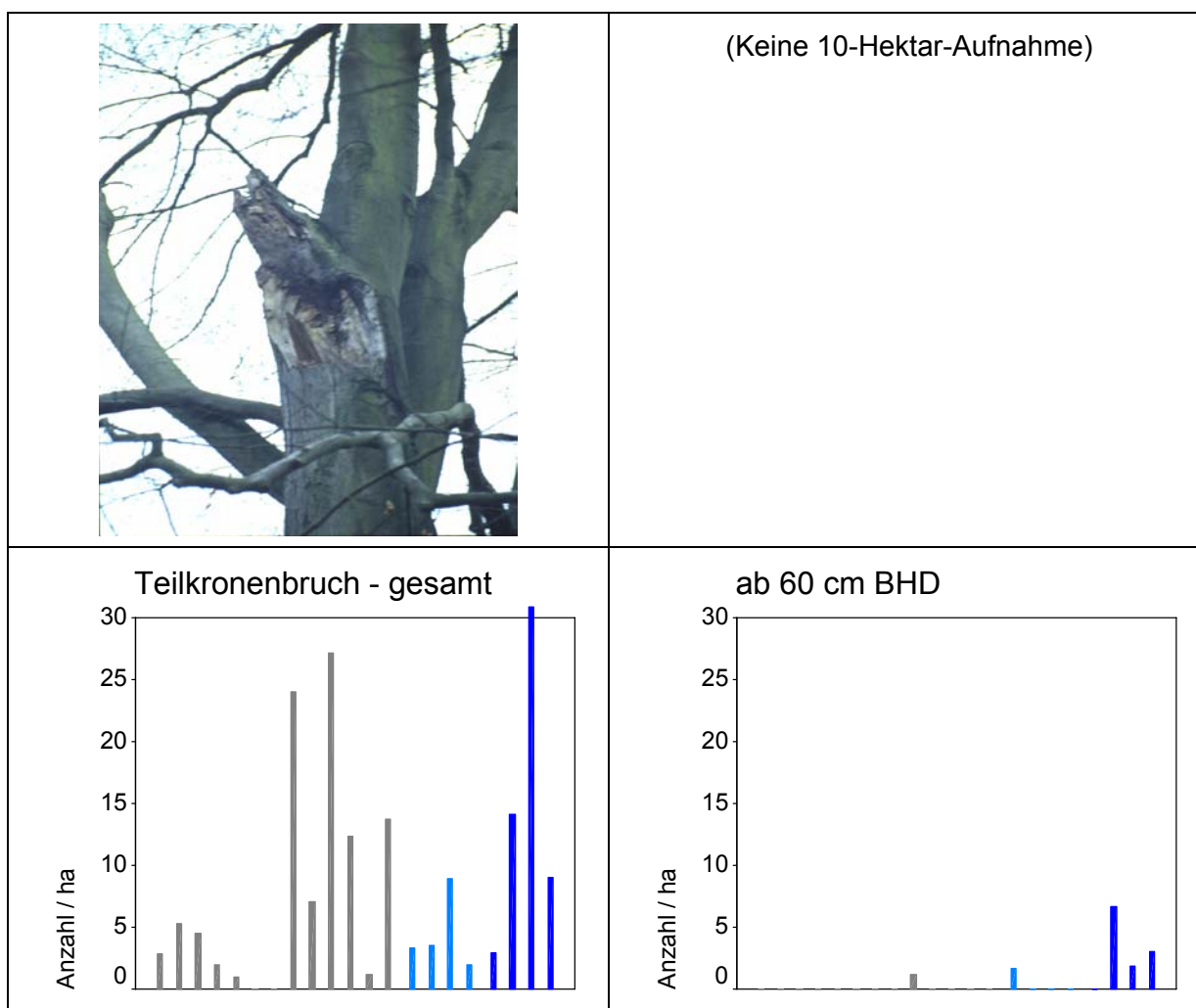
Farbgebung: grau - Wirtschaftswälder w1 bis w13, hellblau - Referenzflächen <20 Jahre unbewirtschaftet: k1 bis k3, dunkelblau - Referenzflächen >50 Jahre unbewirtschaftet: r1 bis r3 und r3\_ha; genaue Bezeichnung der Untersuchungsflächen siehe Kap. 2.1.3, Tab. 2.1.

Pilzbefall an noch lebenden Bäumen ist in den Untersuchungsflächen in sehr unterschiedlicher Dichte festzustellen (Abb. 3.53). In den sehr verschiedenen Flächen Melzow w9 (nicht zu Ende geführter „femelartiger“ Großschirmschlag) und den unbewirtschafteten Heiligen Hallen r2 kommen relativ viele pilzbesiedelte Bäume vor. Eine mögliche Gemein-

samkeit dieser Wirtschafts- und Referenzfläche liegt in dem teilweise lückigen Bestandeschluss und den an Mooren, steileren Hängen und Seeufern stark sonnenexponierten Bereichen. Dies führt zu einer höheren Prädisposition für Pilzbefall.

Großflächig unterscheiden sich die Daten der Wirtschafts- und r50-Flächen nur relativ schwach, jedoch signifikant ( $p = 0,049$ ). In den Probekreisen kann kein signifikanter Unterschied nachgewiesen werden.

#### S4 Teilkronenbrüche



**Abb. 3.54:** Teilkronenbrüche (S4);

**links oben:** Foto eines Teilkronenbruchs; **unten:** Vorkommen von Teilkronenbrüchen in den Untersuchungsflächen nach Probekreisenaufnahmen [Anzahl/ha]; **links:** Bäume ab 2 cm BHD; **rechts:** Bäume ab 60 cm BHD.

Farbegebung: grau - Wirtschaftswälder w1 bis w13, hellblau - Referenzflächen <20 Jahre unbewirtschaftet: k1 bis k3, dunkelblau - Referenzflächen >50 Jahre unbewirtschaftet: r1 bis r3 und r3\_ha; genaue Bezeichnung der Untersuchungsflächen siehe Kap. 2.1.3, Tab. 2.1.

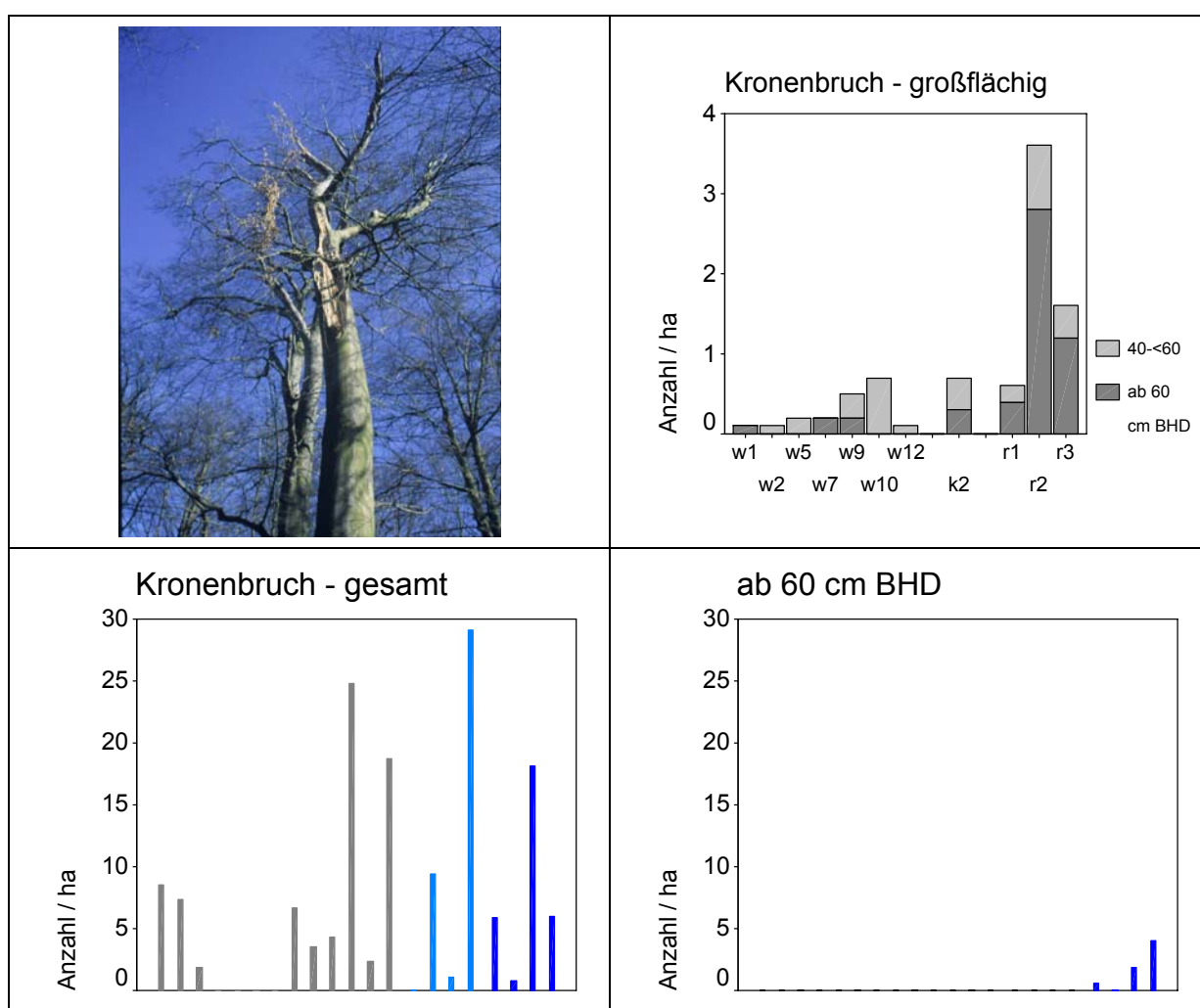
Teilkronenbrüche können durch Kronenkontakt und -konkurrenz entstehen, so dass ein Teil der Krone beeinträchtigt wird und letztlich abbricht. Im Wirtschaftswald entstehen Kronenbrüche aber auch durch das Herunterreißen von Kronenteilen bei Baumfällungen. Windeinfluss und altersbedingter Vitalitätsverlust können ebenfalls zu Teilkronenbrüchen führen. Da die Entstehungsweise vielfältig ist, treten in fast jeder Untersuchungsfläche Teilkronenbrüche auf (Abb. 3.54). Häufig kommen weniger als fünf Teilkronenbrüche/ha

vor, selten werden Werte um die 30 Brüche/ha erreicht, wobei dies in den Wirtschafts- wie alten Referenzflächen gleichermaßen möglich ist. Die Ausstattung der k20-Flächen ist mit weniger als 10 Teilkronenbrüchen/ha relativ niedrig.

Die Bedeutung der Bruchstruktur wächst mit der Dimension des Baumes. Die Abbruchstelle von großen Kronenästen dient als große Einstiegsporte für Zersetzer und kann den Eingang zu einer sich entwickelnden Höhlung bilden, die sich im Laufe der Zeit weit in den am Baum verbliebenen Kronenbereich hinein ausbreitet.

Während sich die Anzahlen der Teilkronenbrüche an Bäumen ab 2 cm BHD zwischen Wirtschafts- und r50-Flächen nicht unterscheiden, kommen ab 60 cm BHD hoch signifikant mehr Teilkronenbrüche in den r50-Flächen vor.

### S5 Kronenbrüche



**Abb. 3.55:** Kronenbrüche (S5);

**links oben:** Foto eines Kronenbruchs (M. PAULAT); **rechts oben:** Ergebnisse der 10-ha-Aufnahme, nur die Flächen w1, w2, w4, w7, w9, w10, k2, r1, r2 und r3 wurden kartiert; **unten:** Vorkommen von Kronenbrüchen in den Untersuchungsflächen nach Probekreislaufnahmen [Anzahl/ha]; **links:** Bäume ab 2 cm BHD; **rechts:** Bäume ab 60 cm BHD.

Farbgebung: grau - Wirtschaftswälder w1 bis w13, hellblau - Referenzflächen <20 Jahre unbewirtschaftet: k1 bis k3, dunkelblau - Referenzflächen >50 Jahre unbewirtschaftet: r1 bis r3 und r3\_ha; genaue Bezeichnung der Untersuchungsflächen siehe Kap. 2.1.3, Tab. 2.1.

Bäume mit Kronenbrüchen haben laut Definition mehr als 50 % ihrer Kronenstruktur verloren. Dadurch können nicht nur, wie beim Teilkronenbruch, xylobionte Pilze und Käfer die gebrochenen Ansatzstellen direkt besiedeln, sondern der Baum ist darüber hinaus in seiner Assimilationsleistung (plötzlich) stark eingeschränkt. Es setzt, sofern dies nicht schon der Auslöser für den Bruch war, ein starker Vitalitätsverlust ein, der den Baum über die Bruchstelle hinaus für einen starken Befall jeglicher Art (außer Pilzen auch für Bakterien und Viren) empfänglich macht.

An kleinen, unterständigen Bäumen konnte diese Struktur in den meisten Untersuchungsflächen nachgewiesen werden (Abb. 3.55). Mit maximal 24,8 Kronenbrüche/ha im Wirtschaftswald und 29,1 Kronenbrüche/ha in einer k20-Fläche ist die Sonderstruktur sogar relativ häufig. Die gesamte Anzahl der Kronenbrüche unterscheidet sich nicht zwischen Wirtschafts- und Referenzflächen. Völlig anders und eindeutig unterschiedlich ist das Vorkommen von Kronenbrüchen an Bäumen mit mehr als 60 cm BHD. Hier gibt es nach den Probekreisaufnahmen nur noch in den r50-Flächen Nachweise ( $p = 0,001$ ). Großflächig kommen zwar auch in drei Wirtschaftswäldern Kronenbruchbäume vor, allerdings mit nur 1-2 Exemplaren/10 ha hoch signifikant weniger als in den r50-Flächen. Die meisten bei der großflächigen Aufnahme nachgewiesenen Kronenbrüche kommen an Bäumen >60 cm BHD vor.

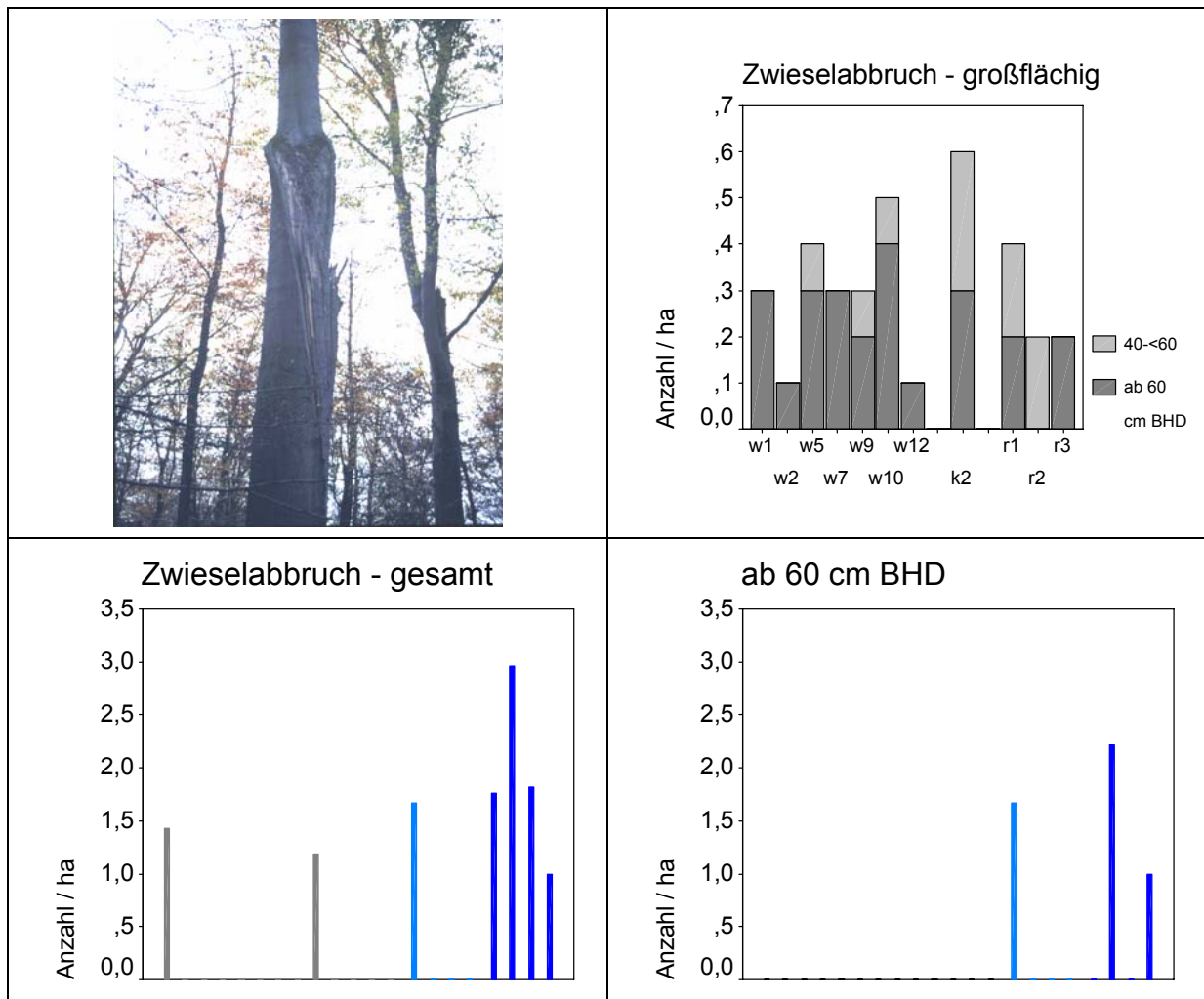
## **S6 Zwieselabbrüche**

Zwieselabbrüche kommen nach der großflächigen Sonderstrukturkartierung in jeder Untersuchungsfläche vor, wobei es mit 0,6 Zwieselabbrüchen/ha in der k20-Fläche *Grumsin k2* überdurchschnittlich viele gibt (Abb. 3.56).

Tendenziell sind mehr Zwieselabbrüche in den Wirtschaftswäldern als in den r50-Flächen zu finden, was angesichts der forstlichen Praxis, Zwiesel möglichst frühzeitig dem Bestand zu entnehmen, verwundern mag. Dieses Ergebnis korreliert mit dem Vorkommen von Zwieselbäumen ohne Bruch (Kap. 3.1.2.8 Stammqualitäten): Es gibt weniger Zwiesel in den r50-Flächen als in den Wirtschaftsflächen. Mit Abstand am meisten verzwiesselte Bäume kommen in den kurzfristig nicht bewirtschafteten Referenzflächen vor, was sich hier in der hohen Zahl von Zwieselabbrüchen widerspiegelt. Dieses durch die Aufnahme der nicht gebrochenen Verzwiesselung plausibel erscheinende Ergebnis schlägt sich in den Probekreisaufnahmen jedoch nicht nieder. Die Probekreisaufnahmen weisen in den r50-Flächen zwar keine signifikant häufigeren Zwieselabbrüche auf, doch ist das Vorkommen stetiger. In allen vier r50-Flächen (r1-r3 & r3\_ha) kommen nach den Probekreisdaten Zwieselabbrüche vor, während sie nur in zwei Wirtschaftswäldern nachgewiesen werden konnten.

Zwieselabbrüche sind insgesamt mit nur 0,1-0,6 Bäumen/ha so selten und auch unregelmäßig verteilt, dass sie in Wirtschaftswäldern über Probekreisaufnahmen nur unzureichend erfasst werden können. Über die Probekreisaufnahmen lässt sich allerdings eine hohe naturnahe Ausstattung in allen r50-Flächen verlässlich dokumentieren.



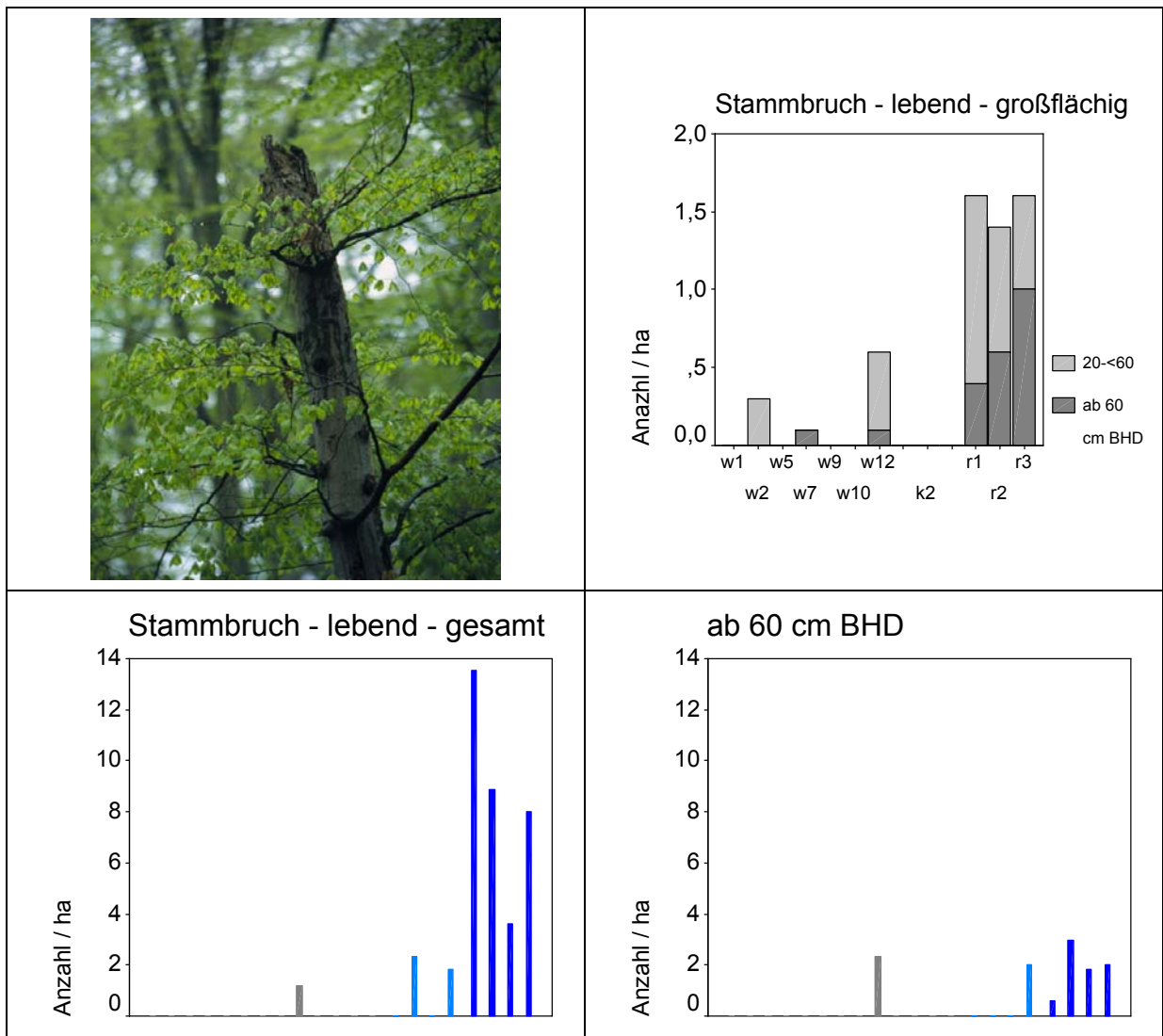


**Abb. 3.56:** Zwieselabbrüche (S6); **links oben:** Foto eines Zwieselabbruchs; **rechts oben:** Ergebnisse der großflächigen Sonderstrukturkartierung, wobei nur die Flächen w1, w2, w4, w7, w9, w10, k2, r1, r2 und r3 wurden kartiert; **unten:** Vorkommen von Zwieselabbrüchen in den Untersuchungsflächen nach Probekreisaufnahmen [Anzahl/ha]; **links:** Bäume ab 2 cm BHD, **rechts:** Bäume ab 60 cm BHD.

Farbgebung: grau - Wirtschaftswälder w1 bis w13, hellblau - Referenzflächen <20 Jahre unbewirtschaftet: k1 bis k3, dunkelblau - Referenzflächen >50 Jahre unbewirtschaftet: r1 bis r3 und r3\_ha; genaue Bezeichnung der Untersuchungsflächen siehe Kap. 2.1.3, Tab. 2.1.

### S7 Stammbrüche am lebenden Baum

Im Gegensatz zu den Zwieselabbrüchen (Abb. 3.56) ergeben die großflächige Aufnahme und Probekreisaufnahme hinsichtlich des Stammbruches am lebenden Baum ein übereinstimmendes Ergebnis (Abb. 3.57). In den r50-Flächen kommen nach den Probekreisaufnahmen höchst signifikant ( $p = 0,001$ ) und nach den Hektarwerten hoch signifikant ( $p = 0,002$ ) mehr Stammbrüche an lebenden Bäumen vor als in den Wirtschaftswäldern; während der Stammbruch am lebenden Baum hier nur in wenigen Untersuchungsflächen auftritt, kann er in den Referenzflächen mit hoher Stetigkeit und teilweise hoher Dichte gefunden werden. Der Stammbruch am lebenden Baum tritt allerdings nur in relativ hoher Anzahl bei gering dimensionierten Bäumen auf. Der Maximalwert von durchschnittlich fast 14 Strukturbäumen/ha wurde in der r50-Fläche *Serrahn r1* nachgewiesen. Ab 20 cm BHD (großflächige Aufnahme) bzw. 60 cm BHD (Probekreise) kommt die Struktur in den Referenzflächen zwar immer noch stetig, jedoch mit weniger als 2 Baumindividuen/ha vor.



**Abb. 3.57:** Stammbrüche am lebenden Baum (S7); **links oben:** Foto eines Stammbruches am lebenden Baum (M. PAULAT); **rechts oben:** Ergebnisse der 10-ha-Aufnahme, nur die Flächen w1, w2, w4, w7, w9, w10, k2, r1, r2 und r3 wurden kartiert; **unten:** Vorkommen von Stammbrüchen am lebenden Baum in den Untersuchungsflächen nach Probekreis-aufnahmen [Anzahl/ha]; **links:** Bäume ab 2 cm BHD; **rechts:** Bäume ab 60 cm BHD.

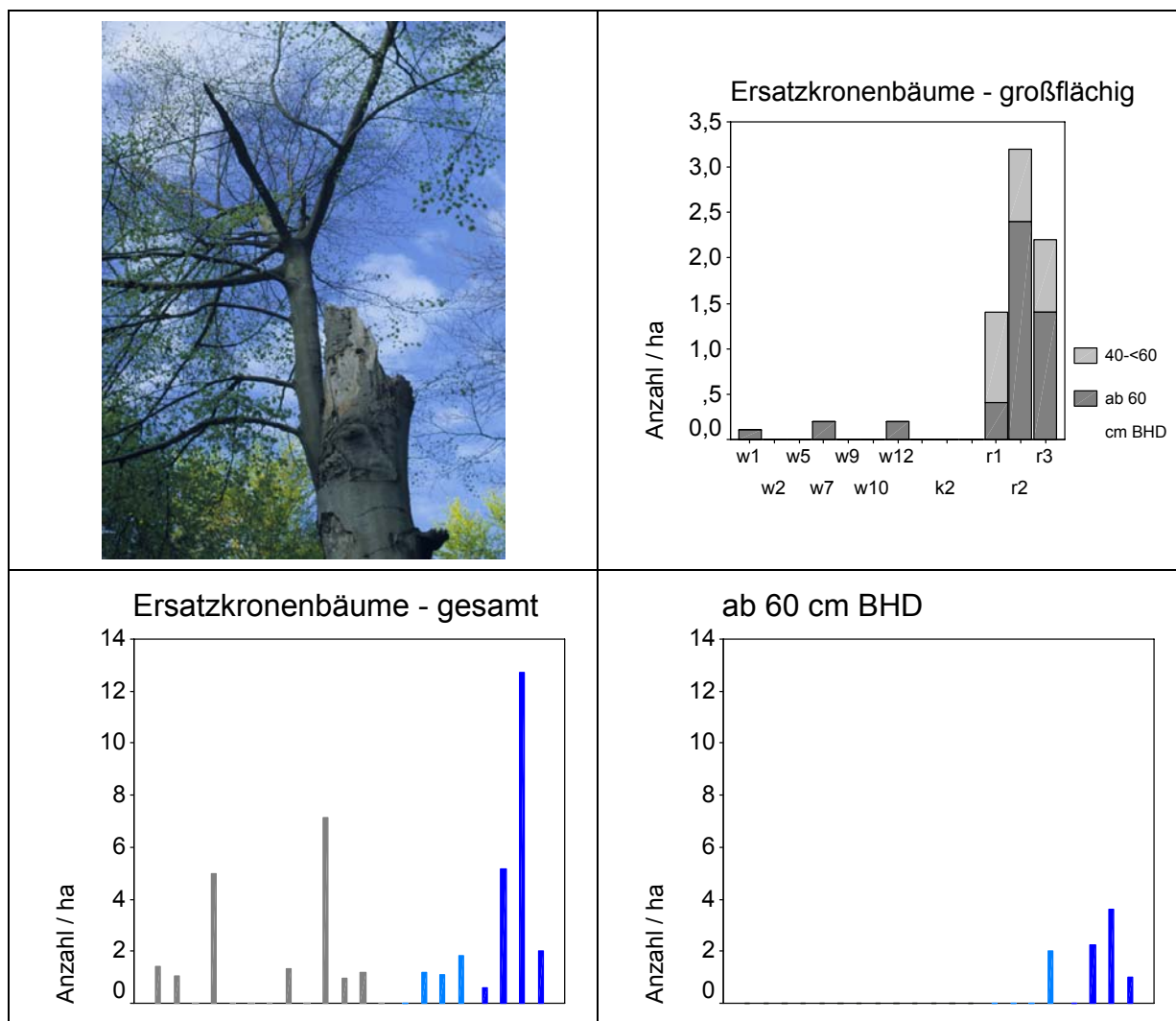
Farbgebung: grau - Wirtschaftswälder w1 bis w13, hellblau - Referenzflächen <20 Jahre unbewirtschaftet: k1 bis k3, dunkelblau - Referenzflächen >50 Jahren unbewirtschaftet: r1 bis r3 und r3\_ha; genaue Bezeichnung der Untersuchungsflächen siehe Kap. 2.1.3, Tab. 2.1.

### S8 Ersatzkronenbäume

Kennzeichnend für die langfristig unbewirtschafteten Referenzwälder sind ausgeprägte Ersatzkronenbildungen an Bäumen ab 40 cm BHD (großflächige Aufnahme; Abb. 3.58). In den r50-Flächen kommen 1,5-3 Ersatzkronenbäume/ha vor. Ab 60 cm BHD konnten sie nur in wenigen Wirtschaftsflächen nachgewiesen werden und wenn, dann nur mit 0,1-0,2 Bäumen/ha. Nach den Probekreis-aufnahmen können die Ersatzkronenbäume ab 60 cm BHD als Alleinstellungsmerkmal der Referenzwälder bezeichnet werden. Die Unterschiede zwischen Wirtschafts- und r50-Flächen sind nach der großflächigen Aufnahme sowie ab 60 cm BHD in Probekreisen höchst signifikant, während an Bäumen ab 2 cm BHD aufgrund der häufigeren Sekundärkronenbildung von gebrochenen dünneren Bäumen (meist



Fällschäden) keine deutlichen Unterschiede zwischen bewirtschafteten und nicht bewirtschafteten Beständen bestehen ( $p = 0,64$ ). Die k20-Flächen weisen noch keine über die Wirtschaftswälder hinausgehende Anzahl von Ersatzkronenbäumen auf.



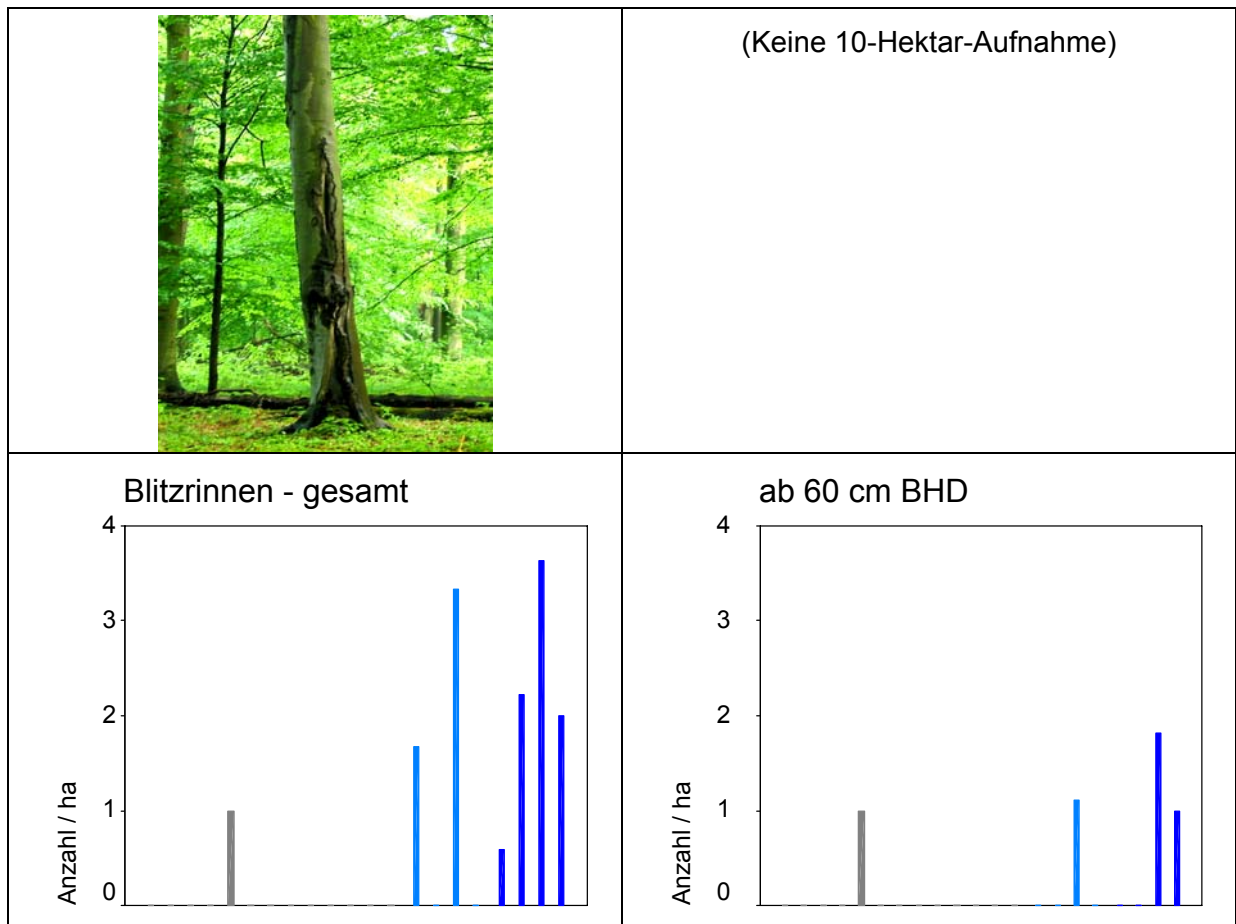
**Abb. 3.58:** Ersatzkronenbäume (S8);

**links oben:** Foto eines Ersatzkronenbaumes (M. PAULAT); **rechts oben:** Ergebnisse der 10-ha-Aufnahme, nur die Flächen w1, w2, w4, w7, w9, w10, k2, r1, r2 und r3 wurden kartiert; **unten:** Vorkommen von Ersatzkronenbäumen in den Untersuchungsflächen nach Probekreislaufnahmen [Anzahl/ha]; **links:** Bäume ab 2 cm BHD, **rechts:** Bäume ab 60 cm BHD.

Farbgebung: grau - Wirtschaftswälder w1 bis w13, hellblau - Referenzflächen <20 Jahre unbewirtschaftet: k1 bis k3, dunkelblau - Referenzflächen >50 Jahre unbewirtschaftet: r1 bis r3 und r3\_ha; genaue Bezeichnung der Untersuchungsflächen siehe Kap. 2.1.3, Tab. 2.1.

### S9 Blitzrinnen

Bäume mit Blitzrinnen kommen deutlich häufiger in den k20- und r50-Flächen vor als in den Wirtschaftswäldern ( $p = 0,0001$ , Abb. 3.59), wobei ein relativ großer Teil der Blitze in Bäume mit hohem BHD einschlagen ( $p = 0,05$ ). Ob diese Bäume zur Zeit des Einschlages bereits einen BHD von 60 cm aufwiesen, lässt sich allerdings nicht rekonstruieren. Es ist aber zu vermuten, dass die kartierten Blitzbäume auch schon bei der Strukturentstehung höhere Durchmesser besaßen, da Blitze häufig in exponierte Bäume einschlagen.



**Abb. 3.59:** Blitzrinnen (S9);

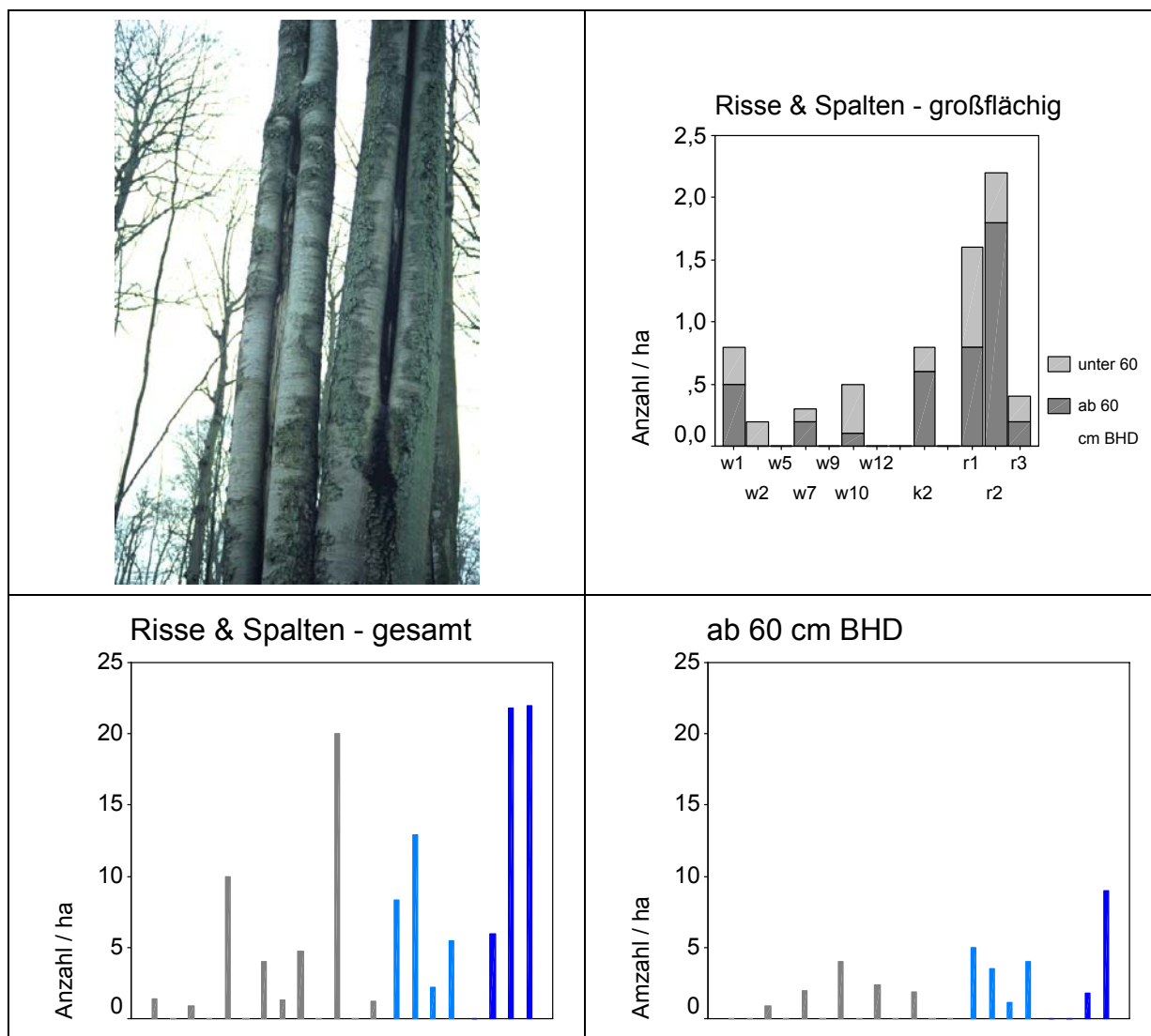
**links oben:** Foto einer Blitzrinne (M. PAULAT); **unten:** Vorkommen von Blitzrinnen in den Untersuchungsflächen nach Probekreislaufnahmen [Anzahl/ha]; **links:** Bäume ab 2 cm BHD; **rechts:** Bäume ab 60 cm BHD.

Farbgebung: grau - Wirtschaftswälder w1 bis w13, hellblau - Referenzflächen <20 Jahre unbewirtschaftet: k1 bis k3, dunkelblau - Referenzflächen >50 Jahre unbewirtschaftet: r1 bis r3 und r3\_ha; genaue Bezeichnung der Untersuchungsflächen siehe Kap. 2.1.3, Tab. 2.1.

Warum in den Referenzwäldern mehr Blitzrinnenbäume vorkommen, kann folgende Gründe haben:

1. Nach einem Blitzeinschlag setzt eine schnelle Entwertung des Stammholzes durch xylobionte Pilze und Insekten ein. Da sich die Struktur mehrere Meter am Stamm entlang zieht, ist oft ein Großteil des wertvollen unteren Stammteiles betroffen. Somit werden Blitzrinnenbäume dem Bestand bei der nächsten Nutzung meist entnommen, um das Holz noch verkaufen und verwenden zu können.
2. Es kann aber auch vermutet werden, dass mehr Blitze in langfristig unbewirtschaftete Buchenwäldern einschlagen, weil sie eine bedeutend größere Kronendachrauigkeit besitzen. Eventuell schlagen die Blitze besonders in Überhälter ein, deren Kronen durch die Kleinräumigkeit des vertikalen Bestandes mit niedrigen Verjüngungsbereichen vergleichsweise exponiert aus dem Bestandesdach hervortreten.

## S10 Risse & Spalten



**Abb. 3.60:** Risse & Spalten (S10);

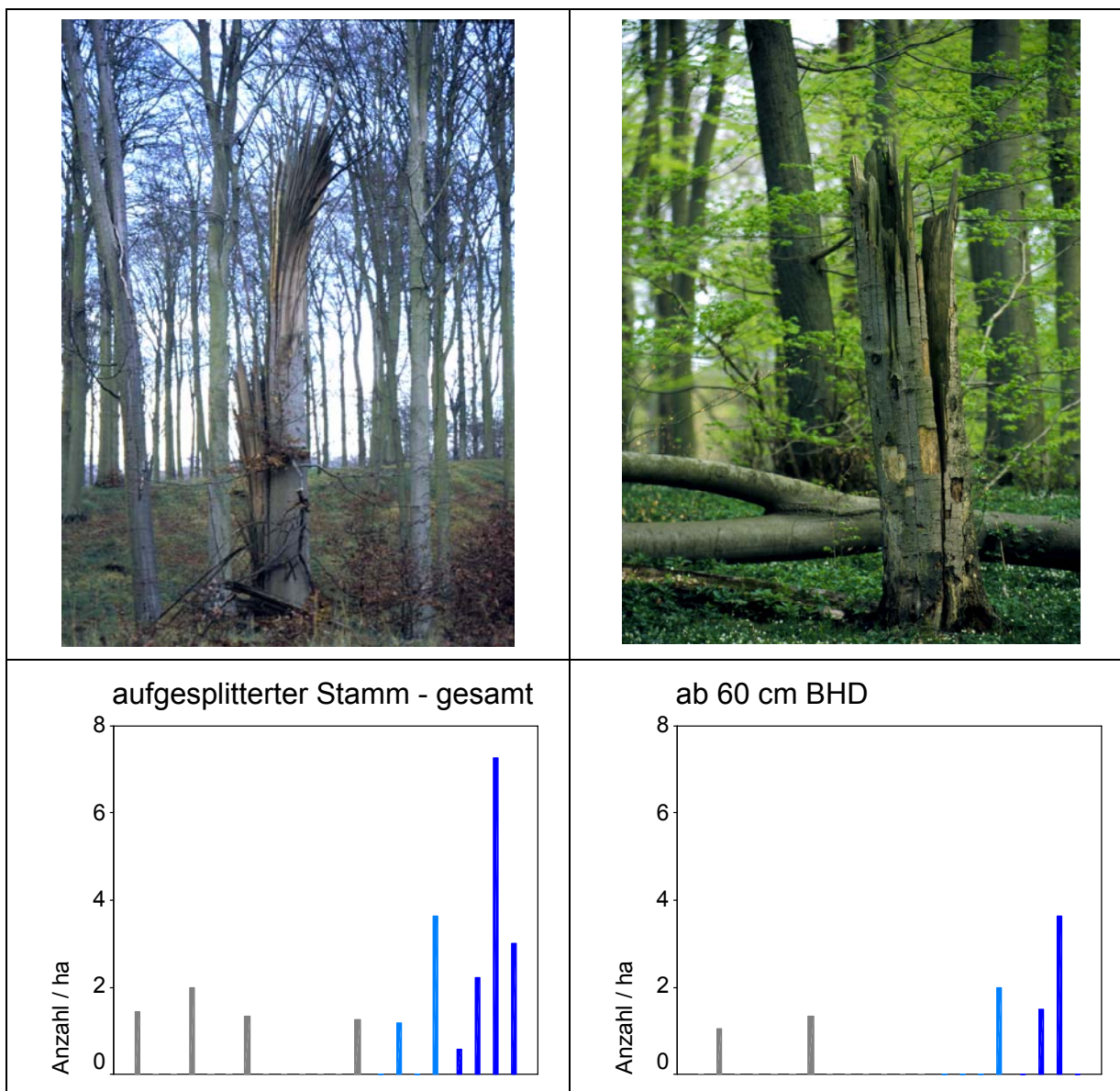
**links oben:** Foto von Rissen; **rechts oben:** Ergebnisse der 10-ha-Aufnahme, nur die Flächen w1, w2, w4, w7, w9, w10, k2, r1, r2 und r3 wurden kartiert; **unten:** Vorkommen von Rissen & Spalten in den Untersuchungsflächen nach Probekreisaufnahmen [Anzahl/ha]; **links:** Bäume ab 2 cm BHD; **rechts:** Bäume ab 60 cm BHD.

Farbgebung: grau - Wirtschaftswälder w1 bis w13, hellblau - Referenzflächen <20 Jahre unbewirtschaftet: k1 bis k3, dunkelblau - Referenzflächen >50 Jahre unbewirtschaftet: r1 bis r3 und r3\_ha; genaue Bezeichnung der Untersuchungsflächen siehe Kap. 2.1.3, Tab. 2.1.

Risse & Spalten kommen in Wirtschafts- wie Referenzwäldern unterschiedlich häufig vor (Abb. 3.60). Die in den Probekreisen aufgenommenen Risse & Spalten ab 50 cm Länge treten hauptsächlich an Bäumen <60 cm BHD und mit bis zu maximal 22 Bäumen/ha auf. Sie kommen in nur 8 von 13 Untersuchungsflächen vor, aber in allen Referenzflächen. Die großflächig kartierten Risse & Spalten ab 2 m Länge und mindestens 20 cm Breite treten hingegen hauptsächlich an Bäumen ab 60 cm BHD, allerdings nur mit höchstens 2,2 Bäumen/ha auf. Beide Maximalwerte sind Werte aus den Referenzflächen.

Während anhand der Probekreisdaten keine statistisch abgesicherten Unterschiede nachweisbar sind, kommen nach der großflächigen Sonderstrukturkartierung in den r50-Flächen signifikant mehr Risse & Spalten vor ( $p = 0,026$ ).

## S11 Aufgesplitterte Stämme



**Abb. 3.61:** Aufgesplitterte Stämme (S11); **links und rechts oben:** Fotos von aufgesplitterten Stämmen (S. WINTER, M. PAULAT); **unten:** Vorkommen von aufgesplitterten Stämmen in den Untersuchungsflächen nach Probekreisaufnahmen [Anzahl/ha]; **links:** Bäume ab 2 cm BHD; **rechts:** Bäume ab 60 cm BHD.

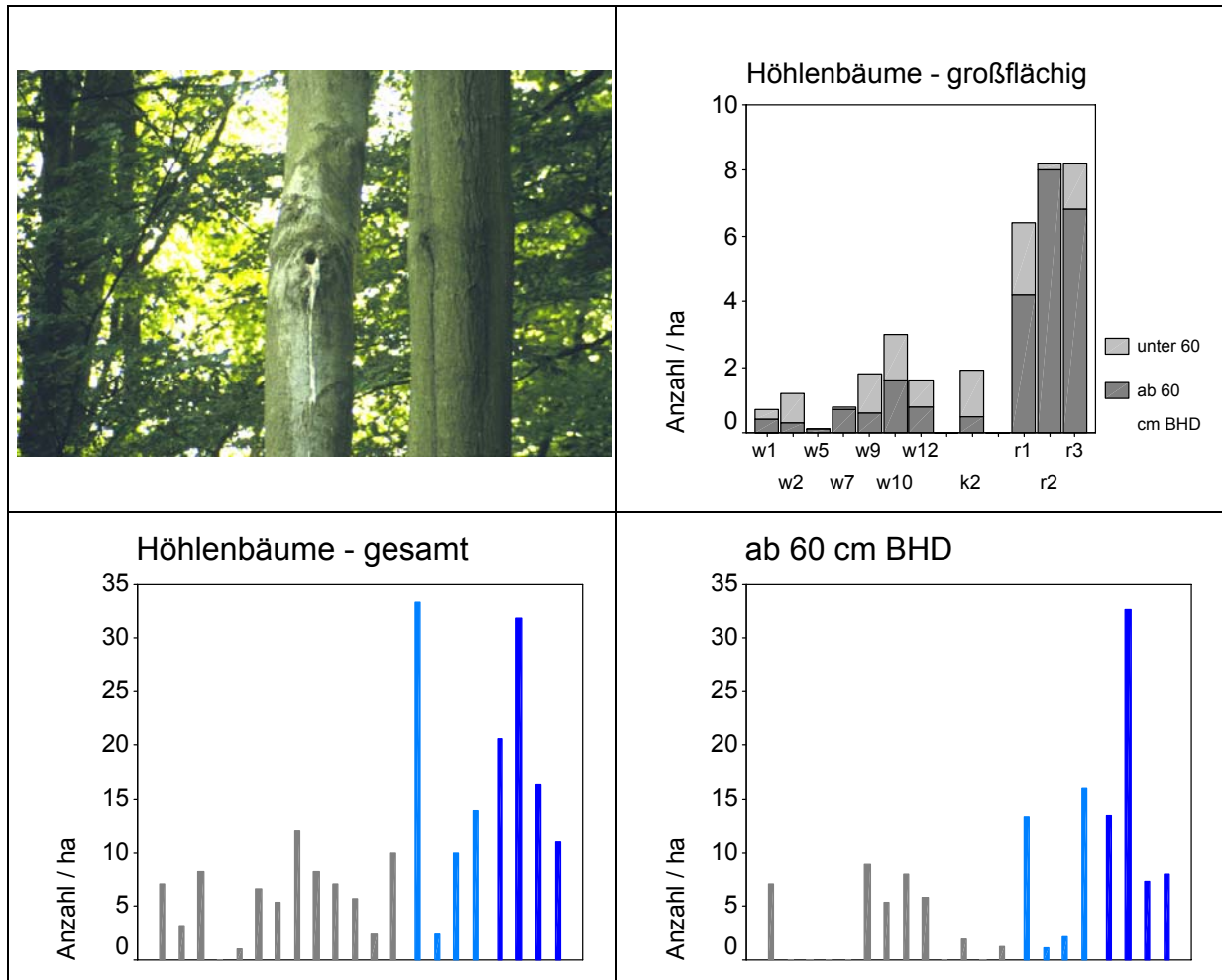
Farbegebung: grau - Wirtschaftswälder w1 bis w13, hellblau - Referenzflächen <20 Jahre unbewirtschaftet: k1 bis k3, dunkelblau - Referenzflächen >50 Jahre unbewirtschaftet: r1 bis r3 und r3\_ha; genaue Bezeichnung der Untersuchungsflächen siehe Kap. 2.1.3, Tab. 2.1.

Die an der Bruchstelle eines Stammes stark aufgesplitterten, „faserigen“ Holzstrukturen kommen in den r50-Flächen signifikant häufiger und stetiger als in den Wirtschaftsflächen vor ( $p = 0,007$ ). Während in nur vier von 13 Wirtschaftsflächen aufgesplitterte Stämme festgestellt wurden, konnten sie in allen r50-Referenzflächen in allerdings sehr unterschiedlicher Anzahl nachgewiesen werden (Abb. 3.61).

Ab einer Stammdimension von 60 cm BHD gibt es nur noch wenige aufgesplitterte Bäume, so dass sich keine deutlichen Unterschiede zwischen Referenz- und Wirtschaftsflächen zeigen.



## S12 Höhlenbäume



**Abb. 3.62:** Höhlenbäume (S12);

**links oben:** Foto eines Höhlenbaumes (M. PAULAT); **rechts oben:** Ergebnisse der 10-ha-Aufnahme, ab 60 cm BHD, nur die Flächen w1, w2, w4, w7, w9, w10, k2, r1, r2 und r3 wurden kartiert; 3-Höhlen der Buntspechtgruppe an einem Baum, Schwarz-/Grünspechthöhle, Asthöhlen ab 20 cm Durchmesser; **unten:** Vorkommen von Höhlenbäumen in den Untersuchungsflächen nach Probekreislaufnahmen [Anzahl/ha], alle Specht- und Asthöhlen (> 5 cm Durchmesser); **links:** Bäume ab 2 cm BHD; **rechts:** Bäume ab 60 cm BHD.

Farbgebung: grau - Wirtschaftswälder w1 bis w13, hellblau - Referenzflächen <20 Jahre unbewirtschaftet: k1 bis k3, dunkelblau - Referenzflächen >50 Jahre unbewirtschaftet: r1 bis r3 und r3\_ha; genaue Bezeichnung der Untersuchungsflächen siehe Kap. 2.1.3, Tab. 2.1.

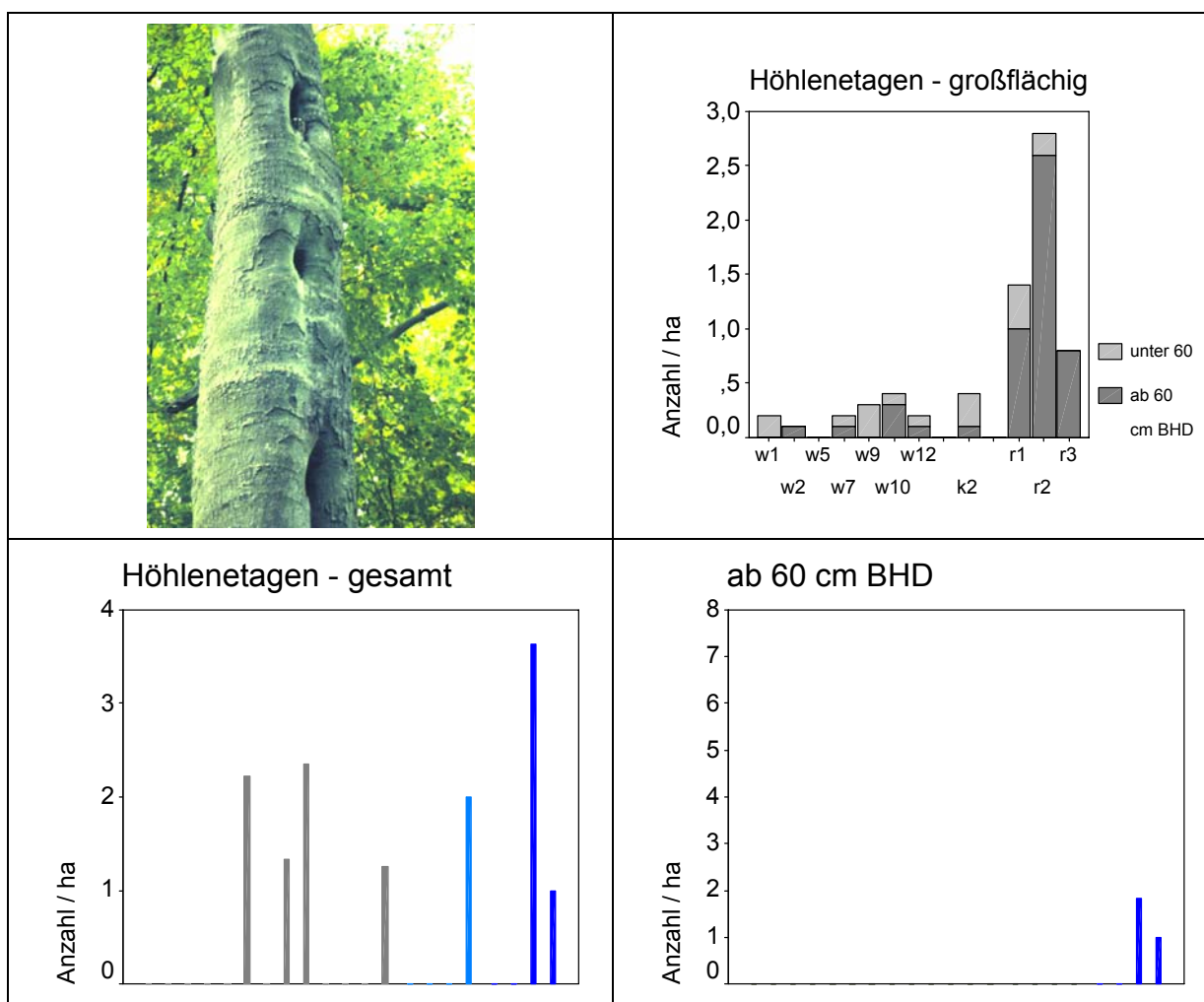
Höhlenbäume kommen mit Ausnahme der Großschirmschlagfläche *Haussee w4* in jeder Untersuchungsfläche vor (Abb. 3.62). Die kartierten Höhlentypen sind in den Probekreis- und großflächigen Aufnahmen unterschiedlich. In den Probekreislaufnahmen wurden die Höhlen möglichst komplett aufgenommen, wobei neben Schwarz- und Grünspecht auch alle Höhlen der Buntspechtgruppe und Asthöhlen ab 5 cm Durchmesser am Höhleneingang berücksichtigt wurden. Diese teilweise nur kleinräumigen Höhlenstrukturen kommen in den k20- wie r50-Flächen maximal mit mehr als 30 Höhlenbäumen/ha vor, während in den Wirtschaftswäldern der Höchstwert bei 12 Höhlenbäumen/ha liegt. In den r50-Flächen kommen nach den Probekreislaufnahmen bedeutend mehr Höhlenbäume als in den Wirtschaftswäldern vor ( $p = 0,009$ ).

In fünf Wirtschaftswäldern konnten keine Höhlen an Bäumen ab 60 cm BHD gefunden werden. Das heißt, dass auf diesen Flächen für sehr anspruchsvolle Höhlenbewohner ein so geringes Höhlenangebot vorhanden ist, dass dieses über Probekreislaufnahmen nicht

nachweisbar ist. Über die großflächige Kartierung wurde mit Ausnahme der Fläche *Brüsenwalde w5* in den Wirtschaftswäldern weniger als ein Baum  $\geq 60$  cm BHD/ha mit Großhöhlen oder mehreren Spechthöhlen nachgewiesen.

Bei der großflächigen Sonderstrukturkartierung wurden alle Schwarz- und Grünspechthöhlen, kleinere Spechthöhlenbäume aber erst ab drei Höhleneingängen an einem Baum und natürliche Asthöhlen erst ab einem Durchmesser von 20 cm berücksichtigt. Da die Anzahl/ha in den Wirtschaftswäldern meist deutlich unter 3 und in den Referenzflächen über 6 liegt, kommen in den r50-Flächen höchst signifikant mehr Höhlenbäume vor ( $p = 0,001$ ).

### S13 Höhlenetagen



**Abb. 3.63:** Höhlenetagen (S13);

**links oben:** Foto eines Höhlenetagen (H. SCHUMACHER); **rechts oben:** Ergebnisse der 10-ha-Aufnahme, nur die Flächen w1, w2, w4, w7, w9, w10, k2, r1, r2 und r3 wurden kartiert; **unten:** Vorkommen von Höhlenetagen in den Untersuchungsflächen nach Probekreislaufnahmen [Anzahl/ha]; **links:** Bäume ab 2 cm BHD; **rechts:** Bäume ab 60 cm BHD.

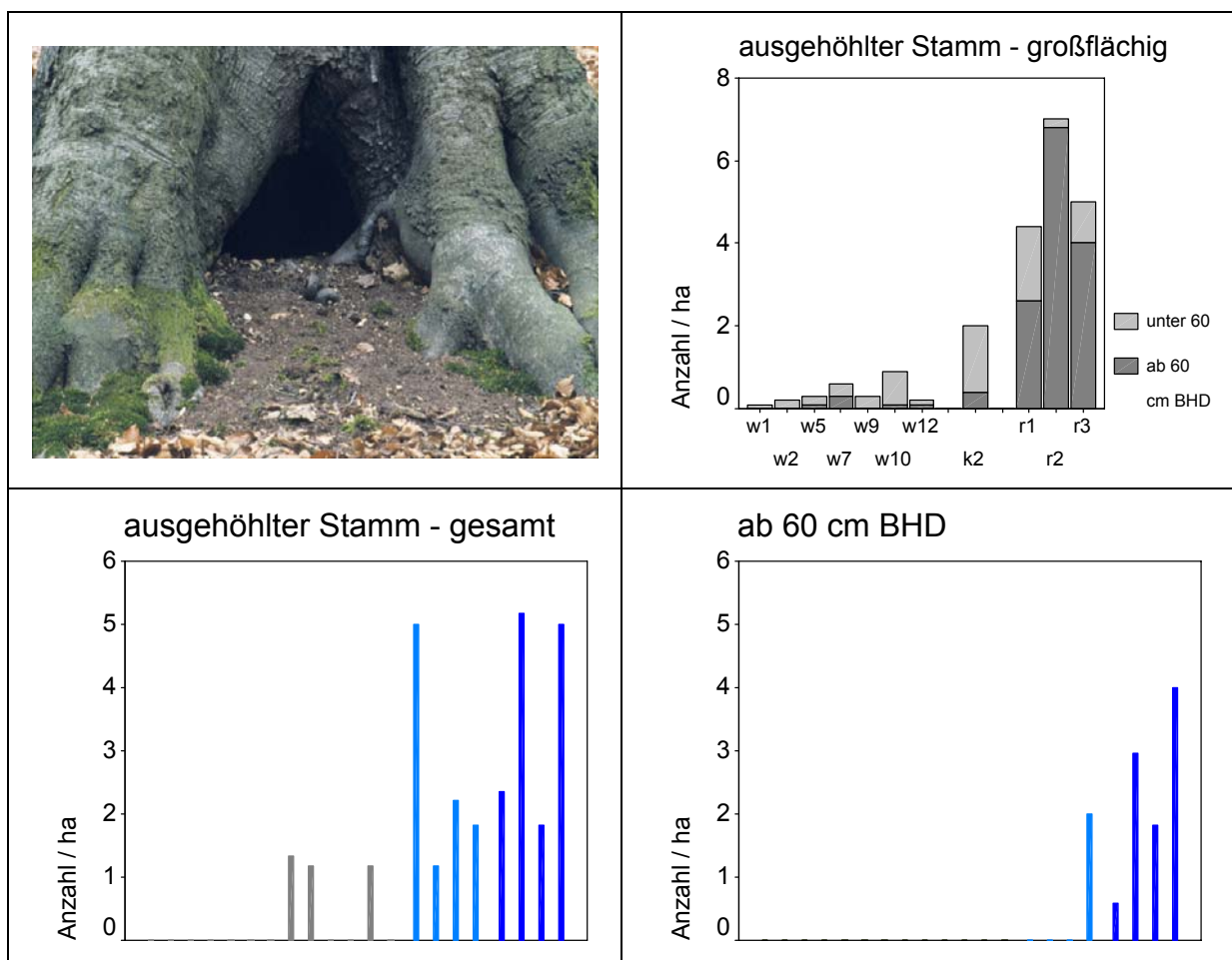
Farbegebung: grau - Wirtschaftswälder w1 bis w13, hellblau - Referenzflächen <20 Jahre unbewirtschaftet: k1 bis k3, dunkelblau - Referenzflächen >50 Jahre unbewirtschaftet: r1 bis r3 und r3\_ha; genaue Bezeichnung der Untersuchungsflächen siehe Kap. 2.1.3, Tab. 2.1.

Höhlenetagen ab drei Spechthöhlen werden als spezieller Höhlenbaumtyp gesondert betrachtet. Bei Spechthöhlen, die jeweils weniger als 2 m voneinander am Stamm entfernt vorkommen (bei drei Höhlen also eine maximale Entfernung von 4 m), besteht die Mög-

lichkeit, dass sich durch die Sukzession der Einzelhöhlen insgesamt eine kaminartige Großhöhle bildet, die ein wertvolles Habitat für xylobionte Höhlenspezialisten darstellen kann.

Nach den Probekreisaufnahmen ist nur ein Teil der Wirtschaftswälder nachweisbar mit Höhlenetagen ausgestattet (Abb. 3.63). Ab 60 cm BHD entfällt diese Struktur in den Wirtschaftswäldern. Großflächig betrachtet, kommen doch in mehreren Wirtschaftswäldern Höhlenetagen vor, doch überwiegend nur mit 1-2 Höhlenbäumen/10 Hektar. In den r50-Flächen kommen Höhlenetagen meist an Bäumen ab 60 cm vor, während Höhlenetagen in den Wirtschaftswäldern häufig in dünneren Bäumen entstehen. Die Spechte bevorzugen offensichtlich, wenn sie die Wahl haben, Bäume mit großen Dimensionen. Die Unterschiede zwischen den Wirtschafts- und r50-Flächen sind ab 60 cm BHD signifikant (Probekreise  $p = 0,009$ , großflächig  $p < 0,001$ ).

### S14 Ausgehöhlte Stämme



**Abb. 3.64:** Ausgehöhlte Stämme (S14);

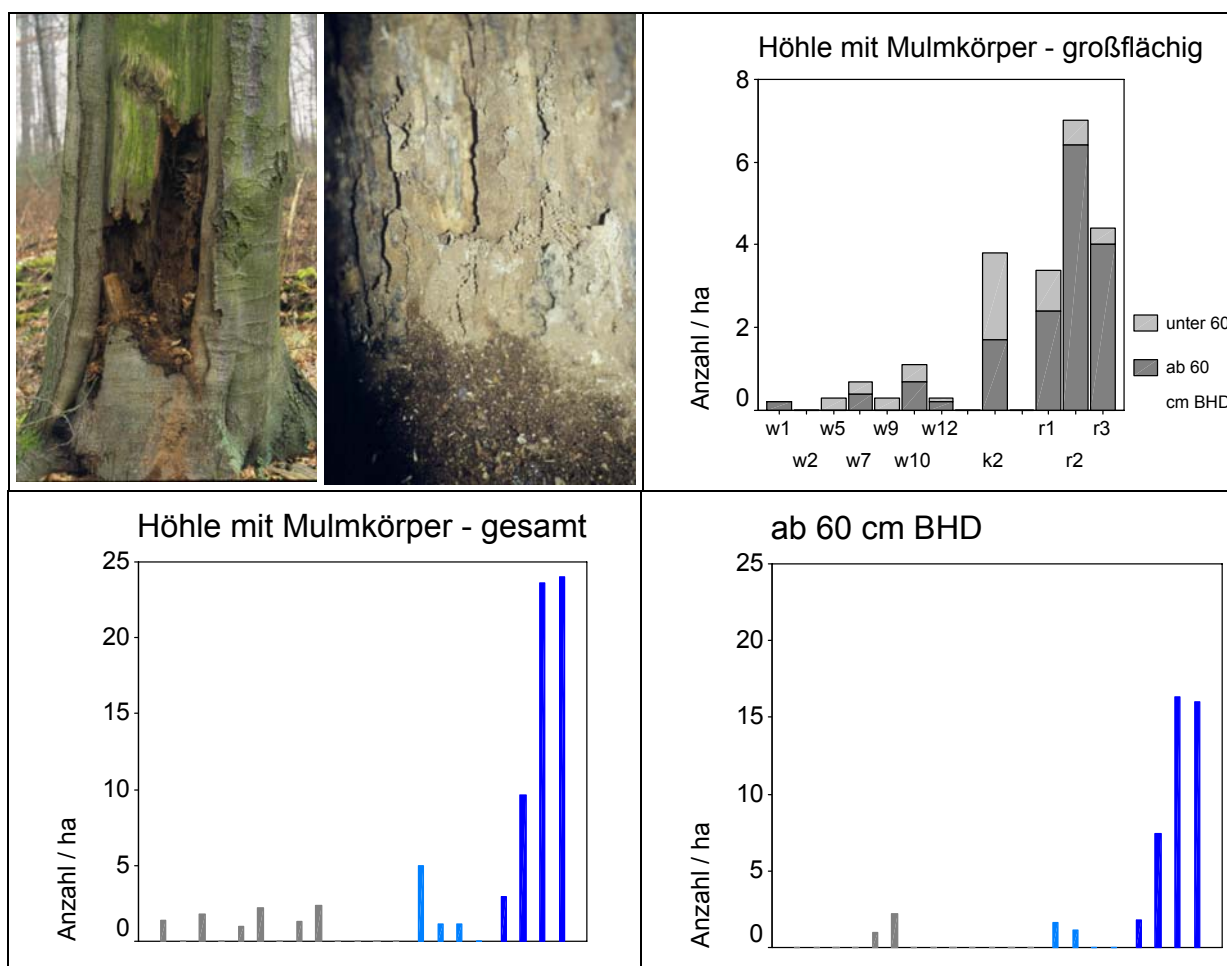
**links oben:** Foto eines ausgehöhlten Stammes (M. PAULAT); **rechts oben:** Ergebnisse der 10-ha-Aufnahme, nur die Flächen w1, w2, w4, w7, w9, w10, k2, r1, r2 und r3 wurden kartiert; **unten:** Vorkommen von ausgehöhlten Stämmen in den Untersuchungsflächen nach Probekreisaufnahmen [Anzahl/ha]; **links:** Bäume ab 2 cm BHD; **rechts:** Bäume ab 60 cm BHD.

Farbgebung: grau - Wirtschaftswälder w1 bis w13, hellblau - Referenzflächen <20 Jahre unbewirtschaftet: k1 bis k3, dunkelblau - Referenzflächen >50 Jahre unbewirtschaftet: r1 bis r3 und r3\_ha; genaue Bezeichnung der Untersuchungsflächen siehe Kap. 2.1.3, Tab. 2.1.

Großhöhlen in Form von ausgehöhlten Stämmen kommen in den Referenzflächen stetiger und deutlich häufiger als in den Wirtschaftswäldern vor (Probekreise: alle Bäume  $p = 0,001$ , ab 60 cm BHD und großflächig  $p < 0,001$ ; Abb. 3.64). In der Fläche *Schwarzes Loch w10* wird mit 0,9 ausgehöhlten Stämmen/ha der Maximalwert der Wirtschaftswälder erreicht, der jedoch weniger als ein Viertel der gängigen Ausstattung der r50-Flächen ausmacht.

Ab 60 cm BHD kommen in den Wirtschaftswäldern keine ausgehöhlten Stämme mehr vor. Eine Ausnahme stellt ein Nachweis auf der kartierten 10 Hektarfläche in *Temmen w7* dar, die mit stark dimensionierten Bäumen außergewöhnlich gut ausgestattet ist (Kap. 3.1.2.3). In den großflächig kartierten r50-Flächen kommen im Minimum in *Serrahn r1* 2,6 dieser Strukturbäume pro ha vor. Auch nach der Probekreisaufnahme ist *Serrahn r1* mit weniger als einem ausgehöhltem Stamm/ha dieser Dimension für eine alte Referenzfläche noch schwach ausgestattet. In den *Heiligen Hallen r2* und im *Faulen Ort r3* wurden maximal sieben dieser Strukturbäume pro ha festgestellt.

### S15 Höhle mit Mulmkörper



**Abb. 3.65:** Höhle mit Mulmkörper (S15);

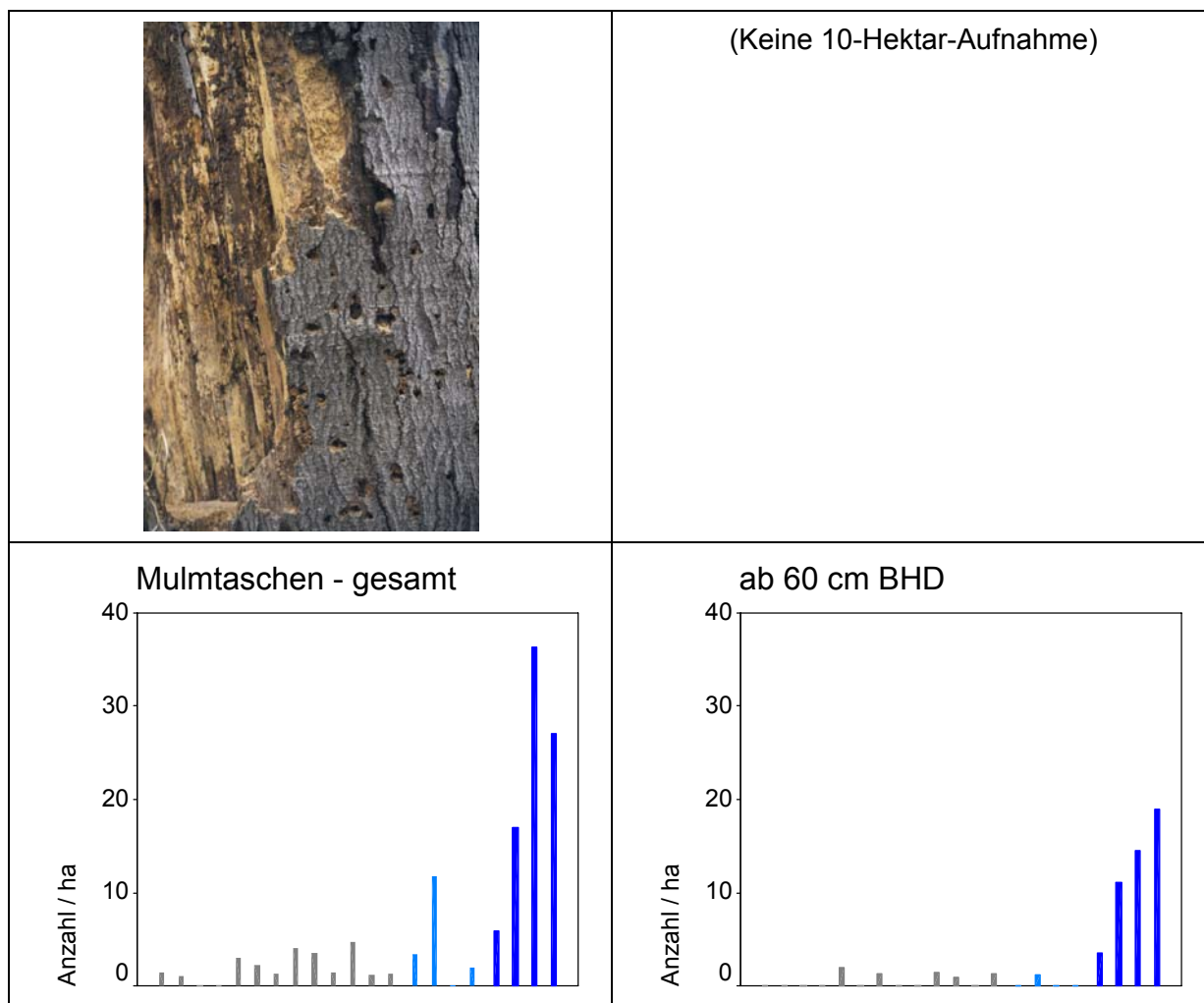
**links oben:** Fotos einer Höhle mit Mulmkörper (M. PAULAT, S. WINTER); **rechts oben:** Ergebnisse der großflächigen Aufnahme, nur die Flächen w1, w2, w4, w7, w9, w10, k2, r1, r2 und r3 wurden kartiert; **unten:** Vorkommen von Höhlen mit Mulmkörper in den Untersuchungsflächen nach Probekreisnahmen [Anzahl/ha]; **links:** Bäume ab 2 cm BHD; **rechts:** Bäume ab 60 cm BHD.

Farbgebung: grau - Wirtschaftswälder w1 bis w13, hellblau - Referenzflächen <20 Jahre unbewirtschaftet: k1 bis k3, dunkelblau - Referenzflächen >50 Jahre unbewirtschaftet: r1 bis r3 und r3\_ha; genaue Bezeichnung der Untersuchungsflächen siehe Kap. 2.1.3, Tab. 2.1.



Obwohl Höhlen mit Mulmkörper mit bis zu 24 Höhlenbäumen/ha häufiger als ausgehöhlte Stämme ohne Mulmkörper vorkommen, zeigt der Vergleich zwischen Wirtschafts- und r50-Flächen ein ähnliches Verhältnis. Die langfristigen Referenzflächen sind bedeutend besser mit Mulmkörperhöhlen ausgestattet (Abb. 3.65). Zum einen können unabhängig von der Aufnahmemethode und der Baumdimension in jeder r50-Fläche stets vermumlte Höhlenbäume nachgewiesen werden, zum anderen kommen sie um ein Vielfaches häufiger vor. Der Unterschied ist in den Probekreisen mit  $p = 0,002$  (alle Bäume),  $p = 0,001$  (Bäume ab 60 cm BHD) und großflächig mit  $p < 0,001$  statistisch abgesichert.

### S16 Mulmtaschen



**Abb. 3.66:** Mulmtaschen (S16);

**links oben:** Foto einer Mulmtasche (M. PAULAT); **unten:** Vorkommen von Mulmtaschen in den Untersuchungsflächen nach Probekreis-aufnahmen [Anzahl/ha]; **links:** Bäume ab 2 cm BHD; **rechts:** Bäume ab 60 cm BHD.

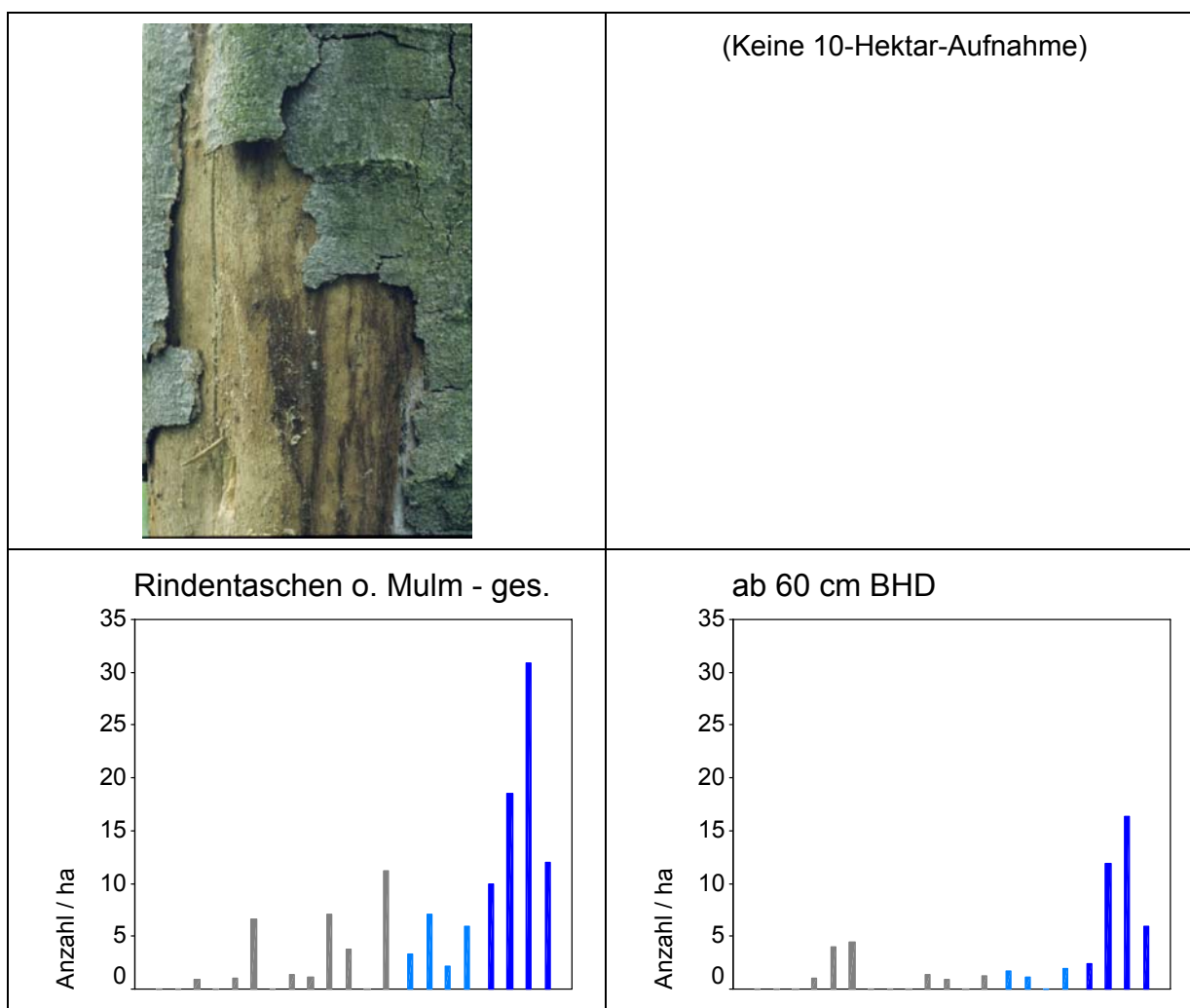
Farbgebung: grau - Wirtschaftswälder w1 bis w13, hellblau - Referenzflächen <20 Jahre unbewirtschaftet: k1 bis k3, dunkelblau - Referenzflächen >50 Jahren unbewirtschaftet: r1 bis r3 und r3\_ha; genaue Bezeichnung der Untersuchungsflächen siehe Kap. 2.1.3, Tab. 2.1.

Die Mulmtaschen stellen, obwohl sie mit den Rindentaschen ohne Mulm die kleinsten kartierten Sonderstrukturen (ab 5 cm Breite und 2 cm Tiefe) sind, eine weitere Mangelstruktur des Wirtschaftswaldes dar. Nach den Höhlen im ausgehöhlten Stamm und den Mulmkörperhöhlen zeigt das Vorkommen von Mulmtaschen eine ähnliche und ebenso eindeutige Differenz zwischen den Wirtschafts- und r50-Flächen (Abb. 3.66). Sowohl ohne

wie mit Dimensionsbeschränkung der aufgenommenen Strukturbäume sind Mulmtaschen in den langfristig nicht bewirtschafteten Flächen signifikant häufiger ( $p = 0,005$  bzw.  $p = 0,002$ ).

In den Wirtschaftsflächen kommen nicht in allen Untersuchungsflächen Mulmtaschen vor. Vor allem ab 60 cm BHD konnten nur noch in 38 % der Flächen Mulmtaschen nachgewiesen werden.

### S17 Rindentaschen ohne Mulm



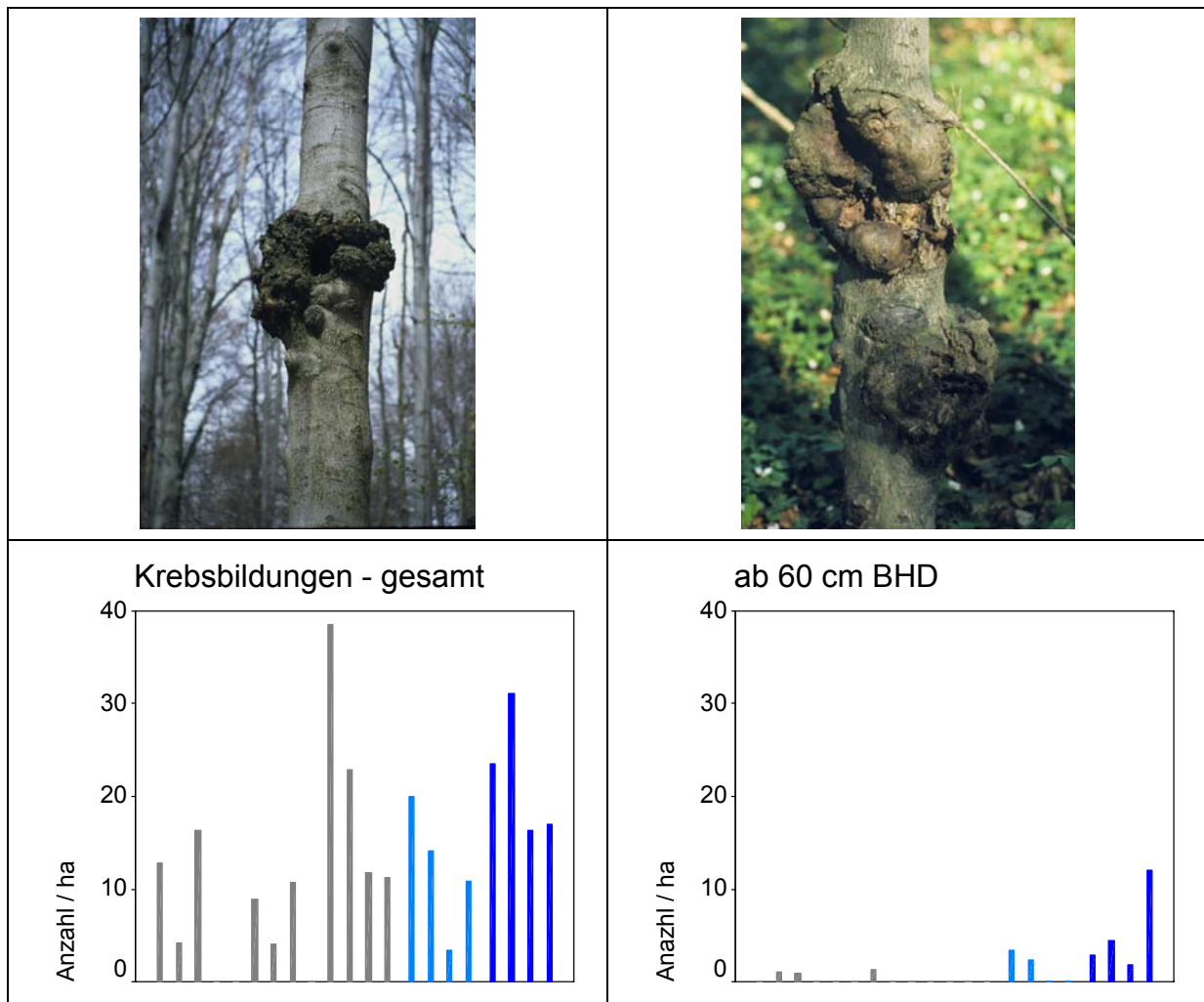
**Abb. 3.67:** Rindentaschen ohne Mulm (S17);

**links oben:** Foto einer Rindentasche ohne Mulm (M. PAULAT); **unten:** Vorkommen von Rindentaschen ohne Mulm in den Untersuchungsflächen nach Probekreislaufnahmen [Anzahl/ha]; **links:** Bäume ab 2 cm BHD; **rechts:** Bäume ab 60 cm BHD.

Farbegebung: grau - Wirtschaftswälder w1 bis w13, hellblau - Referenzflächen <20 Jahre unbewirtschaftet: k1 bis k3, dunkelblau - Referenzflächen >50 Jahre unbewirtschaftet: r1 bis r3 und r3\_ha; genaue Bezeichnung der Untersuchungsflächen siehe Kap. 2.1.3, Tab. 2.1.

Auch das Vorkommen der kleinen Sonderstruktur *Rindentasche ohne Mulm* ist in den r50-Referenzflächen häufiger als in den Wirtschaftsflächen (alle Bäume:  $p = 0,009$  bzw. ab 60 cm BHD:  $p = 0,005$ ), wobei die Zahlen stark schwanken (Abb. 3.67). In der Fläche *Serrahn r1* und in der Hektaraufnahme des *Faulen Ortes r3\_ha* liegt die Dichte mit etwa 10 (alle Bäume) bzw. 6 (ab 60 cm BHD) Taschen/ha nur im oberen Bereich der Wirtschaftswälder. In den *Heiligen Hallen r2* kommen mit über 30 Rindentaschen/ha mit Abstand die meisten vor.

## S18 Krebsbildungen



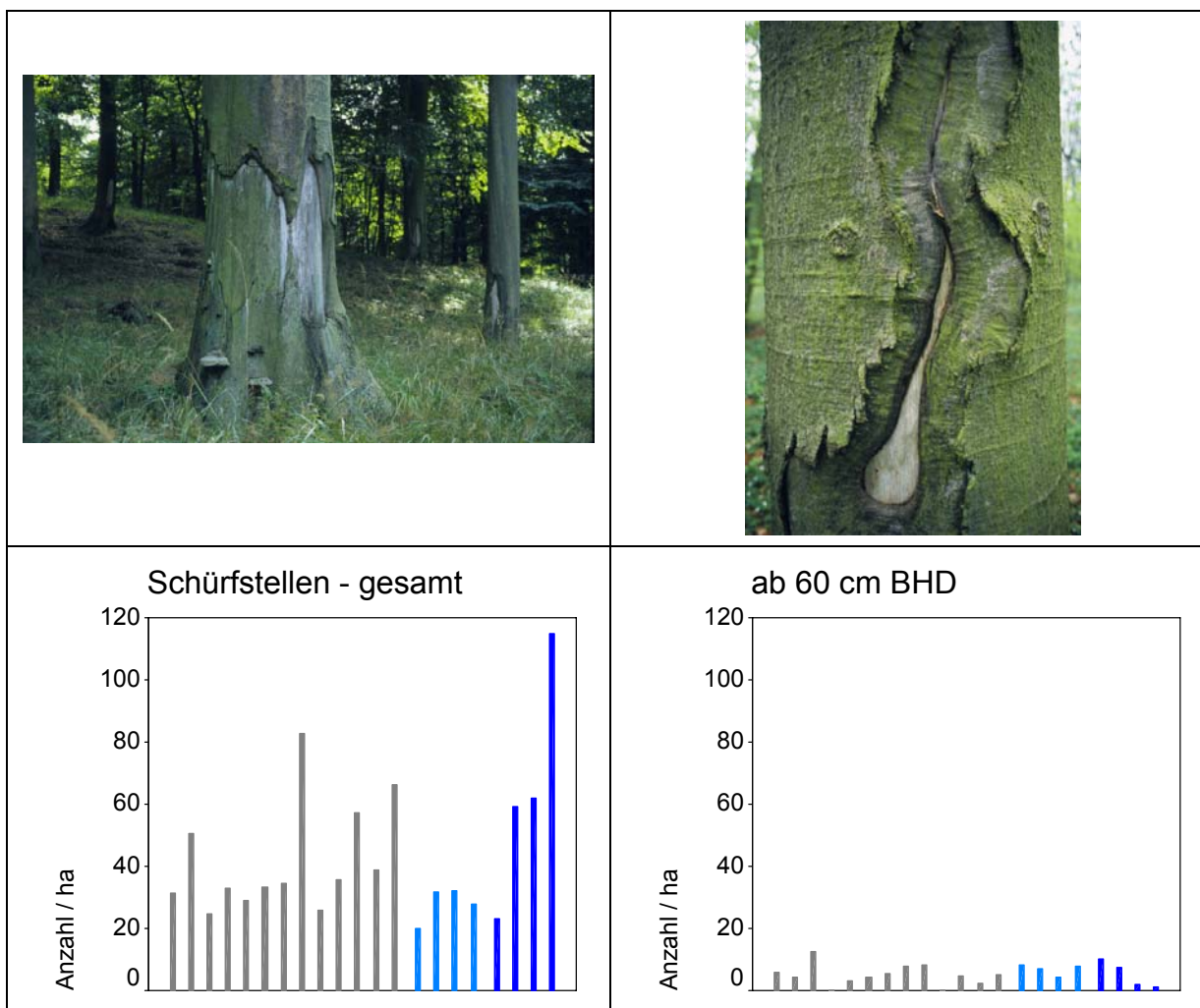
**Abb. 3.68:** Krebsbildungen (S18);

**links und rechts oben:** Fotos von Krebsbildungen (S. WINTER, M. PAULAT); **unten:** Vorkommen von Krebsbildungen in den Untersuchungsflächen nach Probekreisaufnahmen [Anzahl/ha]; **links:** Bäume ab 2 cm BHD, **rechts:** Bäume ab 60 cm BHD.

Farbgebung: grau - Wirtschaftswälder w1 bis w13, hellblau - Referenzflächen <20 Jahre unbewirtschaftet: k1 bis k3, dunkelblau - Referenzflächen >50 Jahre unbewirtschaftet: r1 bis r3 und r3\_ha; genaue Bezeichnung der Untersuchungsflächen siehe Kap. 2.1.3, Tab. 2.1.

Kleinere Krebsbildungen kommen in fast allen Wirtschaftswäldern und allen untersuchten Referenzwäldern vor (Abb. 3.68). In den beiden 1-Hektaraufnahmen *Haussee w4*, *Brüsenwalde w5* und in der Fläche *Temmen w9* konnten keine Krebsbildungen nachgewiesen werden. Trotz der hohen Wertespanne (0-38) unterscheidet sich das Krebsvorkommen der Wirtschaftswälder signifikant von den alten Referenzflächen ( $p = 0,027$ ). Der Unterschied wird bei den Bäumen ab 60 cm BHD noch deutlicher ( $p = 0,001$ ). Während nur noch drei von 13 Wirtschaftsflächen Krebsbildungen vorkommen, sind noch in allen langfristigen Referenzflächen bis zu 12 verkrebste Bäume/ha vorhanden.

## S19 Schürfstellen



**Abb. 3.69:** Schürfstellen (S19);

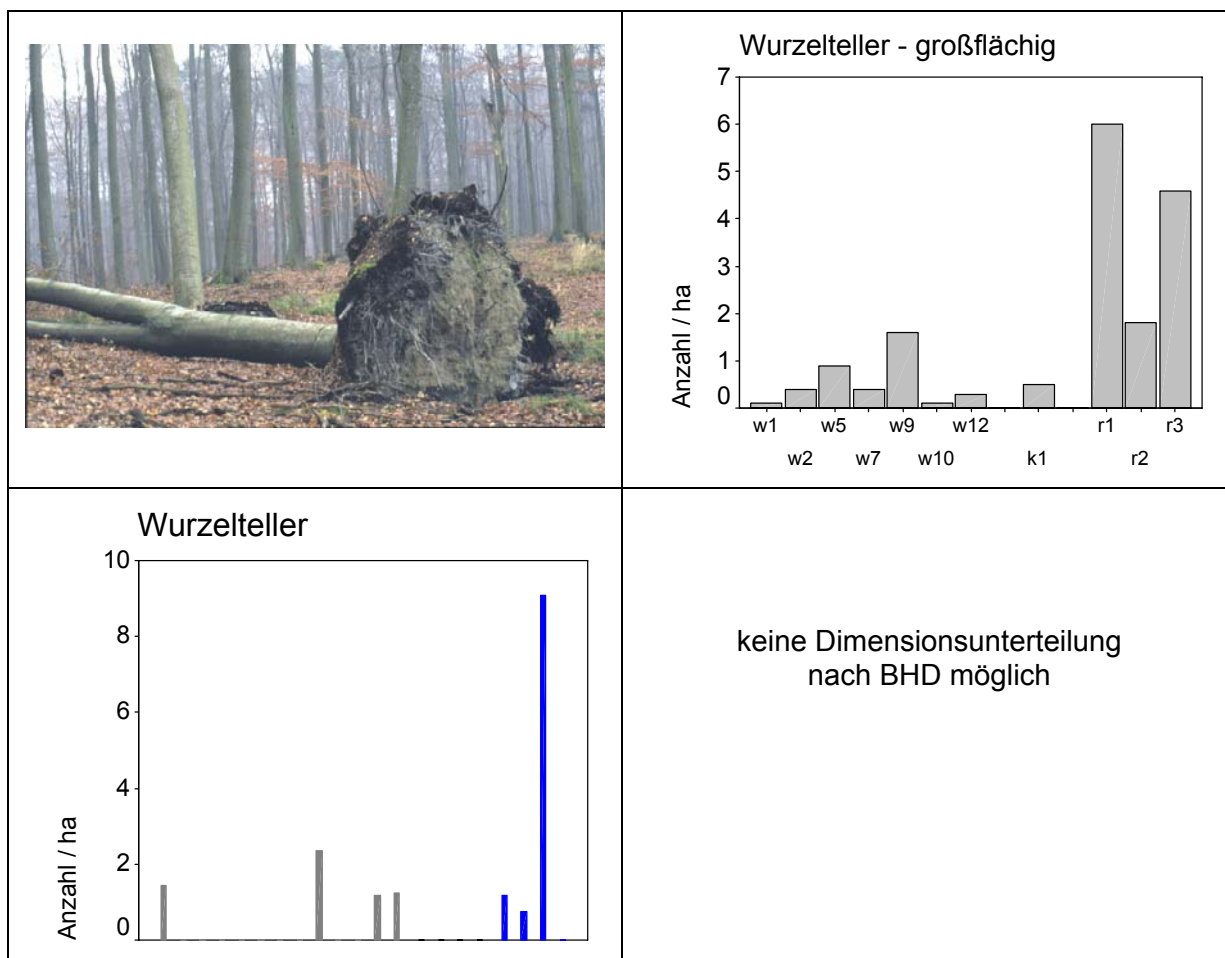
**links und rechts oben:** Fotos von Schürfstellen (S. WINTER, M. PAULAT); **unten:** Vorkommen von Schürfstellen in den Untersuchungsflächen nach Probekreisaufnahmen [Anzahl/ha]; **links:** Bäume ab 2 cm BHD; **rechts:** Bäume ab 60 cm BHD.

Farbgebung: grau - Wirtschaftswälder w1 bis w13, hellblau - Referenzflächen <20 Jahre unbewirtschaftet: k1 bis k3, dunkelblau - Referenzflächen >50 Jahre unbewirtschaftet: r1 bis r3 und r3\_ha; genaue Bezeichnung der Untersuchungsflächen siehe Kap. 2.1.3, Tab. 2.1.

Die Schürfstellen stellen nach den Sonderstrukturen „weitere pilzbesiedelten Bäume“ und „Risse & Spalten“ die dritte Sonderstruktur dar, die nach den Probekreisaufnahmen in Wirtschafts- wie Referenzflächen statistisch gleich häufig ist. Mit 24-73 Schürfstellenbäume/ha kommen in den Wirtschaftswäldern und mit max. 116 in der r50-Fläche *Fauler Ort* r3\_ha generell relativ viele oberflächliche Rindenverletzungen an den Baumstämmen vor (Abb. 3.69).

Die Anzahl von Bäumen mit Schürfstellen ab 60 cm BHD liegen mit nur einer Ausnahme unter 10 Stück/ha. Der Vorkommensschwerpunkt dieser Struktur liegt bei den schwächeren Stämmen, da diese Bäume in den Wirtschaftswäldern wohl überwiegend durch Nutzung und in den Referenzflächen durch Absterben verschwinden.

## S20 Wurzelteller



**Abb. 3.70:** Wurzelteller (S20);

**links oben:** Foto eines Wurzeltellers (M. PAULAT); **rechts oben:** Ergebnisse der 10-ha-Aufnahme, nur die Flächen w1, w2, w4, w7, w9, w10, k2, r1, r2 und r3 wurden kartiert; **unten:** Vorkommen von Wurzeltellern in den Untersuchungsflächen nach Probekreislaufnahmen [Anzahl/ha].

Farbgebung: grau - Wirtschaftswälder w1 bis w13, hellblau - Referenzflächen <20 Jahre unbewirtschaftet: k1 bis k3, dunkelblau - Referenzflächen >50 Jahre unbewirtschaftet: r1 bis r3 und r3\_ha; genaue Bezeichnung der Untersuchungsflächen siehe Kap. 2.1.3, Tab. 2.1.

In der überwiegenden Zahl der Wirtschaftswälder kommen keine oder nur sehr wenige Wurzelteller vor (Abb. 3.70). Nach der großflächigen Kartierung sind Wurzelteller in den r50-Flächen höchst signifikant häufiger als in den Wirtschaftswäldern. Aus den Probekreislaufnahmen liegen für eine statistische Überprüfung zu wenig Werte vor.

Innerhalb der Wirtschaftswälder wurden in der Fläche *Melzow w9* am meisten Wurzelteller nachgewiesen. Da der Bestand durch den Anfang der 1990er Jahre gestoppten Großschirmschlag destabilisiert wurde, sind die Bäume teilweise – noch gefördert durch die kuppige Lage – dem Windeinfluss relativ ungeschützt ausgesetzt. Die Großschirmschlagfläche *Brüsenwalde w5* nimmt den zweiten Platz ein. Durch den Großschirmschlag sind anfänglich noch mehr Wurzelteller entstanden, doch durch die schon Jahrzehnte andauernde Freistellung sind sie bereits soweit erodiert, dass sie die Aufnahmeschwelle von 120 cm Höhe inzwischen überwiegend unterschritten haben.

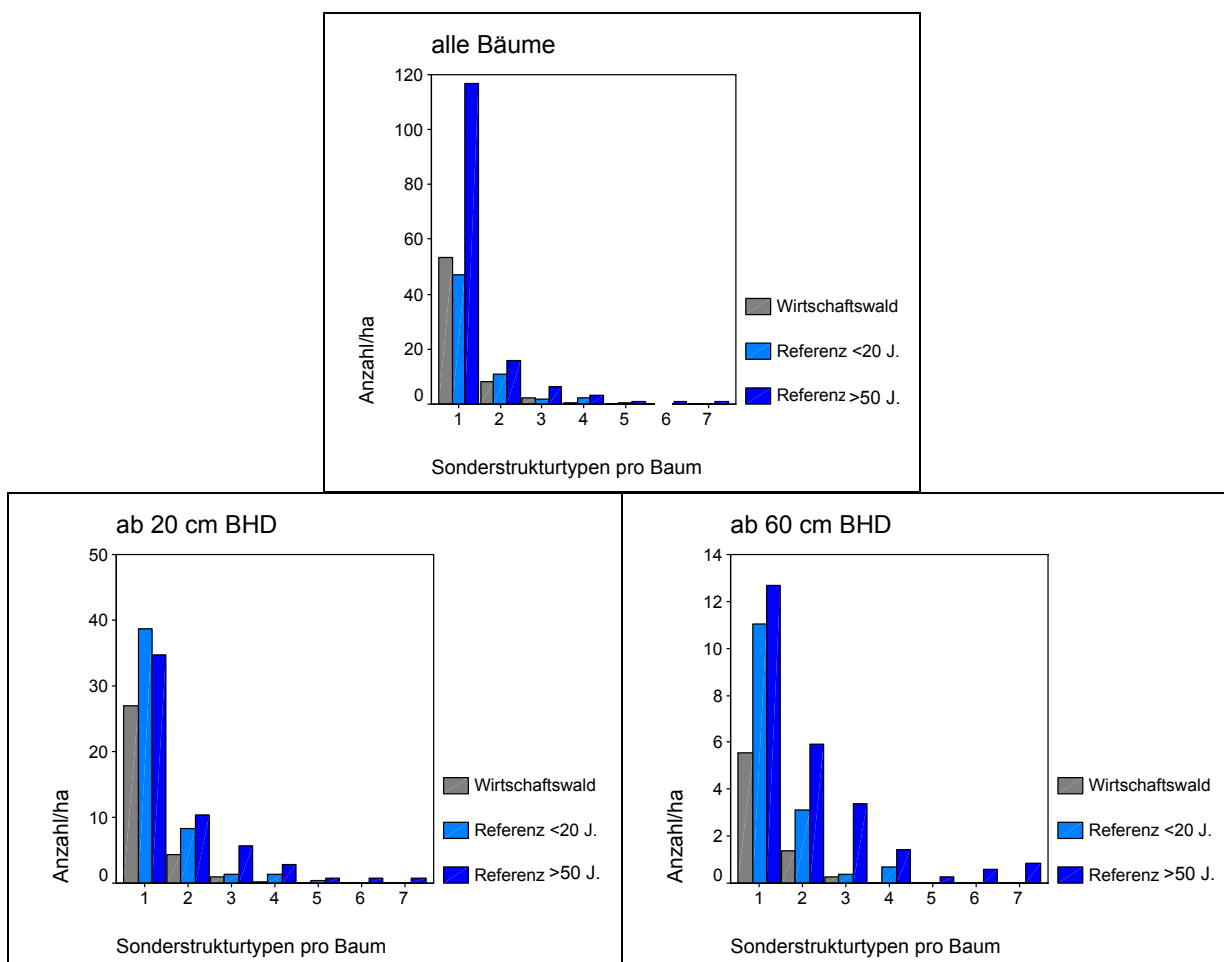
In der seit etwa 50 Jahren unbewirtschafteten Flächen *Serrahn r1* kommen nach den Probekreislaufnahmen weniger als zwei Wurzelteller/ha vor, während nach der großflächigen Aufnahme sechs Wurzelteller/ha vorkommen. Diese große Differenz entsteht durch die



kleinräumige Häufung von Wurzeltellern durch vom Wind geworfene Bäume. Während in den fünf kartierten Hektaren solche Wurzeltellerkonzentrationen lagen, traten über die gesamte Untersuchungsfläche verteilt bedeutend weniger Wurzelteller auf. Somit stehen diese Werte aufgrund der ungleichmäßigen Verteilung der Wurzelteller in keinem Widerspruch zueinander.

### 3.1.4.3 Multistrukturbäume

Etwa 20 % (16,8-24,3 %) der Sonderstrukturbäume besitzen mehr als eine Sonderstruktur, unabhängig davon, ob der Baum in einer Wirtschafts- oder Referenzflächen steht. Ein Unterschied zwischen den Flächentypen ergibt sich allerdings, wenn die Daten erst für Bäume ab 20 cm BHD betrachtet werden. Die Wirtschaftsflächen weisen hier 20 % weniger Multistrukturbäume auf als die r50-Flächen (38,2 %). Die k20-Flächen liegen mit 22,7 % nahe an dem Wert der Wirtschaftsflächen. Wird der Datensatz auf Strukturbäume ab 60 cm BHD reduziert, vergrößert sich der Abstand zwischen den Wirtschafts- bzw. k20-Flächen von den r50-Flächen nochmals. In den Wirtschafts- und k20-Flächen besitzen nur noch etwa ein Viertel der Strukturbäume mehrere Sonderstrukturen (23,8 % bzw. 27,3 %), während in den r50-Flächen fast die Hälfte aller Sonderstrukturbäume (49,4 %) mehr als eine Sonderstruktur aufweist.



**Abb. 3.71:** Multistrukturbäume; oben, unten links und rechts: Sonderstrukturbäume mit 1-7 verschiedenen Strukturen [Anzahl/ha] ab 2, 20 und 60 cm BHD, getrennt nach Wirtschafts-, kurz- und langfristig unbewirtschafteten Wäldern.

Zudem kommen in den r50-Flächen an 1,4 Bäumen/ha mehr als 4 Sonderstrukturen vor. In den Wirtschaftsflächen wurden keine Sonderstrukturbäume mit mehr als drei Strukturen

festgestellt. Im Durchschnitt besitzt ein Sonderstrukturbaum ab 60 cm BHD in den r50-Flächen fast doppelt so viele Strukturen wie ein Sonderstrukturbaum in den Wirtschaftswäldern (2,0 bzw. 1,3 Sonderstrukturen/Baum).

Sonderstrukturbäume besitzen aber trotzdem in der Regel nur eine Sonderstruktur pro Baum (Abb. 3.71). In den r50-Flächen kommen aber nicht nur Bäume mit einer Sonderstruktur, sondern bei jeder BHD-Begrenzung und auch hinsichtlich der steigenden Anzahl von Sonderstrukturen an einem Baum stets mehr Bäume vor als in den Wirtschafts- und k20-Flächen. Da angenommen werden kann, dass das zeitgleiche Vorkommen verschiedener Sonderstrukturen nicht nur zu unterschiedlichen Nischen, sondern auch zu unterschiedlichen Konkurrenzverhältnissen der besiedelnden Bakterien, Viren, Pilze, Insekten innerhalb des Baumes führt, kann angenommen werden, dass die Multistrukturbäume die Lebensraumvielfalt im Vergleich zum Vorkommen singulärer Sonderstrukturen vergrößern.

#### 3.1.4.4 Teildiskussion: Sonderstrukturen

„Eine lange Evolutionsgeschichte verbindet die Bewohner der Waldökosysteme zu unüberschaubar verschachtelten und vernetzten Abhängigkeits- und Beziehungsgefügen“ (MÖLLER 1994a). Die ökologische Nische einer Art kann modellhaft als n-dimensionaler Raum aufgefasst werden, dessen Achsen die einzelnen Ressourcen bilden (HUTCHINSON 1957). HUTCHINSON (1957) verstand in seinem heute allgemein akzeptierten Nischenkonzept alle abiotischen (Temperatur, Wasser etc.) und biotischen (Nahrung, Brutplatz etc.) Faktoren als separate Nischendimensionen, wobei „die Gesamtheit der Möglichkeiten einer Art als die Fundamentalnische und die eingeschränkte Nische, in der die Existenz einer Population möglich ist, als Realnische“ (BEGON et al. 1996) bezeichnet wurde.

Mangels Kenntnis der genauen Lebensansprüche xylobionter Arten können niemals alle n-Variablen überblickt, geschweige denn erfasst werden (SCHMITT 1992). Dennoch lassen sich unter den herrschenden Klimabedingungen des Tieflandes wichtige Einzelstrukturen des Buchenwaldes beschreiben, wo die holzbewohnenden Lebewesen ihre ökologische Nische finden. Diese Einzelstrukturen werden im Folgenden als Sonderstrukturen bezeichnet, die meist eine Kombination aus verschiedenen Faktoren darstellen. Eine Höhle mit Mulmkörper stellt beispielsweise einen vor der Witterung weitestgehend geschützten Raum mit spezifischen Feuchtigkeits- und Temperaturverhältnissen dar. Die vermulmte Höhle gewährleistet eine räumliche Nähe von Nistmaterial, vermorschten Innenwänden der Stammhöhle und Pilzmycelien, in der auch einige der gefährdetsten Großinsekten Mitteleuropas wie der Eremit *Osmoderma eremita* ihre Realnische finden können (MÖLLER 1994a).

Unsere jetzige rechnende deutsche Forstwirtschaft nivelliert den Wald in einer Art, dass man in kurzer Zeit nichts mehr sehen wird als geschlossene, gleichmäßige Stangenhalter oder schwache Baumhölzer höchstens, wenn man nach den haubaren Beständen fragt. Mögen allenfalls die alten Bestände geopfert werden, aber die Aufopferung einzelner schöner und merkwürdiger Bäume an viel besuchten Wegen in schönen Landschaften, an Punkten, welche von menschlichen Wohnungen aus sehr in das Auge fallen, zu verhindern, sollte möglich sein. Das materielle Bedürfnis gestattet immer weniger, dem Sinn für das Schöne in der Waldwirtschaft Raum zu geben. Erst verschwinden die herrlichen großen alten Bäume, dann die malerischen einzelnen Baumgruppen, zuletzt verdrängt die einförmige Kiefer das freundliche lebendige Laubholz. ... Nichts hat die Poesie des Waldes mehr getötet, als das Umerspähnen nach jedem Spechtloch und jedem dünnen Ast, jedem mit Flechten bedecktem Wipfel, um den Baum, der ihn trägt, als zurückgehend zu benutzen.

PFEIL (1834), Direktor der preußischen Forstakademie in Eberswalde von 1829 bis 1858

Wichtige Charakteristika des lebenden Buchenbestandes (Kap. 3.1.2) und des Totholzes (Kap. 3.1.3) wurden bereits dargestellt. Sonderstrukturen können an lebenden wie an toten Bäumen vorkommen (Kap. 2.2.3.4, Tab. 2.15) und stellen individuelle Baumcharakteristika dar, die über die allgemeine Beschaffenheit des Baumes (Höhe, Durchmesser, Qualitätsmerkmale, Totholztyp, Zersetzungsgrad etc.) hinausgehen.

MÖLLER (1991, 1994) hat eine Habitatklassifikation erstellt, die Ausgangspunkt für die Ableitung der Sonderstrukturtypen war (Tab. 3.24). Die Aufnahme von Sonderstrukturen stellt einen Versuch dar, die Lebensraumvielfalt des Waldes über gängige forstliche Bestandesparameter hinaus zu erfassen und hinsichtlich des Erhalts der Tiefland-Buchenwaldbiozönose zu präzisieren. Trotzdem ist das Vorkommen einer Sonderstruktur nur ein Versuch der klassifizierten Erfassung der von HUTCHINSON (1957) beschriebenen „Fundamentalnische“. Eine Gleichsetzung von Sonderstrukturen mit dem Vorkommen bestimmter, seltener, aber typischer Buchenwaldarten ist nicht möglich, da die Struktur nur ein einzelner, wenngleich wichtiger Faktor des Habitatanspruchs ist, die tatsächliche Besiedlung z. B. aber auch vom räumlichen Kontext (Häufigkeit, Erreichbarkeit) der Struktur oder den lokalklimatischen Bedingungen abhängt. Es gibt allerdings eine hohe Korrelation zwischen den beschriebenen Strukturen und dem Vorkommen von Arten oder Artengruppen (Kap. 4.2).

**Tab. 3.24:** Klassifizierung des Totholzlebensraumes nach den Lebensraumansprüchen der xylobionten Insekten und Pilze, die über die Totholztypen und -zustandstypen hinausgeht (Kap. 3.1.3.1.3 und Kap. 3.1.3.6.3).

<b>Nischenklassifikation nach MÖLLER (1991, 1994)</b>	<b>Nischentyp = Sonderstruktur</b>	<b>Sonderstrukturnummer</b>
1. Holzinsekten und Holzpilze – ein Netz von Abhängigkeiten	- Zunderschwammbäume	1
	- Baumschwammbäume	2
	- weitere pilzbesiedelte Bäume	3
2. die Bindung von Insekten an lebende, anbrüchige Bäume	- Teilkronenbrüche	4
	- Zwieselabbrüche	6
	- Ersatzkronenbäume	8
	- Blitzrinnen	9
	- Risse & Spalten	10
	- Vitalität 4 » keine Sonderstruktur: siehe Kap. 3.1.2.6	
3. Baumhöhlen – der Bezug zwischen Insektenfauna, höhlenbrütenden Vögeln und Säugetieren	- Specht- und ‚Natur‘höhlen	12
	- Höhlenetagen	13
	- ausgehöhlte Stämme	14
	- Höhlen mit Mulmkörper	15
4. die Fauna der Saffflüsse und der frischen Rinden	- Schürfstellen	19
5. die Bedeutung austrocknender bzw. frisch abgestorbener Hölzer für eine spezifische Fauna und Pilzflora	- Kronenbrüche	5
	- (Stammbrüche)	(7)
	- aufgesplitteter Stamm	11
6. carnivore, parasitoide und parasitische Holzinsekten; die Gastfauna von holzwohnenden Ameisen & solitäre Bienen und Grabwespen als Holzbrüter	Diese Habitate stellen keine strukturell erfassbaren Parameter dar.	
7. organische Substanz hinter Rinden und im Trockenholz	- Mulmtaschen	16
	- Rindentaschen ohne Mulm	17
	- Krebsbildungen	18
8. Überwinterer und andere Strukturnutzer	- weiches Totholz	(7)
	- Wurzelteller	20



Die Sonderstrukturen wurden an den Rasterpunkten in 500 m<sup>2</sup>-Probekreisen und zusätzlich großflächig auf je 10 ha im Wirtschaftswald und in den k20-Flächen sowie auf 5 ha in den r50-Flächen (Methodik Kap. 2.2.3.4) kartiert, um die Qualität der Sonderstrukturaufnahme als Stichprobenverfahren in Probekreisen überprüfen zu können.

Komplexe Arbeiten über das Vorkommen von Sonderstrukturen gab es bisher nicht. In wenigen Untersuchungen wurden bisher die meist als Kleinstrukturen bezeichneten Besonderheiten kartiert, die aber wie bei DETSCH (1999) nur hinsichtlich der Wurzeltelleraufnahme eine Übereinstimmung mit den hier definierten Sonderstrukturen zeigen. Obwohl oder gerade weil DETSCH (1999) darauf verweist, dass neben der Vegetation die strukturelle Vielfalt an Mikrohabitaten das wichtigste Kriterium für die Naturnähe von Wäldern ist, ist die Auswahl der von ihm kartierten Kleinstrukturen mehr als fraglich. Neben thematisch sinnvoll ausgewählten Strukturen wie Totholz, Bäumen >80cm BHD und vertikale Wurzelteller werden verschiedene anthropogen geschaffene Parameter wie das Vorkommen von Holzpoltern, Hochsitzen, Forst- und Rückewegen, Einzäunungen und Gräben als Kartierparameter angegeben, die höchstens geeignet sind, eine gewisse Abweichung von der Naturnähe zu beschreiben. Eine positive Bedeutung für eine naturnahe Biozönose haben diese Strukturen allerdings nicht.

Die meisten Arbeiten sind Untersuchungen oder auch nur Beschreibungen von einzelnen Sonderstrukturen (Verzwieselung, Buchenkrebs), die sich häufig aus Nutzungssicht mit diesen Wuchsformen beschäftigen (GROSENBAUGH 1981, KASTL 1982, LEDER & HILLENBRAND 2001, METZLER & MEIERJOHANN 2001), oder sie beinhalten Ergebnisse aus der Naturwaldforschung, die sich aber nur auf kurze unbewirtschaftete Zeitspannen beziehen (RICHTER 1990, NATIONALPARKVERWALTUNG BAYERISCHER WALD 1995, SCHULZ 1996).

Trotz ausgiebiger Recherche konnte zu 11 von 20 Sonderstrukturen keine relevante Literatur gefunden werden, wenn man von den für die Definition grundlegenden entomologischen Arbeiten von MÖLLER (1991, 1994 und 2000, siehe Methodendiskussion Kap. 4.1.1.4) absieht. Zu den Sonderstrukturen (Teil-)Kronenbrüche, Stammbrüche am lebenden Baum, Ersatzkronenbäume, Risse & Spalten, Blitzzinnen, Höhlenetagen, Bäume mit ausgehöhltem Stamm, Höhlen mit Mulmkörper, Mulmtaschen und Rindentaschen ohne Mulm finden sich Literaturerwähnungen höchstens im Rahmen der Beschreibung von Lebensräumen xylobionter Insekten- und Pilzarten (unter vielen: VITÉ 1952, HORION 1941-1974, KOCH 1989, KÖHLER 1996, THUNES & WILLASSEN 1997) sowie von Fledermäusen (MESCHÉDE 2000) oder in beschreibenden Arbeiten außerhalb der Verbreitung von *Fagus sylvatica* (z. B. Ersatzkronen an *Larix sibirica*, VLASENKO 1996, und *Pseudotsuga menziesii*, GRUBER & SOWITZKI 1995, oder Stammbrüche an lebenden Fichten, BAUCKER et al. 1996).

Obwohl zu den Themenkomplexen Zwieselabbruch (bzw. Verzwieselung, BOLVANSKY 1980/81), Aufsplitterung des Stammes, Besiedlung mit *Fomes fomentarius* (KUTSCHEIDT & SCHMITZ 1994), mit *Fomitopsis pinicola*, weitere pilzbesiedelte Bäume (ROSNEV & STOICHEV 1985), Höhlenbäume (FRANK 2002), Schürfstellen (KRIZAJ 1993), Krebse (PARKER 1975), Wurzelteller (FENWICK 1996, TAEGER 2000) durchaus eine reichhaltige Literatur vorhanden ist (genannt wurden hier nur Arbeiten, die sich auf *Fagus sylvatica* beziehen), gibt es keine nutzbaren quantitative Daten, die einen diskutierenden Vergleich der vorgestellten Sonderstruktursergebnissen ermöglichen würde.

Einzig in zwei Diplomarbeiten (CONRAD & KUKULKA 2001, BARTELS 2004), die allerdings im Zusammenhang mit der vorgelegten Arbeit entstanden sind, erfolgte die Aufnahme der Sonderstrukturen in vergleichbarer Weise. Die Daten von CONRAD & KUKULKA (2001) sind, da sie die Kernflächenaufnahme im *Faulen Ort r3\_ha* umfassten, direkt in die Auswertung der Sonderstrukturen eingeflossen. BARTELS (2004) hat eine Sonderstrukturaufnahme im Urwald Bialowiezas, in dem *Fagus sylvatica* nicht vorkommt, durchgeführt und herausgefunden, dass der Strukturreichtum quantitativ ähnlich ist. Manche Einzelstrukturen wie

Ersatzkronen, Zwieselabbrüche und Zunderschwammbe­sie­dlung (der Schwäche- und Wundparasit *Fomes fomentarius* kommt hauptsächlich an Buchen vor) konnten allerdings nicht so häufig wie in den Tiefland-Buchenwäldern nachgewiesen werden und drei Strukturen (Schäl­bäume, Bäume mit abgestorbener Krone und Bäume mit offenen Stammfü­ßen) wurden neu in die Kartierung aufgenommen, da sie in hoher Stetigkeit im Urwald Bialowieza nachweisbar waren.

Darüber hinaus wurde eine Sonderstrukturkartierung im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin (Oberförsterei Mil­mersdorf) in einem Buchen-Altbestand (16 ha) durchgeführt (BÖHLER 2002). An 12 % des Bestandesvorrates wurden Sonderstrukturen (18 Sonderstruktur­bäume/ha) ermittelt. Da die Aufnahmemethodik zwar von der hier vorgestellten (Kap. 2.2.3.4) inspi­riert wurde, aber leicht davon abweicht, ist ein direkter Vergleich nicht möglich. Z. B. wurden Fällschäden nicht als Schürfstellen kartiert. Da die Fällschäden aber einen erheblichen Anteil der Sonderstrukturen im Wirtschaftswald darstellen (Abb. 3.69) ist das Ergebnis am ehesten mit der großflächigen Sonderstrukturkartierung (Abb. 3.50), bei der auch keine Schürfstellen berücksichtigt wurden, vergleichbar, was dem Bestand eine deutlich über andere Wirtschaftswälder (<10 Struktur­bäume/ha) hinausgehende Strukturvielfalt bescheinigen würde. Obwohl die absoluten Zahlen kaum vergleichbar sind, zeigt die Studie von BÖHLER (2002), dass anhand der Sonderstrukturkartierung ein fein differenziertes Bild der ökologischen Ausstattung eines Buchenwaldes möglich ist. So konnte eine hohe Ausstattung mit großen Kronenbrüchen (4,34 Bäume/ha), mit Mulmkörpern (1,1 Bäume/ha) und Höhlenetagen (2,72 Bäume/ha) nachgewiesen werden, die zu den Hauptstrukturen für seltene Xylobionte gehören.

#### **Fazit:**

##### 1. Einfluss forstlicher Bewirtschaftung:

19 von 20 Sonderstrukturen kommen im Wirtschaftswald signifikant seltener als in lang­fristig unbewirtschafteten Flächen vor, wobei der Unterschied sich nicht immer auf den gesamten Datensatz ab 2 cm BHD, sondern z. T. auf BHD-Grenzen von 20 oder 60 cm BHD bezieht. Die Unterschiede konnten teilweise nur anhand der Probekreis­aufnahmen oder anhand der flächigen Sonderstrukturkartierung nachgewiesen werden (Tab. 4.4).

##### 2. Indikatoren für naturnahen Tiefland-Buchenwald:

11 der Sonderstrukturen, die in den r50-Flächen bedeutend häufiger als in den Wirtschaft­flächen vorkommen, können als Struktur-Indikatoren vorgeschlagen werden: siehe Kap. 4.3.2 *Ableitung von Naturwaldstrukturen aus den Ergebnissen der Sonderstruktur­kartierung und Zielgrößen für naturnahe Waldbewirtschaftung.*

## 3.2 Vegetation

Die Vegetationsaufnahmen wurden zur Festlegung der vorkommenden Buchenwaldgesellschaften in den Untersuchungsflächen und vor allem zur Ermittlung von Unterschieden zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten Flächen analysiert.

Folgende Fragen stehen im Vordergrund:

1. Wie unterscheidet sich die Vegetation der Untersuchungsflächen? ► Kap. 3.2.1 und Anhang V;
2. Was zeichnet die Vegetation eines unbewirtschafteten Waldes im Vergleich zu bewirtschafteten Wäldern aus? Gibt es Referenzwaldcharakteristika? ► Kap. 3.2.2.1;
3. Welchen Einfluss haben Bestandesstrukturen auf die Kraut- und Strauchschicht? ► Kap. 3.2.2.2 und Kap. 3.2.2.3.

### 3.2.1 Waldgesellschaften

Alle Bestände der Untersuchungsflächen gehören der Klasse Querco-Fagetea, den artenreichen eurosibirischen Falllaubwäldern an (Tab. 3.25, Anhang V). 17 von 20 vegetationskundlich untersuchten Beständen können entweder vollständig oder überwiegend dem Waldmeister-Buchenwald *Galio odorati-Fagetum* zugeordnet werden (Tab. 3.25). Anhang V zeigt anhand der vegetationskundlichen Gliederungen verschiedener Autoren (u. a. HOFMANN 1994, RUNGE 1994, FISCHER 1995, SCHMIDT, P. A. 1995, RENNWALD 2000), dass allerdings innerhalb der weit gefassten Assoziation des Waldmeister-Buchenwaldes durchaus Differenzierungen zwischen den Untersuchungsflächen vorkommen.

Nur zwei bewirtschaftete Untersuchungsflächen und die k20-Fläche *Stechlin k1* gehören dem bodensauren Hainsimsen-Buchenwald *Luzulo-Fagetum* an.

Die r50-Flächen gehören zwar dem Waldmeister-Buchenwald an, doch gibt es einen Nährstoffgradienten von *Serrahn r1* über die *Heilige Hallen r2* bis zur nährstoffreichsten Fläche *Fauler Ort r3*.

**Tab. 3.25:** Waldgesellschaften der Untersuchungsflächen (siehe auch Anhang V); (x) teilweise, (!) = Zuordnung aufgrund der spärlichen Vegetationsausprägung unsicher.

Untersuchungsfläche	Waldmeister-Buchenwald <i>Galio odorati-Fagetum</i>	Bodensaurer Hainsimsen- Buchenwald <i>Luzulo-Fagetum</i>
<b>Wirtschaftswälder</b>		
w1 <i>Lüttenhagen</i>	x	(x)
w2 <i>Feldberg</i>	x	
w3 <i>Thomsdorf</i>		x
w4 <i>Haussee</i>	x	
w5 <i>Brüsenwalde</i>	x	
w6 <i>Klaushagen</i>	(!)	
w7 <i>Temmen</i>	x	
w8 <i>Suckow</i>	x	
w9 <i>Melzow</i>	x	
w10 <i>Schwarzes Loch</i>	x	(x)

<i>w11 Senftenthal</i>	x	(x)
<i>w12 Chorin</i>	x	(x)
<i>w13 Eberswalde</i>		x
<b>Referenzflächen &lt;20 Jahre unbewirtschaftet</b>		
<i>k1 Stechlin</i>		x
<i>k2 Grumsin-West</i>	x	
<i>k3 Grumsin-Ost</i>	x	
<i>k4 Heilige Hallen, Erweiterungsgebiet</i>	x	
<b>Referenzflächen &gt;50 Jahre unbewirtschaftet</b>		
<i>r1 Serrahn</i>	(!)	
<i>r2 Heilige Hallen</i>	x	
<i>r3 Fauler Ort</i>	x	

### Teildiskussion: Waldgesellschaften

Die Vergleichbarkeit von Untersuchungsflächen ist eine Grundvoraussetzung für eine sinnvolle Datenanalyse. Deshalb wurden die Waldgesellschaften als Ausdruck der Gesamtheit der Standortverhältnisse ermittelt. Die Homogenität der Untersuchungsflächen kann allerdings treffender als homogene Heterogenität bezeichnet werden, was verdeutlichen soll, dass ein kleinräumiger Standortwechsel bei einer Untersuchung im Jungpleistozän (End- und Grundmoränen) mit Untersuchungsflächen von bis zu 40 ha Größe zwangsläufig normal ist (Beschreibung der Einzelflächen Anhang VI). Die standörtliche Kleinräumigkeit (Moränenhänge, eingelagerte vermoorte Bereiche, Moore, ein Wechsel von sand- und lehmbeeinflussten Böden) ist ein verbindendes Charakteristikum aller Untersuchungsflächen.

Anhand der Waldgesellschaften lassen sich zwei standörtliche Abweichungen zum vorherrschenden Waldmeister-Buchenwald aufzeigen:

1. drei Flächen gehören zum bodensauren, nährstoffärmeren Hainsimsen-Buchenwald (*Thomsdorf w3, Eberswalde w13* und *Stechlin k1*) und
2. die Referenzfläche *Fauler Ort r3* gehört zwar zum Waldmeister-Buchenwald, aber zur reicheren Ausprägung mit eingelagerten Hangquellmooren und Erlen-Eschenbereichen. Es wurden hier allerdings bewusst nur die mineralischen Bereiche untersucht.

Entsprechend werden die Daten der Untersuchungsflächen in den Fällen, in denen der Standort einen Einfluss auf das Analyseergebnis nachweislich hatte oder auch nur haben könnte, von den Datensätzen ausgeschlossen.

Von verschiedenen Autoren wurden die bodensauren, nährstoffarmen Buchenwälder der Ordnung *Quercetalia* zugeordnet (FISCHER 1995, HÄRDTLE et al. 1997, ZERBE et al. 2000, RENNWALD 2000), während andere Autoren die Waldgesellschaft innerhalb der Ordnung *Fagetalia sylvaticae* führen (z. B. ELLENBERG 1986, WILMANN 1989b, RUNGE 1994, SCHMIDT, P. A. 1995, POTT 1996, SCHUBERT et al. 2001: *Carpino-Fagetalia*). Hier wird P. A. SCHMIDT's Argumentation (1995) folgend das *Luzulo-Fagetum* als der Ordnung *Fagetalia sylvaticae* zugehörig betrachtet.

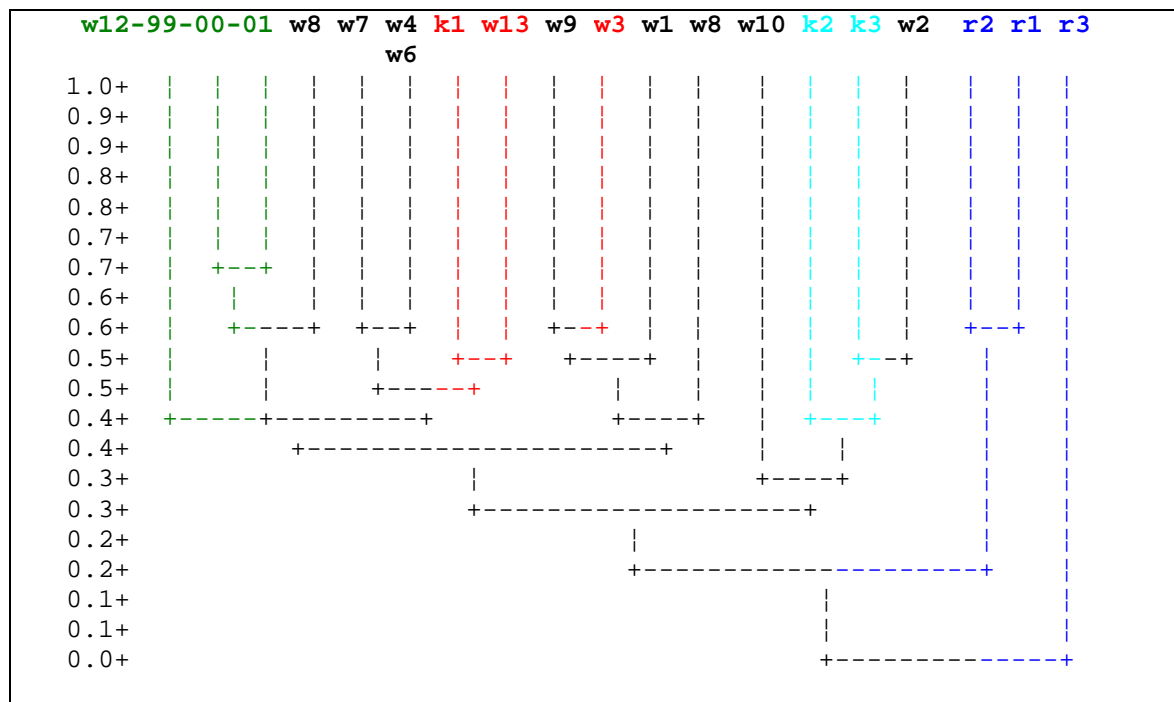
## 3.2.2 Kraut- und Strauchschicht

### 3.2.2.1 Unterschiede zwischen Wirtschafts- und Referenzwäldern

#### 3.2.2.1.1 Artenspektrum

Die Vegetation der r50-Flächen unterscheidet sich von der Artenzusammensetzung bzw. Abundanzverteilung in den Wirtschaftsflächen so sehr, dass nicht nur der standörtlich abweichende *Faule Ort* r3, sondern auch die Referenzflächen *Heilige Hallen* r2 und *Serrahn* r1 anhand der Clusteranalyse von den Wirtschaftsflächen klar separiert werden (Abb. 3.72). Die k20-Flächen unterscheiden sich nicht von den Wirtschaftsflächen, doch wird die große Ähnlichkeit der nebeneinander liegenden Flächen *Grumsin-West* k2 und *Grumsin-Ost* k3 deutlich. Zwei der drei Hainsimsen-Buchenwälder (*Eberswalde* w13 und *Stechlin* k1) sind sich vegetationskundlich sehr ähnlich.

Die drei Aufnahmen in *Chorin* w12, die auf denselben Probekreisen von 1999-2001 (einmal vor und zweimal nach einer Durchforstung) erstellt wurden, besitzen trotz der nach der Durchforstung um mehr als 40 Arten erweiterten Artenliste eine so hohe Ähnlichkeit, dass sie im Dendrogramm beieinander angeordnet werden (Abb. 3.72, links). Das Vorkommen einer Art mit geringer Deckung wird also beim Renkonen-Index nicht überbewertet.



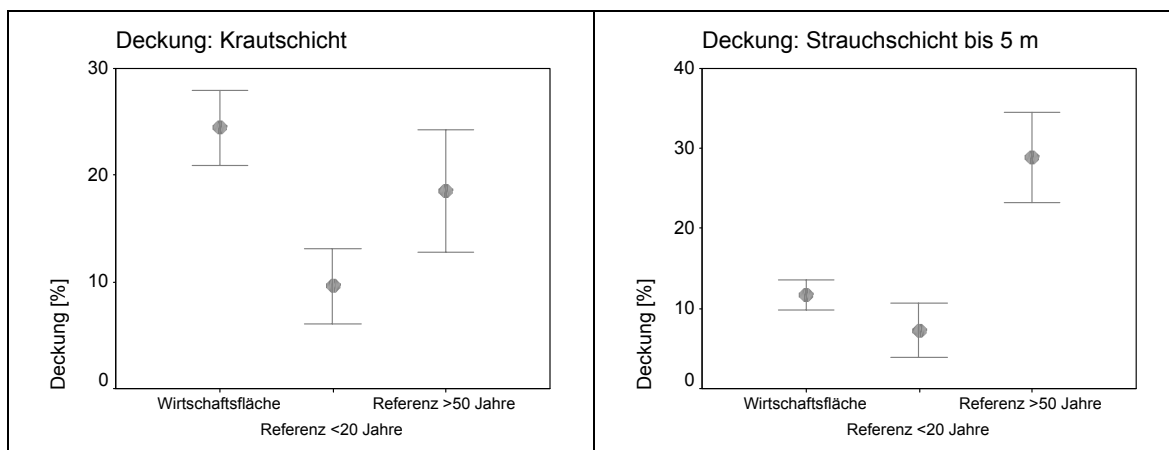
**Abb. 3.72:** Dendrogramm der floristischen Ähnlichkeit (Clusteranalyse: Renkonen-Index, Linkage zwischen den Gruppen); **blau:** Referenzflächen *Serrahn* r1, *Heilige Hallen* r2, *Fauler Ort* r3; **hellblau:** zwei direkt nebeneinander liegende k20-Flächen; **grün:** *Chorin* w12 mit Wiederholungsaufnahmen 1999, 2000 und 2001; **rot:** Untersuchungsflächen, die vollständig zum Luzulo-Fagetum gehören (Tab. 3.25).

Was aber führt zur clusteranalytischen Separierung der Referenzflächen? Was unterscheidet sie von den Wirtschaftsflächen?

Die r50-Flächen besitzen eine geringere durchschnittliche Deckung der Krautschicht und eine bedeutend höhere Deckung der Strauchschicht (Abb. 3.73). Vor allem *Serrahn* r1 und *Heilige Hallen* r2 besitzen eine ausgeprägte Strauchschicht aus *Fagus sylvatica*, wie sie die Wirtschaftswälder so mit Ausnahme der Großschirmschläge nicht aufweisen.

Der *Faule Ort r3* zeichnet sich natürlich aufgrund seiner besonderen standörtlichen Verhältnisse (Tab. 2.1 und Anhang I) durch das Vorkommen von 16 Arten aus, die nur in dieser Untersuchungsfläche zu finden waren: *Aegopodium podagraria*, *Allium vineale*, *Cardamine amara*, *Dentaria bulbifera*, *Equisetum hyemale*, *Gagea lutea*, *Hedera helix*, *Hepatica nobilis*, *Lathraea squamaria*, *Lathyrus vernus*, *Paris quadrifolia*, *Polygonatum multiflorum*, *Pulmonaria obscura*, *Stellaria holostea*, *Ulmus glabra* und *Vicia sylvatica*. Die Kennzeichen dieser Arten sind nach ELLENBERG et al. (1992) hohe Reaktionszahlen von 6 bis 8 (Ausnahme *Allium vineale* und *Hedera helix*, die ein indifferentes Verhalten besitzen) und meist hohe Stickstoffzahlen von 5–8 (Ausnahme *Cardamine amara*: 4, *Hedera helix*: x, *Lathyrus vernus*: 4 und *Vicia sylvatica*: x). Das Vorkommen von *Cardamine amara* zeigt das stellenweise austretende Hangquellwasser an. Die Strauchschicht des *Faulen Ortes r3* weist als einzige Untersuchungsfläche *Fraxinus excelsior* und *Tilia platyphyllos* auf.

Die Referenzfläche *Fauler Ort r3* ist nicht nur durch die besondere Artenzusammensetzung, sondern auch durch die hohe Dominanz von Bingelkraut *Mercurialis perennis* (25 % mittlere Deckung), vom zum Aufnahmezeitpunkt stark bodendeckenden Scharbockskraut *Ranunculus ficaria* (16,5 % mittlere Deckung) und die hohen Deckungsgrade von *Anemone nemorosa* und *A. ranunculoides* gekennzeichnet. *M. perennis* kommt zwar auch in zwei Wirtschaftswäldern (0,9 und 1,4 % Deckung) und *Ranunculus ficaria* sogar in vier Wirtschaftsflächen vor, doch ergibt sich trotzdem nach dem Renkonen-Index keine große Ähnlichkeit zum *Faulen Ort r3*, da die Deckungsgrade (0,001 % bis 0,2 % Deckung) sehr niedrig sind.

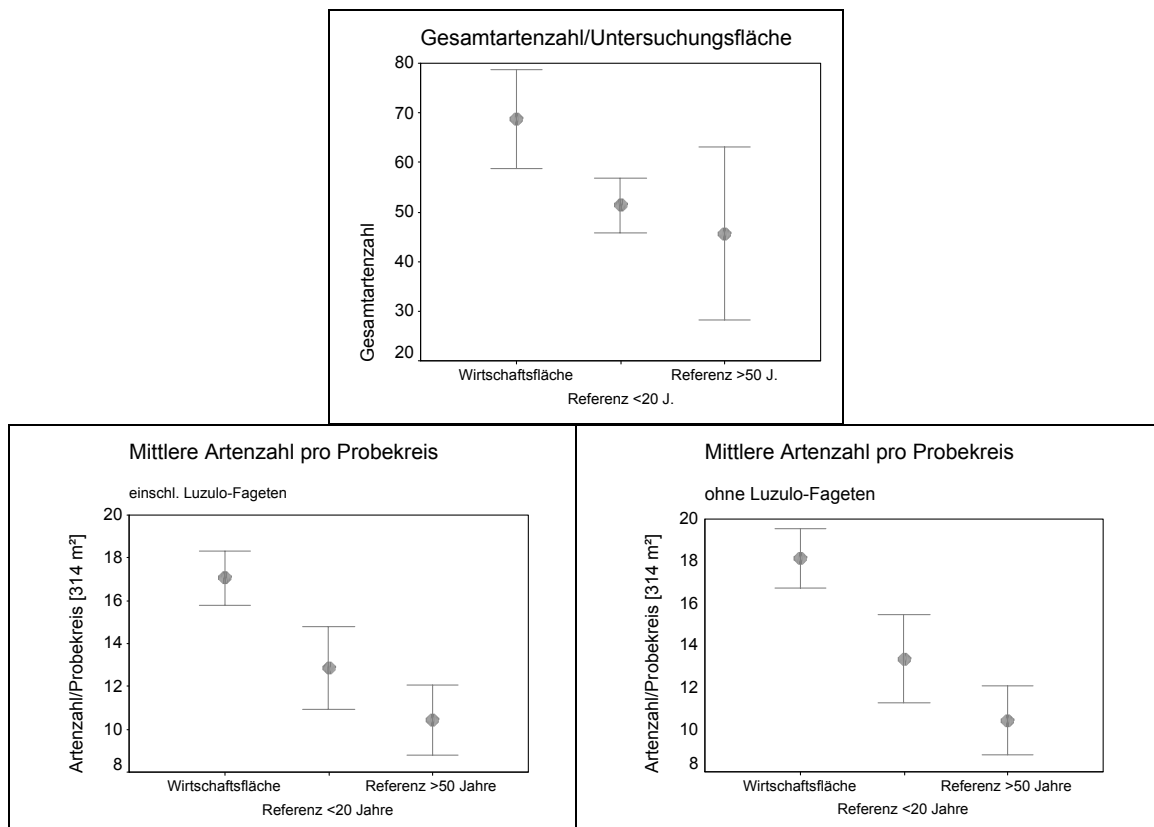


**Abb. 3.73:** Deckungsgrad der Vegetation nach Wirtschafts- und Referenzwäldern getrennt; **links:** Krautschicht, **rechts:** Strauchschicht [Mittelwert  $\pm$  zweifacher Standardfehler]; Anzahl Probekreise: Wirtschaftswald 212, Referenz <20 Jahre 52 und Referenz > 50Jahre 74.

Das Artenspektrum von *Serrahn r1* und *Heilige Hallen r2* unterscheidet sich nicht von der Artenausstattung der Wirtschaftswälder.

In den Wirtschaftswäldern kommen durchschnittlich fast 70 Arten vor, während es in den k20- und r50-Flächen im Mittel weniger als 50 Arten sind (WiWald zu k20:  $p = 0,092$ , WiWald zu r50:  $p = 0,058$ , ohne *Faule Ort r3*  $p = 0,038$ ) (Abb. 3.74).

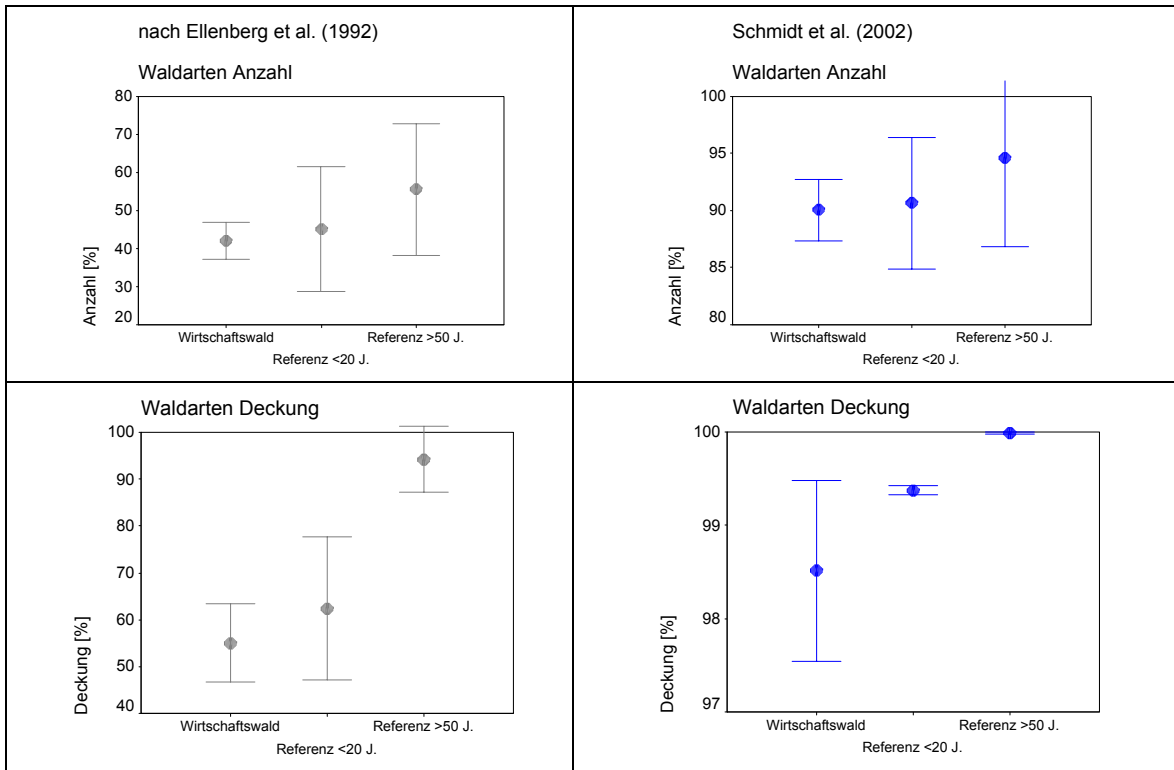
Mit der Dauer des Wirtschaftsverzichts sinkt die mittlere Artenzahl/Probekreis von  $\sim 17$  Arten im Wirtschaftswald über  $\sim 13$  in den k20-Flächen auf  $\sim 10$  in den langfristig unbewirtschafteten Wäldern (Abb. 3.74, unten links). Die Unterschiede sind hoch ( $p = 0,002$ ) und höchst signifikant ( $p = 0,000$ ). Im Waldmeister-Buchenwald liegt die Artenzahl bei etwa 14 Arten (Abb. 3.74, unten rechts). Die bodensauren Hainsimsen-Buchenwälder haben mit 9,9 (*Thomsdort w3*), 10,9 (*Stechlin k1*) und 12,8 (*Eberswalde w13*) niedrigere durchschnittliche Artenzahlen/Probekreis.



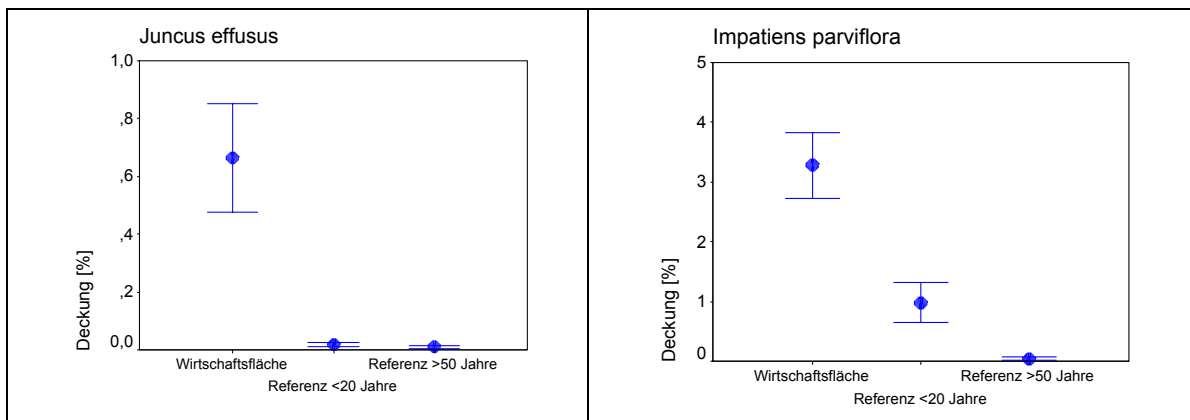
**Abb. 3.74:** Unterschiede der Artenzahlen zwischen Wirtschafts- und Referenzwäldern <20 und >50 Jahren unbewirtschaftet [Mittelwert  $\pm$  zweifacher Standardfehler]; **oben:** Gesamtartenzahl; **unten links:** mittlere Artenzahl/Probekreis einschl. Untersuchungsflächen mit Luzulo-Fagetum; **unten rechts:** mittlere Artenzahl/Probekreis ohne Untersuchungsflächen mit Luzulo-Fagetum.

In den Wirtschaftswäldern kommen mehr Arten, aber weniger Waldarten vor. Die Definition einer Waldart beeinflusst das Ergebnis allerdings deutlich. Nach der Waldarten-Definition von ELLENBERG et al. (1992) liegt der Waldartenanteil in den Wirtschaftswäldern bei nur ca. 40 %, während nach der Waldartendefinition von SCHMIDT, M. et al. (2002) immerhin 90 % der Arten als typische Waldarten bezeichnet werden können (Abb. 3.75, oben). Die Nichtwaldarten kommen in den r50-Flächen nur mit sehr geringen Deckungen vor. So kommen z. B. die vier Nichtwaldarten in *Serrahn r1* (=12,9 % Nichtwaldarten) mit nur 0,02 % der Deckung vor, und auch die 3,28 % Nichtwaldarten im *Faulen Ort r3* (2 Arten) machen nur 0,005 % der Deckung aus. Die Deckung der Waldarten ist deutlich ( $p < 0,001$ ) höher als in den Wirtschaftswäldern, die dort insgesamt nach ELLENBERG et al. (1992) nur knapp über 50 % und nach SCHMIDT, M. et al. (2002) durchschnittlich 98,5 % ausmachen (Abb. 3.75 unten).

12 Arten zeigen signifikant unterschiedliche Deckungen zwischen den Wirtschafts- und Referenzflächen (auf Probekreisniveau), von denen einzig *Anemone nemorosa* in den r50-Flächen häufiger als in den Wirtschaftsflächen vorkommt (Abb. 3.76, 3.77). 11 Arten sind somit in den Wirtschaftswäldern häufiger. Überraschenderweise sind zehn von 12 Unterschieden höchst signifikant, obwohl doch drei recht verschiedene r50-Flächen zusammengefasst werden (*Serrahn r1*: sehr geringe Deckungsgrade und *Fauler Ort r3*: andere Artenzusammensetzung als in *Serrahn r1* und den *Heiligen Hallen r2* sowie hohe Deckungsgrade). Sieben Arten sind nach ELLENBERG et al. (1992) und alle 12 Arten nach SCHMIDT, M. et al. (2002) typische Waldarten.

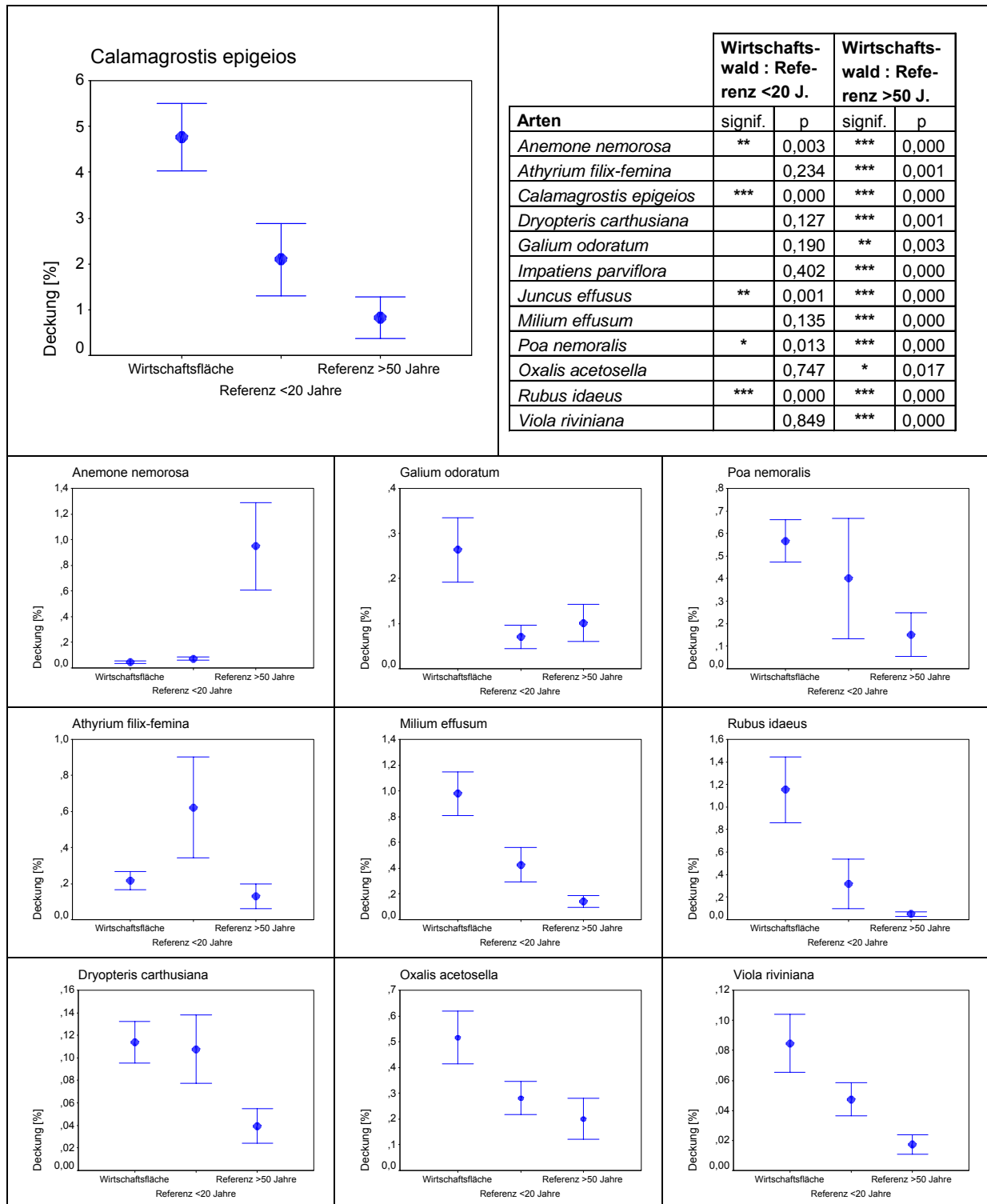


**Abb. 3.75:** Waldarten [%] nach ELLENBERG et al. (1992) und SCHMIDT, M. et al. (2002) in Wirtschafts- und Referenzwäldern <20 und >50 Jahre unbewirtschaftet [Mittelwert ± zweifacher Standardfehler; Werte der r50-Flächen tlw. nicht normalverteilt]; **oben:** Artenzahlen; **unten:** Deckungsgrade.



**Abb. 3.76:** Deckungsgradunterschiede von *Juncus effusus* und *Impatiens parviflora* zwischen Wirtschaftswäldern und den <20 bzw. >50 Jahren unbewirtschafteten Referenzwäldern [Mittelwert ± einfacher Standardfehler]; die Signifikanzwerte siehe Abb. 3.77, oben rechts.





**Abb. 3.77:** Arten mit signifikanten Deckungsgradunterschieden zwischen Wirtschaftswäldern und den <20 bzw. >50 Jahren unbewirtschafteten Referenzwäldern [Mittelwert  $\pm$  einfacher Standardfehler], **oben links:** *Calamagrostis epigeios*, **oben rechts:** Signifikanzdarstellung, **darunter:** weitere Einzelarten: *Anemone nemorosa*, *Athyrium filix-femina*, *Dryopteris carthusiana*, *Galium odoratum*, *Juncus effusus*, *Milium effusum*, *Poa nemoralis*, *Rubus idaeus* und *Viola riviniana*.

WiWald: 167, k20: 45 und r50: 73 Probekreise. Die Untersuchungsflächen mit bodensaurem, nährstoffarmem Buchenwald wurden nicht berücksichtigt.

Um die Unterschiede visualisieren zu können, wurde die Darstellung mit einfachem Standardfehler gewählt, was allerdings neben der Verdeutlichung von vorhandenen signifikanten Unterschiede auch zu visuellen Fehlschlüssen führt: z. B. bei *Athyrium filix-femina* ist der Unterschied zwischen den Wirtschafts- und r50-Flächen hoch signifikant, während der aus der Abb. wahrgenommene große Unterschied zwischen Wirtschafts- und k20-Flächen nicht signifikant ist.

### 3.2.2.1.2 Stetigkeiten

Die Buchenwaldart mit der höchsten Stetigkeit in der Krautschicht ist *Fagus sylvatica*, die in 77 % aller Probekreise nachgewiesen werden konnte, was angesichts der großen Schattenverträglichkeit der Naturverjüngung und den reichlich vorkommenden Samenbäumen zu erwarten war (Tab. 3.26). Dieses Ergebnis zeigt, dass die Regeneration der Tiefland-Buchenwälder bei entsprechendem Wildmanagement flächendeckend durch Naturverjüngung möglich ist. In 14 Untersuchungsflächen kommt das Flattergras *Milium effusum* häufig vor, was sich in der zweithöchsten Stetigkeit von 63 % widerspiegelt, wobei die Art in den r50-Flächen nur in einem Drittel der Probekreise zu finden ist.

Nur drei Arten (*Fagus sylvatica*, *Milium effusum* und *Oxalis acetosella*) kommen in allen Untersuchungsflächen vor und stellen somit das verbindende Element hinsichtlich der krautigen Vegetation dar. In nur jeweils einer Untersuchungsfläche fehlen die Arten *Anemone nemorosa*, *Calamagrostis epigeios*, *Deschampsia cespitosa*, *Poa nemoralis*, *Quercus robur/petraea*, *Urtica dioica* und in nur zwei Untersuchungsflächen fehlen *Carex remota*, *Carex sylvatica*, *Dryopteris carthusiana*, *Juncus effusus* und *Rubus idaeus*. Diese Artenliste unterscheidet sich von den Arten mit hoher Stetigkeit nur hinsichtlich des Vorkommens von *Deschampsia cespitosa*, *Quercus robur/petraea* und *Carex sylvatica*, die zwar in fast allen Untersuchungsflächen nachgewiesen wurden, jedoch innerhalb der Flächen jeweils unregelmäßig bis selten auftreten.

96 Arten (38,9 %) kommen nur in einer, 44 (18,4 %) in zwei und 13 Arten (5,4 %) in drei der 18 Untersuchungsflächen vor. Somit kommen 63 % von insgesamt 239 Arten nur in maximal drei der Untersuchungsflächen vor.

**Tab. 3.26:** Arten mit hoher Stetigkeit [%] in den Wirtschafts- sowie <20 und >50 Jahre unbewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern.

Die Untersuchungsflächen mit bodensaurem, nährstoffarmem Buchenwald wurden nicht berücksichtigt.

	gesamt	Wirtschafts-wald	Referenz	
			<20 J. unbewirtschaftet	>50 J.
<b>Anzahl Probekreise</b>	285	167	45	73
<i>Fagus sylvatica</i>	77	78	69	<b>81</b>
<i>Milium effusum</i>	63	<b>73</b>	73	33
<i>Urtica dioica</i>	56	<b>59</b>	51	52
<i>Oxalis acetosella</i>	55	56	<b>67</b>	47
<i>Calamagrostis epigeios</i>	49	<b>61</b>	31	32
<i>Impatiens parviflora</i>	47	59	<b>62</b>	12
<i>Dryopteris carthusiana</i>	44	48	<b>62</b>	25
<i>Poa nemoralis</i>	44	<b>54</b>	42	21
<i>Rubus idaeus</i>	44	<b>61</b>	20	21
<i>Anemone nemorosa</i>	43	32	<b>53</b>	62
<i>Athyrium filix-femina</i>	39	43	<b>51</b>	21
<i>Galium odoratum</i>	36	<b>43</b>	33	22
<i>Viola riviniana</i>	35	40	<b>44</b>	16
<i>Juncus effusus</i>	33	<b>45</b>	20	12
<i>Carex remota</i>	31	<b>34</b>	29	26

### 3.2.2.1.3 Indizes

#### Artendichte

Die Artendichte als Quotient aus der Gesamtartenzahl der Krautschicht innerhalb einer Untersuchungsfläche und der Größe der kartierten Fläche weist eine sehr große Wertespanne (18,2-141,4) zwischen den Untersuchungsflächen auf (Tab. 3.27). Die Artendichte der Referenzflächen *Serrahn r1*, *Heilige Hallen r2* und des Großschirmeschlages *Haussee w4*, liegt sehr niedrig, während die höchsten Werte in Flächen ermittelt werden können, in denen ein bis zwei Jahre zuvor in einem größeren Bereich durchforstet oder genutzt wurde.

Die Artendichte ist als Vergleichskriterium zwischen unterschiedlich großen Versuchsflächen kritisch zu bewerten (HOBOHM 2000), da die Artenzahl mit zunehmender kartierter Fläche zwar ansteigt, sich aber einer Asymptote annähert (ARRHENIUS 1921). Folglich sinkt die Artendichte normalerweise mit größer werdender kartierter Fläche. Dieser Zusammenhang bestätigt sich in den Tiefland-Buchenwäldern nicht. Die vier größten aufsummierten Aufnahmeflächen besitzen entgegen der Erwartung nicht die höchsten, sondern die geringsten Artenzahlen. Die ermittelte Artendichte sinkt somit nicht nur, weil die Aufnahmefläche groß ist, sondern überproportional, da zugleich die Artenzahlen sinken. Anhand der Artendichte wird auch die homogene Vegetationsausstattung der r50-Flächen *Serrahn r1* und *Heiligen Hallen r2* deutlich.

**Tab. 3.27:** Artendichte pro Untersuchungsfläche (einschl. der Gesamtartenzahl und Größe der Aufnahmefläche [ha]); Artendichte = Quotient aus der Gesamtartenzahl innerhalb einer Untersuchungsfläche und der Größe der kartierten Fläche.

UF	Gesamtartenzahl	Aufnahme-fläche [ha]	Artendichte	Bemerkungen
r1	31	1,70	18,2	Referenzfläche
w4	43	1,25	34,4	Großschirmeschlag
r2	45	1,25	36,0	Referenzfläche
w3	47	1,00	47,0	
k3	55	0,85	64,7	
k2	53	0,80	66,3	
k4	41	0,60	68,3	
w12_99	58	0,80	72,5	Chorin 1999
w10	52	0,70	74,3	
k1	46	0,60	76,7	
w11	77	1,00	77,0	
w8	62	0,80	77,5	
w13	62	0,80	77,5	
w9	67	0,85	78,8	
r3	61	0,75	81,3	Referenzfläche
w7	64	0,75	85,3	
w2	76	0,85	89,4	
w12_00	90	0,80	112,5	Chorin 2000, durchforstet
w12_01	96	0,80	120,0	Chorin 2001, durchforstet
w1	99	0,70	141,4	kürzlich genutzt

Der *Faule Ort r3* besitzt eine vergleichsweise hohe Artendichte, die in dem vielfältigen standörtlichen Wechsel bedingt ist (teilweise Einfluss durch kalkhaltiges Grundwasser und

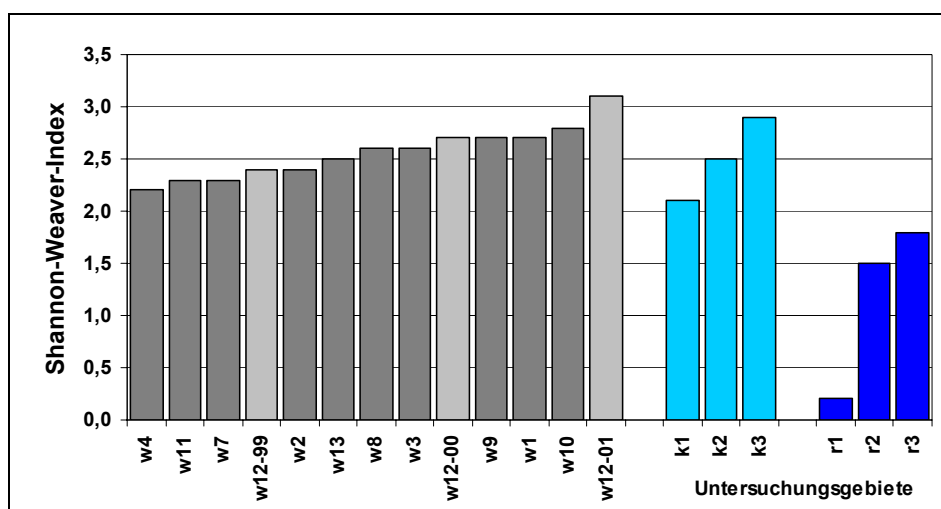
hohe Nährstoffausstattung und weniger grundwasserbeeinflusste und nährstoffversorgte Bereiche).

Einen starken Wirtschaftseinfluss zeigen die drei Vergleichswerte der Fläche *Chorin w12* (Tab. 3.27). Vor dem Nutzungseingriff im Jahr 1999 lag die Artendichte mit 72,5 im mittleren Wertebereich der bewirtschafteten Flächen. In beiden auf die Nutzung folgenden Jahren ist die Artendichte um 40 bis 50 Einheiten höher als 1999. Diese Werte werden nur durch die ebenfalls aktuell bewirtschaftete Fläche *Lüttenhagen w1* überboten, in der die Bewirtschaftung neben der Mineralbodenfreilegung vor allem auch zu tiefen Fahrspuren führte. Im Stauwasser der Fahrspuren siedelten sich Arten an, die das Artenspektrum stark erweiterten. Darüber hinaus gibt es kleine Bereiche mit Grasfluren, in denen sich Offenlandarten verstärkt ansiedeln konnten.

Die Ergebnisse zur Artendichte sind, wie oben gezeigt, somit für die Analyse der Buchenwälder interessant, so dass eine Verwendung des Index trotz der anfänglich genannten Bedenken gerechtfertigt erscheint.

### „Diversität“ nach SHANNON-WEAVER und Evenness

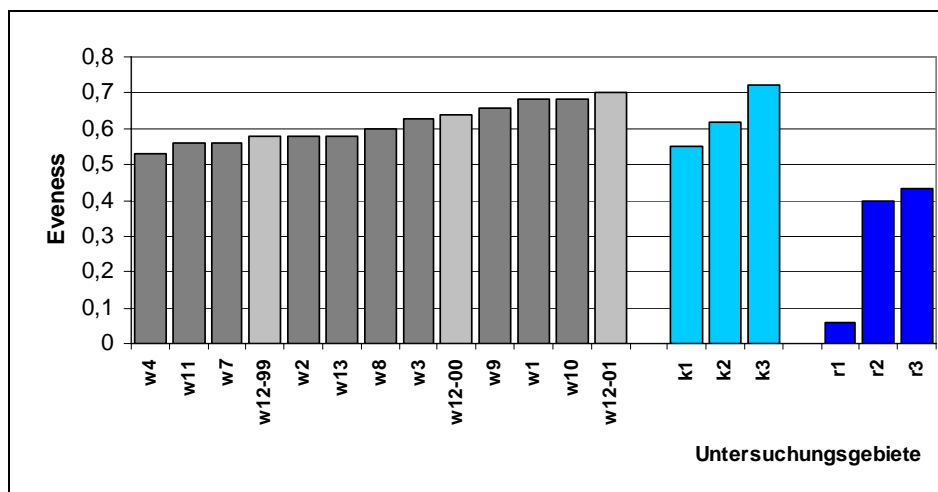
Die r50-Flächen besitzen hoch signifikant ( $p = 0,004$ ) niedrigere Diversitätswerte (SHANNON & WEAVER 1976) als die Wirtschaftswälder (Abb. 3.78). Auch, wenn die *Serrahner* Fläche mit ihrer extrem niedrigen Diversität nicht in den Signifikanztest einbezogen wird, ergibt sich immer noch ein signifikanter Unterschied ( $p = 0,019$ ) zwischen den Diversitätswerten der *Heiligen Hallen* (1,5) und des *Faulen Ortes* (1,8) und den Wirtschaftswäldern (2,2–3,1).



**Abb. 3.78:** Shannon-Weaver-Index in 17 Untersuchungsflächen; dunkelgrau: Wirtschaftswälder, hellgrau: *Chorin w12* mit Aufnahmen in drei aufeinanderfolgenden Jahren (1999 vor sowie 2000 und 2001 nach einer Durchforstung); hellblau: k20-Flächen, dunkelblau: r50-Flächen (Kap. 2.1.2).

Die Evenness (MAC ARTHUR 1965, HAEUPLER 1982) zeigt ein zum Diversitäts-Index paralleles Bild (Abb. 3.79). Kennzeichnend für die Referenzflächen ist die im Vergleich zu den Wirtschaftswäldern signifikant niedrigere Evenness ( $p = 0,004$ ).

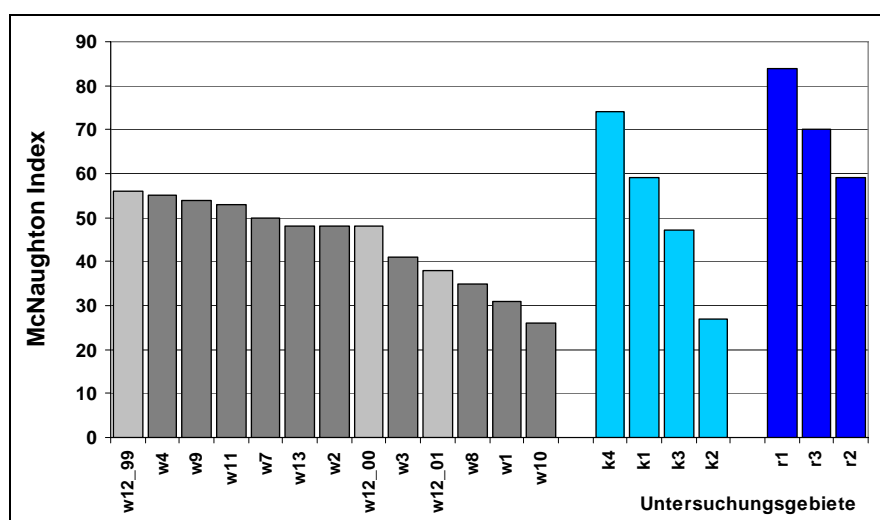
Die Gleichverteilung der Arten ist in der Fläche *Serrahn r1* sehr gering, da die Deckung von *Fagus sylvatica* mit 3 Prozent von 3,8 Prozent Gesamtdeckung die Verteilung extrem dominiert. Doch auch in den beiden anderen langfristigen Referenzflächen liegen die Werte mit 0,4 (*Heilige Hallen r2*) und 0,43 (*Fauler Ort r3*) signifikant niedriger als die Werte der Wirtschaftswälder (0,53–0,7).



**Abb. 3.79:** Evenness-Index in 17 Untersuchungsflächen; dunkelgrau: Wirtschaftswälder, hellgrau: *Chorin w12* mit Aufnahmen in drei aufeinanderfolgenden Jahren (1999 vor sowie 2000 und 2001 nach einer Durchforstung), hellblau: k20-Flächen, dunkelblau: r50-Flächen (Kap. 2.1.2).

### McNaughton-Index

Der McNaughton-Index oder „Dominanzindex“ besteht aus der Summe des prozentualen Anteils der beiden häufigsten Arten an der Gesamtdeckung der Krautschicht. Die hohen Index-Werte der r50-Flächen (84, 70, 59) weisen somit auf eine hohe Dominanz von nur zwei Arten (Abb. 3.80) und unterscheiden sich hoch signifikant von den Dominanzwerten der Wirtschaftswälder (Minimum 26, Maximum 56,  $p = 0,004$ ).



**Abb. 3.80:** McNaughton-Index in 17 Untersuchungsflächen; dunkelgrau: Wirtschaftswälder, hellgrau: *Chorin w12* mit Aufnahmen in drei aufeinanderfolgenden Jahren (1999 vor sowie 2000 und 2001 nach einer Durchforstung); hellblau: k20-Flächen, dunkelblau: r50-Flächen (Kap. 2.1.2).

Die k20-Flächen nehmen eine Zwischenstellung ein. Im *Erweiterungsgebiet der Heiligen Hallen k4* und im *Stechlin k1* stellen, wie in den r50-Flächen, zwei Arten weit mehr als 50 % der Bodenbedeckung, während die beiden Grumsiner Flächen *k2* und *k3* keinen über die Wirtschaftswälder hinausgehenden Dominanzindex aufweisen.

In Serrahn *r1* besitzen die zwei Arten *Fagus sylvatica* und *Urtica dioica*, in den Heiligen Hallen *r2* und Erweiterungsgebiet *k4* *Calamagrostis epigeios* und *Melica uniflora* und im Faulen Ort *r3* *Mercurialis perennis* und *Ranunculus ficaria* die zwei höchsten Dominanzen (Tab. 3.28). Die r50-Flächen besitzen zwar alle einen hohen Dominanzindex, doch wird dieser in jeder der Flächen von anderen Arten bestimmt.

**Tab. 3.28:** Dominante Gefäßpflanzenarten in der Krautschicht der untersuchten Tiefland-Buchenwälder.

Die jeweils zwei Arten mit den beiden höchsten Deckungsgraden (= höchste Dominanz) einer Untersuchungsfläche werden angegeben.

Dominanz1: Deckungsgrad der Art mit der höchsten Dominanz, Dominanz2: Deckungsgrad der Art mit der zweithöchsten Dominanz.

In der letzten Spalte [UF Anzahl] wird die Anzahl Untersuchungsflächen angegeben, in der die betrachtete Art mit höchster oder zweithöchster Dominanz auftritt. Die Fläche *Chorin w12*, die von 1999-2001 dreimal kartiert wurde, wird bei der UF Anzahl nur einfach berücksichtigt.

Art / Untersuchungsfläche	r1	r2	r3	k1	k2	k3	k4	w1	w2	w3	w4	w7	w8	w9	w10	w11	w12_99	w12_00	w12_01	w13	UF Anzahl
<i>Calamagrostis epigeios</i>		2,3		3,7			6,1	4,9		0,8	0,8	15,4	4,3	8,0	1,3	4,3	4,1	5,5	4,3	9,0	13
<i>Fagus sylvatica</i>	3,0							2,9		1,7	0,5	7,5	9,3	12,7							7
<i>Impatiens parviflora</i>					0,6	2,8			10,0							10,1		4,7	6,0		5
<i>Melica uniflora</i>		6,0					8,3		4,4												3
<i>Rubus idaeus</i>															1,5					3,1	2
<i>Anemone nemorosa</i>																	4,8				1
<i>Urtica dioica</i>	0,2																				1
<i>Poa nemoralis</i>				1,3																	1
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>					0,7																1
<i>Mercurialis perennis</i>			16,6																		1
<i>Ranunculus ficaria</i>			25,3																		1
<i>Athyrium filix-femina</i>						1,9															1
Deckung Krautschicht	4	14	60	9	5	10	20	25	30	6	2	46	39	38	11	27	16	21	27	25	
Dominanz1 in % d. Krauts.	79	43	42	43	15	28	43	19	33	28	35	33	24	33	14	37	26	26	22	36	
Dominanz2 in % d. Krauts.	5	16	28	15	13	19	31	11	15	13	20	16	11	21	12	16	30	22	16	12	
Summe D1+D2 in %	84	59	70	59	27	47	74	31	48	41	55	50	35	54	26	53	56	48	38	48	

In den Wirtschaftswäldern dominiert *Calamagrostis epigeios* (10 von 11 UF), *Fagus sylvatica* (6 von 11 UF) und/oder *Impatiens parviflora* (3 von 11 UF), wobei die Dominanz des Neophyten *I. parviflora* wie die von *Ranunculus ficaria* und *Anemone nemorosa* natürlich im Jahresverlauf stark schwankt.

### **Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992)**

Für jede Untersuchungsfläche wurden die mittleren Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992) ermittelt (gewichtet: Abb. 3.81, gewichtet und ungewichtet: Abb. 3.84).

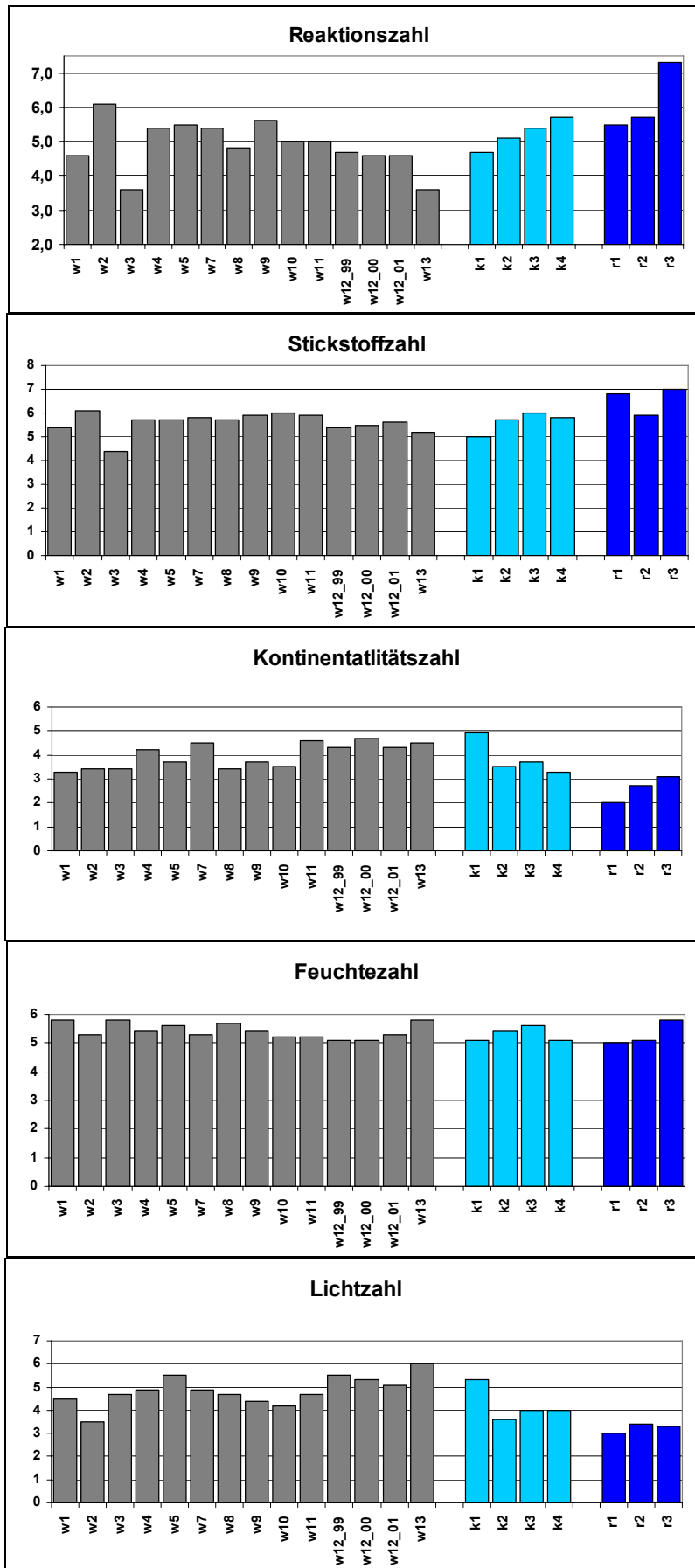
Die Reaktions- und Stickstoffzahlen spiegeln die Zuordnung der Untersuchungsflächen zum Waldmeister-Buchenwald beziehungsweise zum bodensauren Hainsimsen-Buchenwald wider (Tab. 3.25). Die Luzulo-Fageten *Thomsdorf w3*, *Eberswalde w13* und *Stechlin k1* weisen überwiegend deutlich niedrigere mittlere Reaktions- und Stickstoffzahlen auf als die Waldmeister-Buchenwälder. Die standörtliche Sonderstellung der Referenzfläche *Fauler Ort r3* wird anhand der hohen mittleren Werte (Reaktionszahl 7,3 und Stickstoffzahl 7,8) nochmals deutlich.

Die das „Wärmegefälle von der nivalen Stufe bis in die wärmsten Tieflagen“ (ELLENBERG et al. 1992) anzeigende Temperaturzahl liegt mit einem Median von 5,1 (minimal 5,0 und maximal 5,6) über alle Untersuchungsflächen hinweg ähnlich hoch und weist die Gefäßpflanzen als „Maßigwärmezeiger“ (ELLENBERG et al. 1992) aus. Ebenso zeigen die mittleren Feuchte zahlen von minimal 5,0 bis maximal 5,8 (Median 5,35) einheitlich frische, mittelfeuchte Bodenverhältnisse an.

Weder die Reaktions- und Stickstoff- noch die Temperatur- und Feuchtezeigerwerte unterscheiden sich zwischen den Wirtschafts- und Referenzwäldern. Nur der Reaktionswert im *Faulen Ort r3* liegt im Vergleich mit allen anderen Flächen deutlich höher.

Eine über die Standortbedingungen hinausgehende Bedeutung der Zeigerwerte zeigt sich bei der Kontinentalitäts- und Lichtzahl der Untersuchungsflächen. Die Licht- wie Kontinentalitätszahl der langjährigen Referenzflächen liegt hoch signifikant niedriger als in den Wirtschaftsflächen (t-Test, 2-seitig,  $p < 0,001$ , zu den Lichtverhältnissen siehe auch Kap. 3.2.2.3.1).

Der niedrige Kontinentalitätswert von *Serrahn r1* (2 = ozeanisch) ist aufgrund der nordwestlichsten Lage von allen Untersuchungsflächen durchaus plausibel. Der mit 2,7 ebenfalls niedrig liegende Wert der Referenzfläche *Heilige Hallen r2* erscheint ebenfalls nicht verwunderlich, da sich die Fläche so nördlich wie *Serrahn r1*, aber nur wenig weiter östlich befindet. Die von den *Heiligen Hallen r2* nicht weit entfernten Untersuchungsflächen *Lüttenhagen w1* (ca. 2 km) und *Feldberg w2* (ca. 6 km) zeigen mit 3,3 und 3,4 allerdings bereits deutlich höhere Kontinentalitätszahlen. Noch deutlicher ist der Unterschied zwischen dem *Faulen Ort r3* und seinen nächstgelegenen bewirtschafteten Untersuchungsflächen. Der *Faule Ort r3* hat einen Wert von 3,1, während die benachbarten Wirtschaftswälder *Temmen w7* mit 4,6, *Suckow w8* mit 3,4 und *Melzow w9* mit 3,7 teilweise weit darüber liegen. Die Ergebnisse lassen vermuten, dass die Kontinentalitätszahl der Wirtschaftswälder durch die Bewirtschaftung beeinflusst wird, obwohl dies in Anbetracht der an das Großklima angepassten Verbreitung von Gefäßpflanzen nicht naheliegt. Da die Kontinentalitätszahl vor allem ein Ausdruck der Temperaturschwankung ist, ist anzunehmen, dass die wiederkehrenden Pflege- und Nutzungseingriffe stellenweise zu Bestandeslöchern führen, in denen eine vor allem nächtliche höhere Abstrahlung entsteht und dadurch die Temperaturschwankung vergrößert wird (MITSCHERLICH 1971). Zugleich kann aber auch der meist hallenartige, einschichtige Bestandaufbau der Buchenwälder zu stärkeren Windeinflüssen und damit zusammenhängendem größeren Luft- und Wärmeaustausch innerhalb des Bestandes führen.



**Abb. 3.81:** Mittlere Zeigerwerte anhand der Licht-, Kontinentalitäts-, Feuchte-, Reaktions- und Stickstoffzahl nach ELLENBERG et al. (1992).



### 3.2.2.2. Einfluss einer Durchforstung auf die Biodiversität eines Wirtschaftswaldes

Die Artenzahl stieg auf der Fläche *Chorin w12* durch einen Durchforstungseingriff sehr stark an. Vor der Nutzung (1999) lag die Artenzahl der krautigen Pflanzen bei 59, nach der Durchforstung stieg sie im Jahr 2000 zuerst auf 93 Arten und im darauffolgenden Jahr nochmals um 5 Arten auf 98. Das heißt, dass ein einzelner Eingriff die Artenvielfalt um 66 % gesteigert hat. Unter anderem traten folgende Arten in einem oder in beiden Aufnahmen nach der Durchforstung neu auf:

*Atriplex patula*, *Avena sativa*, *Centaurea jacea*, *Chenopodium album*, *Chondrilla juncea*, *Cirsium arvense*, *Convolvulus arvensis*, *Gnaphalium uliginosum*, *Hypericum maculatum*, *Hypochaeris radicata*, *Matricaria maritima*, *Myosoton aquaticum*, *Oxalis fontana*, *Polygonum aviculare*, *Senecio jacobea*, *Senecio vernalis*, *Trifolium repens*, *Urtica urens* und *Viola tricolor*. Die Arten kommen überwiegend in der „Vegetation oft gestörter Plätze“ bzw. in den „Anthropozoogenen Heiden und Rasen“ (ELLENBERG et al. 1992) vor.

Die Diversität ist von 2,4 über 2,7 auf 3,1 und die Evenness von 0,58 über 0,66 auf 0,70 angestiegen.

Die Dominanz der zwei häufigsten Arten (hinsichtlich der Deckung, McNaughton-Index) sank auf der Fläche *Chorin w12* von 1999 bis 2001 von 56 über 48 auf 38 (Tab. 3.28). Der sinkende Index zeigt an, dass sich das Verhältnis der jeweils zwei dominantesten Arten zur Gesamtdeckung verringert hat.

**Tab. 3.29:** Vegetationsveränderung auf der Untersuchungsfläche *Chorin w12*.

	▼ = Durchforstung		
	1999	2000	2001
Deckungsgrad, gesamt	16,9	21,6	29,4
Deckungsgrad der 1999-2001 gemeinsamen Arten	16,5	19,2	24,7
<b>Erklärung der Deckungsgradveränderung</b>		50 %	33 %
Deckungsgrad der neu hinzugekommenen Arten		2,3	4,1
<b>Erklärung der Deckungsgradveränderung</b>		48 %	62 %
neue Arten im Vergleich zu 1999		41	48

Der Gesamt-Deckungsgrad der Vegetation ist von 1999 bis 2001 um etwa 12 % gestiegen. Die Zunahme der Bodendeckung ist zu 48 % (2000) bzw. 62 % (2001) durch die Deckungsgrade der neu hinzukommenden Arten und zu 50 % (2000) bzw. 33 % (2001) durch die 47 in allen drei Kartierungsjahren vorkommenden Arten bedingt (Tab. 3.29). Die Deckungsgrade von *Fagus sylvatica*, *Juncus effusus*, *Urtica dioica*, *Gymnocarpium dryopteris*, *Solidago canadensis*, *Athyrium filix-femina* und *Moehringia trinervia* (Nennung in absteigender Bedeutung) sind von 1999 bis 2001 gestiegen.

### 3.2.2.3. Einfluss der Bestandesstrukturen auf die Kraut- und Strauchschicht

#### 3.2.2.3.1 Lichtverhältnisse

Die Artenzahl der Krautschicht hängt hoch signifikant vom mittleren Deckungsgrad der Bodenvegetation der Untersuchungsfläche ab ( $p < 0,01$ ,  $k = 0,743$ ). Das bedeutet, dass mit zunehmender Lichteinstrahlung auf den Boden nicht nur die Deckung der Bodenvegetation ansteigt, sondern zugleich das Vorkommen von mehr Arten ermöglicht wird. Die Beziehung zwischen Artenzahl und Deckungsgrad der Bodenvegetation wird mit der Dauer des Nutzungsverzichts ( $k_{20} > r_{50}$ -Flächen) noch verstärkt (Tab. 3.30). Das Ergebnis lässt sich damit erklären, dass die Vegetation im Wirtschaftswald den durch forstliche Nutzung geschaffenen neuen Lichtverhältnissen „hinterherläuft“. Es kommt nach Nutzungen zur beständigen An-

passung der Vegetationsdecke an die neuen Lichtverhältnisse. Zum Beispiel gab es auf der Fläche *Senftenthal w11* zum Zeitpunkt der Kartierung Probekreise, die durch den im Jahr zuvor durchgeführten Einschlag lichtdurchströmt waren, die Vegetation aber erst geringe Deckungsgrade aufwies. Ebenso waren die Deckungsgrade in den Probekreisen der Fläche *Chorin w12*, die im Winter 1999/2000 durchforstet wurde, noch relativ gering. Es kommen also unmittelbar nach Nutzungseingriffen bereits mehr Arten, aber nur in geringer Deckung vor.

**Tab. 3.30:** Korrelationen (Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman = k) zwischen Deckung und Artenzahl auf Probekreisniveau (\*\* hoch signifikante Korrelation,  $p < 0,01$ ).

Untersuchungsflächen	Anzahl Probekreise	k
bewirtschaftet	214	0,556**
seit <20 J. unbewirtschaftet	58	0,695**
seit >50 Jahren unbewirtschaftet	74	0,701**

Ein höheres Lichtangebot fördert im Wirtschaftswald im besonderen Maße die Ausbreitung von *Calamagrostis epigeios* (Tab. 3.31). Aber auch die Vorkommen von *Dryopteris carthusiana*, *Juncus effusus* und *Poa nemoralis* werden gefördert.

**Tab. 3.31:** Einfluss des Lichtes auf die Artenzahl, Deckung und Einzelarten; Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman = k; \* signifikant,  $p < 0,05$ ; \*\* hoch signifikant,  $p < 0,01$ ).

Die Methodik zur Abschätzung der Lichtverhältnisse innerhalb der Probekreise ist in Kap. 2.2.5 beschrieben, wobei die Klassen von 1 = sehr hell bis 5 = sehr dunkel umfassen. Die Korrelationen sind somit negativ, wenn eine Förderung durch höhere Licht-einstrahlung erfolgt.

Art	k
Artenzahl	-0,247*
Deckung	-0,381**
<i>Calamagrostis epigeios</i>	-0,493**
<i>Dryopteris carthusiana</i>	-0,416*
<i>Juncus effusus</i>	-0,389*
<i>Poa nemoralis</i>	-0,405*

**Tab. 3.32:** Einfluss von Bestandesdichteparametern auf die Krautschicht.

**fett:** Bestandesparameter, die eine hohe Anzahl signifikanter Korrelationen mit der Krautschicht aufweisen,  
**blau:** hohe Anzahl von signifikanten Korrelationen der Krautschicht mit Strukturparametern.

Parameter	Artenzahl	Deckung Krautschicht	<i>Anemone nemorosa</i>	<i>Athyrium filix-femina</i>	<i>Calamagrostis epigeios</i>	<i>Carex remota</i>	<i>Dryopteris carthusiana</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Galium odoratum</i>	<i>Impatiens parviflora</i>	<i>Juncus effusus</i>	<i>Milium effusum</i>	<i>Oxalis acetosella</i>	<i>Poa nemoralis</i>	<i>Rubus idaeus</i>	<i>Urtica dioica</i>	<i>Viola riviniana</i>	Anzahl sig. Korrelationen
Strauchschicht bis 5 m [%]							*			_*								2
Deckung >5-10 m [%]		_**		_**								_*			_*			4
Deckung >10-20 m [%]				_*							_*				_**	_*		4
Deckung >20-30 m [%]	_**	_**			_**									_*				4
<b>Gesamtdeckung [%]</b>	_**			_*	_**		_*			_*		_**	_**		_**	_**		<b>9</b>
<b>Baumzahl <math>\geq 2</math> cm BHD/500 m<sup>2</sup></b>	_**	_**			_*					_*		_**	_*	_**	_**			<b>9</b>
<b>Baumzahl <math>\geq 7</math> cm BHD/500 m<sup>2</sup></b>	_**	_**		_**	_**	_**		_**			_**	_**		_**	_**	_**		<b>11</b>
<b>Baumzahl <math>\geq 20</math> cm BHD/500 m<sup>2</sup></b>	_**	_**			_**	_*		_**			_**	_**		_**	_**	_**		<b>10</b>
Baumzahl $\geq 60$ cm BHD/500 m <sup>2</sup>		_*	_*					*		_**			_*					5
<b>lebende Grundfläche [m<sup>2</sup>]</b>	_**	_**			_**	_*	_*				_**	_*	_*		_**			<b>9</b>
lebender Vorrat [m <sup>2</sup> ]	_*	_**			_**	_*					_**		_*					6
<b>mittlerer BHD ab 7 cm</b>	*	*		*	*			**			**		*	*	**			<b>8</b>
Stubben [m <sup>2</sup> ]	**	*																2
<b>Anzahl sig. Korrelationen</b>	<b>9</b>	<b>10</b>	<b>1</b>	<b>5</b>	<b>8</b>	<b>4</b>	<b>2</b>	<b>5</b>	<b>0</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>7</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>8</b>	<b>4</b>	<b>0</b>	

**Tab. 3.33:** Einfluss von Bestandesstrukturen und Nutzungsintensitäten auf die Krautschicht.

**fett:** Bestandesparameter, die eine hohe Anzahl signifikanter Korrelationen mit der Krautschicht aufweisen,

**blau:** hohe Anzahl von signifikanten Korrelationen der Krautschicht (Arten, Artenzahl, Deckung) mit Strukturparametern,

\*<sup>1</sup> Waldentwicklungsphasen: sukzessive Abfolge von früher, mittlerer, später Optimal-, Terminal- und Zerfallsphase,

\*<sup>2</sup> die Schichtung umfasst die Einteilung: ein-, zwei- und mehrschichtig, \*<sup>3</sup> Die Nutzungsintensitäten sind eine Klassifikation der Wirtschaftswälder. Sie beziehen die unbewirtschafteten Flächen nicht mit ein! Methodik siehe Kap. 2.3.1.

Parameter	Artenzahl	Deckung Krautschicht	<i>Anemone nemorosa</i>	<i>Athyrium filix-femina</i>	<i>Calamagrostis epigeios</i>	<i>Carex remota</i>	<i>Dryopteris carthusiana</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Galium odoratum</i>	<i>Impatiens parviflora</i>	<i>Juncus effusus</i>	<i>Milium effusum</i>	<i>Oxalis acetosella</i>	<i>Poa nemoralis</i>	<i>Rubus idaeus</i>	<i>Urtica dioica</i>	<i>Viola riviniana</i>	Anzahl sig. Korrelationen
liegendes Totholz [m <sup>2</sup> ]	**		**															2
Waldentwicklungsphasen* <sup>1</sup>							**			_*		*			*			4
Schichtung* <sup>2</sup> ohne Referenzwälder					*					_*								2
Schichtung* <sup>2</sup> mit Referenzwäldern	*	**		_*				*										4
<b>Nutzungsintensität*<sup>3</sup></b>			_*				_*		_*	_*	**		_*				_*	7
<b>Holzentnahme insgesamt</b>	*	*	**		**										**	**		6
Holzentnahme letzt. 10 Jahre			_*							**		**		**				4
Eingriffe insgesamt												_*	**	**				2
<b>Eingriffe [Anzahl/10 Jahre]</b>	*	*								*		**		**			**	6
<b>Hiebsart</b>		*			**		_*	*			*					**		6
<b>Verbiss</b>			*		_*								_*		_*	_*	_*	6
<b>Anzahl sig. Korrelationen</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>1</b>	<b>4</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>5</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	

### 3.2.2.3.2 Bestandsdichte

Eine steigende Deckung und Bestandesdichte [Baumanzahl/500 m<sup>2</sup>] der Strauch- und Baumschicht führen zu geringeren Artenzahlen und Deckungsgraden der Krautschicht (Tab. 3.32). Diese Parameter stellen eine weitere Umschreibung der Lichtverhältnisse der Krautschicht dar, so dass eine gleichgerichtete Korrelation wie bei der Lichtklassifikation (siehe oben) zu erwarten war, wobei der Einfluss auf die Gesamtdeckung (10 Korrelationen) und die Gesamtartenzahl (neun Korrelationen) am höchsten ist.

Die Einzelarten korrelieren mit fünfzehn getesteten Parametern zum Teil gar nicht (*Galium odoratum*, *Viola riviniana*) bis sehr stark. *Calamagrostis epigeios* und *Rubus idaeus* reagieren sehr deutlich auf eine veränderte Bestandesdichte (jeweils acht signifikante Korrelationen).

Insgesamt fällt auf, dass die nachgewiesenen Korrelationen fast ausschließlich negativ sind. Nur die *Fagus sylvatica*-Verjüngung zeigt mit der Baumzahl  $\geq 60$  cm BHD/500 m<sup>2</sup> und der Strauchschicht eine positive Abhängigkeit, was folgendermaßen zu erklären ist: Eine steigende Anzahl von Bäumen  $\geq 60$  cm BHD müsste theoretisch zu weniger Verjüngung führen, weil mehr Altbäume weniger Licht an den Boden lassen. Doch gibt es bei weniger Bäumen  $\geq 60$  cm BHD mehr Bäume unter 60 cm BHD ( $p < 0,001$ ), die das Licht am Boden stärker reduzieren als mehrere Altbäume  $\geq 60$  cm BHD.

Darüber hinaus ist ein steigender mittlerer BHD (mehr Lichteinstrahlung in den Bestand) durchweg positiv mit sechs Arten, der Gesamtartenzahl und der Gesamtdeckung korreliert.

Die höchste Aussagekraft besitzen mit jeweils  $\geq 9$  signifikanten Korrelationen die Gesamtdeckung der Baum- und Strauchschicht, die Baumanzahl  $\geq 2$ ,  $\geq 7$  und  $\geq 20$  cm BHD/500 m<sup>2</sup> und die lebende Grundfläche (Tab. 3.32).

### 3.2.2.3.3 Totholz, Waldentwicklungsphasen und Schichtung

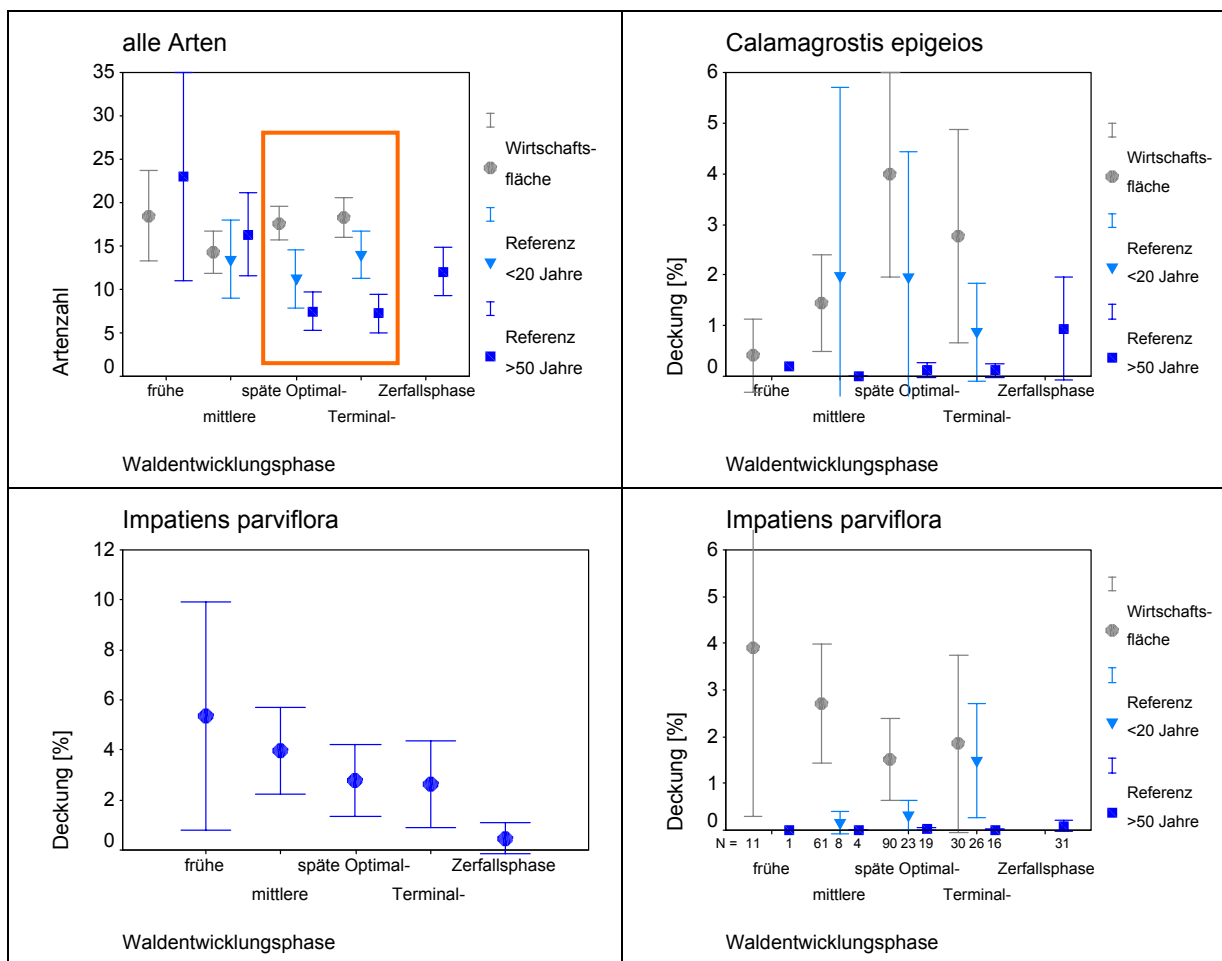
Das Vorkommen von Totholz korreliert positiv mit der Artenzahl der Krautschicht und dem Deckungsgrad von *Anemone nemorosa*, wobei das Totholz nicht ursächlich dafür verantwortlich ist (Tab. 3.33). Da *Anemone nemorosa* auch mit geringer Nutzungsintensität korreliert, ist anzunehmen, dass der Deckungsgrad der Art mit der Dauer der Nutzungsruhe korreliert, weil sie offensichtlich sehr störungsempfindlich ist.

Die Artendiversität in verschiedenen Waldentwicklungsphasen zeigt keine eindeutige Strukturabhängigkeit. Während in den Wirtschaftswäldern die Artenzahl von der mittleren über die späte Optimalphase bis zur Terminalphase tendenziell zunimmt, liegt die Artenzahl in den r50-Flächen in der späten Optimal- und Terminalphase mit etwas sechs Arten pro Probekreis sehr niedrig. Die k20-Flächen liegen in ihrer Artenvielfalt dazwischen (Abb. 3.82, oben links).

Ebenso heterogen zeigt sich der Einfluss auf *Calamagrostis epigeios*. Während sich in den Wirtschafts- und k20-Flächen in der mittleren und späten Optimalphase eine relativ hohe Deckung ausbildet - wobei der Unterschied zwischen der Ausbreitung in der frühen und späten Optimalphase in den Wirtschaftsflächen sogar signifikant ist - bleibt die Deckung in den r50-Flächen über alle Waldentwicklungsphasen unbeeinflusst niedrig. Nur in der lichten Zerfallsphase gibt es eine geringe, statistisch aber nicht absicherbare Ausbreitung (Abb. 3.82, oben rechts).

Ähnlich ist das Ergebnis bei *Impatiens parviflora*. Die Analyse des nicht nach Bewirtschaftung und Referenz differenzierten Datensatzes zeigt eine deutliche Deckungsgradabnah-

me mit zunehmender Waldentwicklungsphase (Abb. 3.82, unten links), was aber in erster Linie an der Verteilung der vorhandenen Datensätzen der Wirtschafts- und r50-Flächen liegt: Von der frühen bis späten Optimalphase wird der gemittelte Deckungsgrad vor allem von den Datensätzen aus den Wirtschaftsflächen und in der Terminal- und Zerfallsphase zunehmend von Daten der Referenzflächen geprägt. Die in allen Waldentwicklungsphasen gleichbleibend niedrige Deckung in den r50-Flächen fließt bei der Mittelwertbildung mit zunehmender Entwicklungsphase verstärkt ein. In den Wirtschaftsflächen liegt von der frühen Optimal- bis zur Zerfallsphase eine mittlere Deckung von 2-4 % vor. Aufgrund der hohen Varianz der Daten lässt sich keine signifikante Differenzierung ermitteln. Die Deckung in den k20-Flächen liegt wiederum zwischen den Wirtschafts- und r50-Flächen (Abb. 3.82, unten rechts).

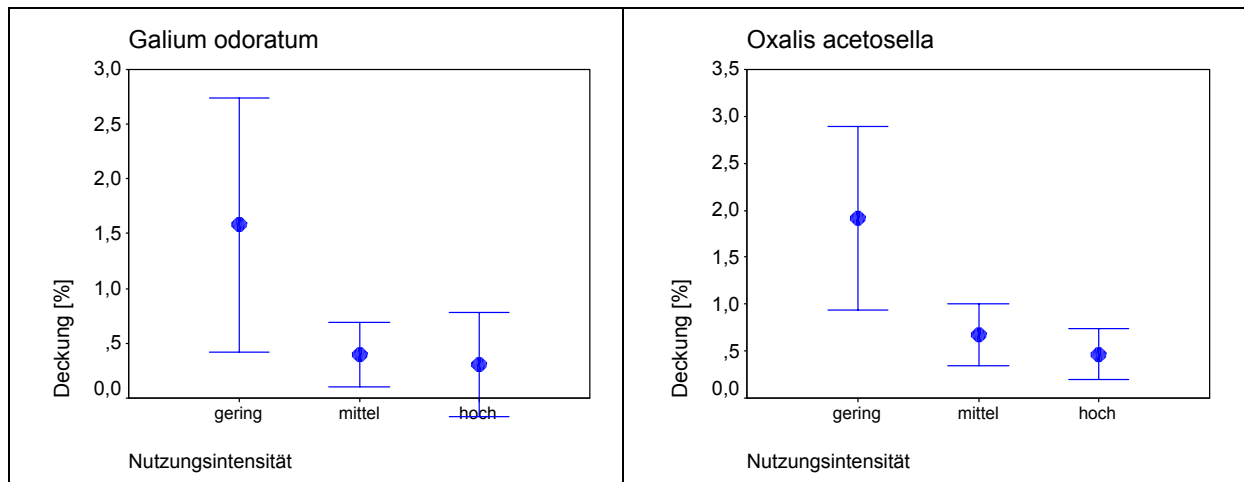


**Abb. 3.82:** Einfluss der Waldentwicklungsphasen auf die Bodenvegetation; **oben links:** Artenzahlen pro 314 m<sup>2</sup>, **oben rechts:** Deckung [%] von *Calamagrostis epigeios*; **unten links:** Deckung [%] von *Impatiens parviflora* und **unten rechts:** Deckungsgrade von *Impatiens parviflora* nach Waldentwicklungsphasen getrennt; mit Ausnahme von unten links jeweils auch nach Wirtschafts- und Referenzflächen getrennt. Die Waldentwicklung in der Verjüngungs- und Initialphase und in Lücken konnte aufgrund der geringen Anzahl von Datensätzen nicht aussagekräftig analysiert werden.

### 3.2.2.3.4 Nutzungsintensitäten in den Wirtschaftswäldern

Eine steigende Nutzungsintensität innerhalb der Wirtschaftswälder (Kap. 2.3.1) reduziert, mit Ausnahme von *Juncus effusus*, die Ausbreitung von mehreren Arten der Krautschicht. *Anemone nemorosa*, *Dryopteris carthusiana*, *Galium odoratum*, *Impatiens parviflora*, *Oxalis acetosella* und *Viola riviniana* kommen mit höherer Nutzungsintensität seltener vor. Die Einzelparameter der Nutzungsintensität führen allerdings zu sehr heterogenen Einflüssen:

Die stärksten Einflüsse besitzen die Holzentnahme [ $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{Jahr}^{-1}$ ], die Eingriffszahl in den letzten 10 Jahren, die Hiebsart und die Verbissstärke (Abb. 3.83, Einzelheiten Tab. 3.33).



**Abb. 3.83:** Einfluss der Nutzungsintensität auf das Vorkommen von *Galium odoratum* und *Oxalis acetosella*.

### 3.2.2.4 Teildiskussion: Krautige Vegetation

#### 3.2.2.4.1 Unterschiede zwischen Wirtschafts- und Referenzwäldern

##### Artenspektrum und Waldarten

In sächsischen Buchenaltbeständen haben DENNER et al. (2002) im Durchschnitt 20,6 Arten pro 400 m<sup>2</sup> nachweisen können. In den bewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern wurden mit 18 Arten pro 314 m<sup>2</sup> ähnlich viele Arten gefunden. In den r50-Flächen lag der Wert allerdings mit ~10 Arten nur knapp halb so hoch. In Naturwaldreservaten mit Luzulo-Fagetum hat SCHMIDT, W. (1999) auf 125 m<sup>2</sup> durchschnittlich nur sieben Gefäßpflanzenarten nachgewiesen, während mit 10, 13 und 11 Arten pro 314 m<sup>2</sup> in den Luzulo-Fageten *Thomsdorf w3*, *Eberswalde w13* und *Stechlin k1* eine etwas höhere Artenzahl gefunden wurde, zumal SCHMIDT, W. (1999) davon ausgeht, dass sich die Artenzahl auch bei Vergrößerung seiner Aufnahmefläche nicht mehr verändern würde.

Die Bewirtschaftung führt im Vergleich mit lange nicht genutzten Beständen zu einer Erhöhung der Artenvielfalt (BRUNET et al. 1996, ABS et al. 1999, OHEIMB et al. 1999, SCHMIDT, W. 1999, HÄRDTLE et al. 2001), was für die Tiefland-Buchenwälder einerseits über den Vergleich von Wirtschafts- mit Referenzwäldern und andererseits auch innerhalb der Wirtschaftswälder durch die stark erhöhte Artenzahl nach einer Durchforstung bestätigt werden konnte. Das schnelle Auftreten von Arten nach einem Bewirtschaftungseingriff entsteht durch das Einschleppen von Samen im Zuge des Wirtschaftens, durch standörtliche Heterogenitäten wie Mineralbodenverwundung und Bodenverdichtung und durch die in Wirtschaftswäldern vor allem durch Arten der Klassen Artemisietea, Epilobietea und Stellarietea mediae (HÄRDTLE et al. 2001) angereicherte Samenbank der Humusaufgabe (SCHMIDT, P. A. et al. 2005). In einem bewirtschafteten Waldmeister-Buchenwald fanden APFFELSTAEDT & BERNHARDT (1996) eine hohe Dominanz von *Juncus effusus*-Samen, ebenso DENNER et al. (2002). Bei Nutzungsverzicht nimmt mit dem Alter des Waldstandortes der Diasporenvorrat vor allem an Pionier- und Offenlandarten ab (FENNER 1987, ABS et al. 1999), so dass Lücken im Naturwald anders als im Wirtschaftswald besiedelt werden (FISCHER 1987, FISCHER et al. 1990).

Im Wirtschaftswald wird das Artenspektrum vor allem durch Nichtwaldarten erweitert. Einen im Vergleich mit Naturwaldreservaten hohen Anteil von Nichtwaldarten hat auch SCHMIDT, W. (1999) in bewirtschafteten Buchenwäldern (Luzulo-Fagetum und Hordelymo-Fagetum) nachweisen können. Auch TRINAJSTIC (1992 zitiert in SCHERZINGER 1997) hat 40 % mehr krautige Arten im bewirtschafteten Wald Corkova Uvala (Slowenien) im Vergleich mit benachbarten Urwaldbereichen gefunden.

Der Anteil von Waldarten am Gesamtartenspektrum schwankt allerdings entsprechend der unterschiedlichen Zuordnung der Arten als Waldart. Während er nach ELLENBERG et al. (1992) mit durchschnittlich ~50 % in den r50-Flächen relativ gering ist, liegt er nach SCHMIDT, M. et al. (2002) mit ~95 % sehr hoch. GLOWACKI & ZALUSKI (1995) fanden im Urwald Bialowieza einen Anteil von 80 % Waldarten der Gefäßpflanzen. Da die Definition der Waldarten über ihren Anteil maßgeblich entscheidet, kann dieser Wert mit den r50-Flächen nicht direkt verglichen werden. Der Deckungsanteil an Waldarten ist aber bei einem regionalen Vergleich und bei Verwendung einer einheitlichen Zuordnung der Arten (ELLENBERG et al. 1992 oder SCHMIDT, M. et al. 2002) ein sehr aussagekräftiger Indikator für die Dauer der Schlagruhe in Tiefland-Buchenwäldern.

Nicht nur die Zugehörigkeit zu den Waldarten, sondern auch die Bindung der Gefäßpflanzen an Wälder alter Waldstandorte zeigt eine Differenzierung zwischen Wirtschafts- und Referenzwald. ZACHARIAS (1994) hat anhand einer Untersuchung im nördlichen Harzvorland in Niedersachsen eine Artenliste erstellt, die ausschließlich in alten Waldstandorten (mindestens seit 1786 bewaldet) oder in alten Waldstandorten mindestens doppelt so häufig wie in jüngeren Wäldern vorkommende Arten umfasst. Auf die hier untersuchten Tiefland-Buchenwälder angewendet, entsteht ein fein abgestuftes Bild (Tab. 3.34). Mit Dauer der Nutzungsaufgabe steigt der Anteil an Altwaldarten nach ZACHARIAS (1994), obwohl alle Untersuchungsflächen bereits mehr als 200 Jahre alte Waldstandorte sind (Wirtschafts- zu r50-Flächen:  $p = 0,051$ ). Die Bewirtschaftung von alten Tiefland-Buchenwäldern führt somit sogar auf alten Waldstandorten zu einer Veränderung des Arteninventars. Die mittleren Anteile an Waldarten pro Untersuchungsfläche liegen in den Wirtschaftsflächen bei 38,9 %  $\pm 7,8$  (Standardabweichung), k20-Flächen bei 42,4 %  $\pm 7,2$  und r50-Flächen bei 50,1 %  $\pm 7,8$ .

**Tab. 3.34:** Bindung von Gefäßpflanzen an Altwälder (ZACHARIAS 1994);  
\*einschließlich zwei Wiederholungsaufnahmen 2000 und 2001 in *Chorin w12*.

Nutzungsintensität	Gesamtartenzahl	Altwälderarten	Anzahl UF	Anteil
gesamt	238	66	17 (+2*)	27,7
Wirtschaftswald	220	50	11 (+2*)	22,7
Referenz <20 Jahre	86	34	3	39,5
Referenz >50 Jahre	97	44	3	46,8

HÄRDLE et al. (2003b) fanden übereinstimmend heraus, dass eine Erhöhung des Lichtangebots die Anzahl typischer Waldarten nicht erhöht, da diese zum überwiegenden Teil schattentolerant sind.

### Signifikante Deckungsunterschiede

Die Arten mit signifikanten Deckungsunterschieden zwischen Wirtschafts- und Referenzwäldern sind ausnahmslos typische Waldarten (SCHMIDT, M. et al. 2002), wovon sieben Arten nach ZACHARIAS (1994) und vier Arten nach WULF (1994) zum charakteristischen Arteninventar von historisch alten Wäldern gehören. Umso überraschender ist es, dass nur *Anemone nemorosa* in den r50-Flächen verbreiteter als in den Wirtschaftswäldern ist.



Es ist anzunehmen, dass die Waldarten, die geringe Deckungsgrade in den r50-Flächen aufweisen, nicht durch die Bewirtschaftung mit ihren Störungen selbst, sondern durch die etwas erhöhte Lichteinstrahlung infolge der Baumnutzungen gefördert werden. Es ist ja nicht so, dass diese Arten in den Referenzflächen weitgehend fehlen würden, doch ist ihre Verbreitung innerhalb der Referenzflächen lückiger. Die bewirtschafteten Wälder erfüllen die Ansprüche der Arten folglich flächendeckender und bieten eine Homogenisierung bzw. Verbesserung der Wuchsbedingungen für diese Arten, was eigentlich nur durch die Lichteinstrahlung bedingt sein kann.

Hingegen wird die Ausbreitung von *Juncus effusus* und *Calamagrostis epigeios* nicht nur durch mehr Licht, sondern auch durch die mechanische Bewirtschaftung gefördert (Verdichtung und Stickstofffreisetzung durch Bodenbearbeitung in Kombination mit mehr Licht). *J. effusus* wird vor allem durch die staunassen Bereiche in flachen Gräben und in Fahrspuren gefördert. Auf der grundwassernahen Untersuchungsfläche *Lüttenhagen w1* stellt *J. effusus* durch die vielen tiefgreifenden Fahrspuren fast 3 % der Vegetationsdecke. Der Mittelwert aller Wirtschaftsflächen liegt bei 1 %, während in den r50-Flächen nur ein Hundertstel davon (0,01 %) festgestellt wurde.

*C. epigeios* wird auf mittel(mäßig) nährstoffversorgten Böden durch höhere Stickstoffversorgung (EISENHAUER & STRATHHAUSEN 1995) und durch zunehmende Lichteinstrahlung (MICHEL 1996) in seiner Ausbreitung und Biomassebildung gefördert (BERGMANN & HAINKE 1993). In Kombination dieser Hauptfaktoren wird das Vorkommen von *C. epigeios* nicht nur im Kiefernwald (EISENHAUER 1994), sondern auch in Buchenwirtschaftswäldern des Tieflandes gefördert, was - vor allem in Kiefernwäldern - zu einer hohen Instabilität des Ökosystems führen kann (ANDERS 1996). Geringe Niederschläge verbunden mit hoher Transpiration von *C. epigeios* und stärkerem Wildverbiss können im Wirtschaftswald das Ökosystem stark verändern, die Ausbreitung von *C. epigeios* weiter konkurrenzlos fördern und in Trockenjahren zu einer negativen Wasserbilanz führen.

### **Kleinblütiges Springkraut *Impatiens parviflora***

Nach ELLENBERG (1986) stellt das seit etwa 1830 aus Botanischen Gärten verwilderte Kleinblütige Springkraut *Impatiens parviflora* eine charakteristische Art der Fagetalia sylvaticae dar. Der Agriophyt (LOHMEYER & SUKOPP 1992) hat sich flächig und häufig mit hohen Deckungsgraden in den Buchenwäldern ausgebreitet und spielt somit als ehemals florenfremdes Element der Krautschicht eine Sonderrolle im Ökosystem der Tiefland-Buchenwälder, die anhand der mitteleuropäischen Lebensansprüche der Art relativ gut erklärt werden können.

*I. parviflora* besitzt mit einer Kontinentalitätszahl von 5 und mit durchschnittlich 18 % eine signifikant niedrigere Stetigkeit in den Untersuchungsflächen des Klimabereichs alpha (= atlantischer) als im Klimabereich beta (= kontinentaler, mit teilweiser Tendenz zu gamma). In den südöstlicheren Untersuchungsflächen kommt *I. parviflora* mit einer mittleren Stetigkeit von 59 % vor. Das bedeutet, dass *I. parviflora* zum Teil aufgrund der in den Referenzflächen *Serrahn r1* und *Heilige Hallen r2* etwas geringeren Kontinentalität im Vergleich mit den Wirtschaftsflächen seltener ist. Der Hauptgrund für das vermehrte Vorkommen von *I. parviflora*, das in seiner mittelasiatischen Heimat eine sehr große Standortamplitude zu besiedeln vermag, ist allerdings im erhöhten Stickstoffangebot in den Wirtschaftswäldern zu suchen (FALKENGREN-GRERUP 1993). Die hinsichtlich der Nährstoffausstattung nur mäßig anspruchsvolle Art (ROTHMALER 1994b) findet durch Störung der ursprünglichen Vegetation (DYGU 1999) und durch die „emissionsbedingte Nitratanreicherung in den Böden ursprünglich armer Pflanzengesellschaften“ (LOHMEYER & SUKOPP 1992) wie dem Luzulo-Fagetum eine Verbreitungschance, die sie dauerhaft nutzt. ELIÁŠ (1999) beschreibt nach langjährigen Untersuchungen zusammenfassend, dass *I. parviflora* einerseits die Ausbreitung begünstigende Faktoren mitbringt (Schattentoleranz, hohe Reproduktionsfä-

higkeit auch im dunklen Bestandesinneren, effektive Samenverbreitung, geringe Nährstoffansprüche), andererseits in Zentraleuropa günstige Bedingungen vorfindet (sehr wenig Parasiten oder Pflanzenfresser, die *I. parviflora* bevorzugen, stete Durchforstungen, die das Kronendach etwas offen halten, und meist geringe Sommertrockenheit). Die Halbschatten- bis Schattenpflanze (SCHAEPP 1985) findet ihre Nische fast konkurrenzlos im Halbschatten nach dem Laubaustrieb und Geophytenaspekt. Der große Etablierungserfolg von *I. parviflora* in den Buchenwäldern besteht auch darin, dass die heimische Flora keine flach wurzelnden Arten besitzt, die im obersten Bodenbereich noch in der Lage sind, ausreichend Wasser aufzunehmen. Diese Lücke kann *I. parviflora* nutzen. Es kann nur vermutet werden, dass die Stickstofffreisetzung in den Wirtschaftswäldern durch das flächig etwas höhere Lichtangebot (Kap. 3.1.3.5) sowie durch das Aufwühlen der Bodenaufgabe bei Fäll- und Rückearbeiten größer als in den Referenzwäldern ist. Auch MROTZEK et al. (2000) weisen auf die Ausbreitung nicht nur von *I. parviflora*, sondern auch *Urtica dioica* und *Calamagrostis epigeios* durch Waldwegebau hin. Die verbesserte Nährstoffsituation (pH-Erhöhung und Nitrifikation) ermöglicht den Arten über die Waldwege auch das Eindringen in dunkle Waldbereiche hinein. MROTZEK et al. (2000) beschreiben, dass die Zunahme der zumeist hochwüchsigen Ruderalarten letztendlich zu einem Rückgang bzw. Verschwinden von Arten, die an basen- und nährstoffarme Standorte angepasst sind (z. B. *Luzula campestris* und verschiedene Seggenarten), führt.

Obwohl die meisten der hier beschriebenen Lebensraumansprüche von *I. parviflora* auch in den r50-Flächen erfüllt werden, kann es sich dort nur punktuell etablieren, wesentliche Aspekte sind offensichtlich die „extremere“ Lichtbedingungen (heller und dunkler als der Wirtschaftswald mit damit verbundenen Konkurrenznachteilen) sowie die fehlenden Waldwege und Rückegassen als Eintrittspforten. Insgesamt scheint das Vorkommen von *I. parviflora* ein Charakteristikum für Wirtschaftswälder zu sein, wobei es in erst seit kurzer Zeit unbewirtschafteten Naturwaldreservaten durchaus noch flächendeckend vorkommen kann (APFFELSTAEDT & BERNHARDT 1996).

In den Referenzflächen kommen außer *I. parviflora* (in zwei Flächen) und Ross-Kastanie *Aesculus hippocastanum* (mit einem Exemplar in *Serrahn r1*) keine weiteren Neophyten vor!

## Indizes und Zeigerwerte

In der Literatur (stellvertretend REICHHOLF 1964, BEZZEL 1974, WINK & WINK 1986, JENSSEN & HOFMANN 2001) und vor allem in forstlichen Diskussionen wird eine hohe Diversität nach SHANNON-WEAVER (1964, 1976) häufig als Weiser einer hohen natürlichen und wünschenswerten Vielfalt eines Bestandes angeführt. Zumindestens in den Tiefland-Buchenwäldern führt diese Herangehensweise zu einer falschen Beurteilung der topisch adäquaten Diversität (ELLENBERG 1973, HAEUPLER 1982, SCHERZINGER 1996). Dies bestätigen auch die steigenden Werte des Shannon-Weaver-Index auf der Wirtschaftsfläche *Chorin w12*. Vor der Durchforstung lag der Index bei 2,4. Im ersten Jahr nach dem Durchforstungseingriff ist er auf 2,7 und im zweiten Folgejahr auf 3,1 gestiegen. Die höheren Werte indizieren somit keine höhere Naturnähe des Tiefland-Buchenwaldes, sondern im Gegenteil die Bewirtschaftungsfolgen im Bestand (u. a. Mineralbodenfreilegung, Sameneintrag und Bodenverdichtung in Fahrspuren), die zu einer gewissen Ruderalisierung der Bodenvegetation und in der Summe zu einer anthropogen bedingten, absolut höheren, aber nicht natürlichen Vielfalt geführt haben. Für die Vegetation konnte dies in jüngeren Veröffentlichungen (OHEIMB

**Die floristische Struktur der Bodenvegetation des Urwald- und Wirtschaftswaldbestandes ist weitgehend identisch. Im Wirtschaftswaldbestand treten Störzeiger etwas gehäuft auf, die Unterschiede sind allerdings so unspezifisch und so gering, dass sie sich zu einer Typisierung im pflanzensoziologischen Sinne nicht eignen.**

ABS et al. 1999

et al. 1999, SCHMIDT, W. 1999, HÄRDTLE et al. 2001, WESTPHAL 2001, SCHMIDT, P. A. 2002) und für Vogelmischungen bereits von FLADE (1994) belegt werden. Das selbst Pflanzungen einen diversitätsfördernden Einfluss haben, haben PRACH et al. (1995) nachgewiesen. Mit den Forstpflanzen wurden weitere 39 Pflanzenarten eingebracht, von denen sich 14 erfolgreich etablieren konnten.

Somit ist es nicht verwunderlich, dass die beiden vegetationskundlich relativ unähnlichen Referenzflächen *Heilige Hallen r2* und *Fauler Ort r3* einen ähnlich niedrigen Diversitätswert besitzen, der deutlich unter zwei liegt, und als Naturnähezeiger von Tiefland-Buchenwäldern gelten kann. Eine hohe Diversität ist nur auf der chorischen Ebene ein Ausdruck von höherer Naturnähe.

Eine hohe Gleichverteilung (Evenness) der Arten kann in den Tiefland-Buchenwäldern ebenso wenig als Naturnähezeiger wie eine hohe Diversität gelten (FLADE 1994, NEUMANN & STARLINGER 2001, siehe auch Kap. 3.3.5.2). Werte über 0,5 kennzeichnen eindeutig die Wirtschaftsflächen, wobei die Großschirmschlagfläche *Haussee w4* hinsichtlich der Diversität wie der Evenness den geringsten und damit den Referenzflächen ähnlichsten Wert aufweist. Die r50-Flächen *Heilige Hallen r2* und *Fauler Ort r3* weisen einen Wert von etwa 0,4 auf.

#### 3.2.2.4.2 Einfluss von Bestandesstrukturen

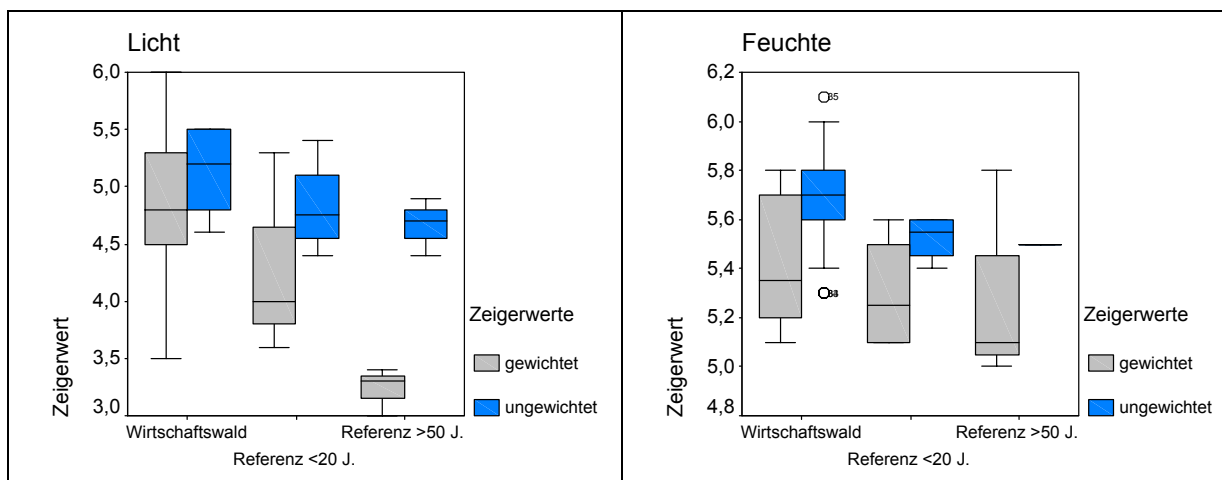
##### Licht und Feuchte

Im Wald ist das Licht ein sehr wichtiger Faktor, der die Vegetation an einem Ort bestimmt, doch SKOV & SVENNING (2003) haben anhand eines Modells gezeigt, dass Daten über die Kombination von Licht, Nährstoff- und Wasserangebot sowie Störungen nicht ausreichen, die Artenvielfalt in bewirtschafteten Wäldern annähernd vorherzusagen. Neben dem Licht und den anderen Hauptfaktoren des Wachstums sind auch Ausbreitungswege und biologische Faktoren wie Konkurrenz für das Wachstum entscheidend. Ab 25 % der photoaktiven Freilandstrahlung kann sich die Kraut- und Strauchvegetation allerdings so stark entwickeln, dass sie zum Wachstumshemmnis von Buchennaturverjüngung werden kann (KÜHNE & BARTSCH 2003).

Die mittleren gewichteten Lichtzeigerwerte der Kraut- und Strauchschicht in den r50-Flächen liegen deutlich niedriger als die Werte der Wirtschaftswälder. Dies ist für die Flächen *Heilige Hallen r2* und *Fauler Ort r3* unerwartet (zu *Serrahn r1* siehe Anhang VI), da sich auf beiden Flächen Bereiche mit Zerfallsphasen bzw. Lücken ausgebildet haben, die eine höhere Lichteinstrahlung am Boden ermöglichen. Offene Moore erhöhen zusätzlich die seitliche Einstrahlung in die Bestände, wobei dies bei den Wirtschaftsflächen gleichermaßen möglich ist. Moore, Bestandeslücken und Bereiche mit Zerfallsphase haben aber aufgrund ihres nur kleinräumigen Einflusses auf die „Licht-Ausprägung“ der Vegetation offensichtlich nur eine untergeordnete Wirkung. Dieses Ergebnis zeigt sehr deutlich, dass die *Heiligen Hallen r2* derzeit weder überwiegend Zerfallsphasen, noch, wie von TABAKU (2000) kartiert, bis zu 25 % Lücken aufweisen.

Die höhere Strahlungsintensität in Wirtschaftswäldern und damit nachfolgend eine Etablierung von Gefäßpflanzen mit im Durchschnitt höheren Lichtzahlen entsteht nicht durch Alterungs- und Absterbeerscheinungen des Hauptbestandes, sondern wird durch die bereits oben beschriebenen Kombination aus der kontinuierlichen Freihaltung von Waldwegen bzw. Rückegassen und Auflichtung des Kronendaches durch Nutzung ermöglicht. Aufgrund des meist kurzen Nutzungsturnus von fünf bis zehn Jahren wird das Kronendach, ob durch einzelstammweise oder kleinflächige Nutzung, immer wieder aufgelichtet. Obwohl die geschaffenen Lichtkegel durch die plastisch reagierenden Buchenkronen meist relativ schnell wieder geschlossen werden, scheint die alle paar Jahre wieder auf-

tretende Erhöhung der Bestandeseinstrahlung für eine Etablierung von Arten mit höherem Lichtzeigerwert zu genügen. Selbst aus forstwirtschaftlicher Sicht geschlossene, hallenartige Buchenaltbestände (*Feldberg w2* mit 3,5, *Thomsdorf w3* und *Suckow w8*, beide mit Lichtzahl 4,7) liegen noch über den Werten der Referenzflächen.



**Abb. 3.84:** Nach Deckungsgrad gewichtete sowie ungewichtete Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992) in Wirtschafts- und Referenzwäldern im nordostdeutschen Tiefland; **links:** Lichtzeigerwerte; **rechts:** Feuchtezeigerwerte; jeweils Median + 1. und 3. Quartil, kleinster und größter Wert sowie Ausreißer.

Die beschriebenen Unterschiede verringern sich deutlich, wenn statt der gewichteten die ungewichteten Zeigerwerte betrachtet werden (Abb. 3.84). So liegt der Lichtwert in den r50-Flächen nur noch tendenziell niedriger als in den Wirtschaftsflächen. Der Feuchtwert liegt beim ungewichteten Mittelwert mit 5,5 sogar in allen r50-Flächen identisch hoch. Die untersuchten mineralischen Waldbereiche des *Faulen Ortes r3* spielen hier also keine Sonderrolle.

Durch die in den Referenzflächen vergleichsweise hohe Konstanz der Wuchsbedingungen stellt sich eine besonders enge Korrelation zwischen Deckungsgrad und Artenzahl ein. Eine Anpassung an neue Lichtverhältnisse findet natürlich auch im Naturwald kontinuierlich statt, doch führt die Walddynamik nicht zu einer immer wiederkehrenden großflächigen, relativ homogenen Auflichtung, wie es bei einer Durchforstung bzw. Nutzung üblicherweise geschieht.

Anhand der Lichtzeigerwerte wurden die Lichtunterschiede zwischen Wirtschafts- und Referenzwald bereits dargestellt. Die Verwendung der Zeigerwerte von ELLENBERG et al. (1992) ist, sofern nicht eigene Lichtmessungen vorort durchgeführt werden können, der beste synoptische Ansatz zur Beurteilung der Lichtverhältnisse im Wald.

Die Waldentwicklungsphasen beeinflussen die Artenvielfalt (HÄRDTLE et al. 2003a), wobei in Bestandeslücken erwartungsgemäß mehr Arten vorkommen als in den geschlossenen, dichten Waldentwicklungsphasen wie der Optimalphase. Die Anpassung der Vegetation an die Waldentwicklungsphasen ist im Prinzip eine weitere Beschreibung der Reaktion auf veränderte Licht- und damit auch verbundene Feuchtigkeitsverhältnisse.

## Nutzungsintensitäten

Auch BRUNET et al. (1996) und SCHMIDT, W. (1999) konnten, wie in der hier vorliegenden Arbeit, nachweisen, dass mit steigender Nutzungsintensität die Artenzahl ansteigt, was nicht nur an der in bewirtschafteten Flächen künstlich verringerten Konkurrenzkraft der Buche liegt, sondern vor allem an den anthropogen bedingten Störungen, wie sie oben schon beschrieben wurden.

### Fazit:

#### 1. Einfluss forstlicher Bewirtschaftung:

Die Vegetation der Wirtschaftswälder ist nicht voll im Einklang (Balance) mit dem Standort. In den r50-Flächen können sich die Waldgesellschaften durch die langfristig ungestörte Anpassung an den Standort klarer und „individueller“ ausprägen, während die vielen Bewirtschaftungseinflüsse in Wirtschaftswäldern mehr zu einem unspezifischen „Mix“ führen. Die Bewirtschaftung bewirkt eine komplexe Veränderung der Wuchsbedingungen für die Bodenvegetation vor allem durch mehr Lichteinstrahlung (Baumentnahmen) und Störungen (Bodenverwundung, -verdichtung): Es kommen höhere Deckungsgrade, mehr lichtanzeigende Arten, insgesamt mehr Arten, die aber nur zu einem kleineren Teil (alte) Waldarten darstellen, höhere Indizes wie die Diversität nach Shannon-Weaver und Evenness, aber eine geringere Dominanz von Einzelarten (McNaughton-Index) vor. Im Wirtschaftswald wird vor allem das Vorkommen von *Juncus effusus*, *Calamagrostis epigeios*, *Impatiens parviflora*, *Milium effusum* und *Rubus idaeus* gefördert und die Ausbreitung von *Anemone nemorosa* eingeschränkt.

#### 2. Indikatoren für naturnahen Tiefland-Buchenwald:

- a. Der Waldartenanteil beträgt in Beständen bis zu ~40 ha Größe über 99 % (UF-Größen siehe Tab. 2.1).
- b. Der Anteil an Arten „alter Waldstandorte“ (ZACHARIAS 1994) liegt in Beständen bis zu ~40 ha Größe bei >40 % (UF-Größen siehe Tab. 2.1).
- c. Die Diversität nach Shannon-Weaver liegt <2 und die Dominanz der zwei häufigsten Arten bei >59 %.
- d. *Juncus effusus* und *Impatiens parviflora* kommen mit einer Deckung von weniger als einem Prozent vor.

Obwohl *Calamagrostis epigeios* in den r50-Flächen höchst signifikant seltener als in Wirtschaftsflächen vorkommt, kann wegen der recht hohen Varianz der Deckungsgrade in den einzelnen Referenzflächen kein verlässlicher Indikatorwert definiert werden.

### 3.2.3 Moossynusien

Die Fragestellungen hinsichtlich der Moossynusien setzen einen teilweise von der Kraut- und Strauchschicht unabhängigen Schwerpunkt:

1. Gibt es Unterschiede in der Substratnutzung der Moose in den bewirtschafteten und unbewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern? ► Kap. 3.2.3.1 und Kap. 3.2.3.2;
2. Welchen Einfluss hat das Makroklima auf das Moosvorkommen? ► Kap. 3.2.3.3;
3. Wie beeinflusst die Bestandesstruktur das Vorkommen der Moossynusien? Gibt es Struktur-Indikatoren? ► Kap. 3.2.3.4;
4. Gibt es Indikator-/Zeigerarten für naturnahe Tiefland-Buchenwälder? ► Kap. 3.2.3.5.5.

#### 3.2.3.1 Unterschiede zwischen Wirtschafts- und Referenzwäldern

##### 3.2.3.1.1 Moosarteninventar<sup>1</sup>

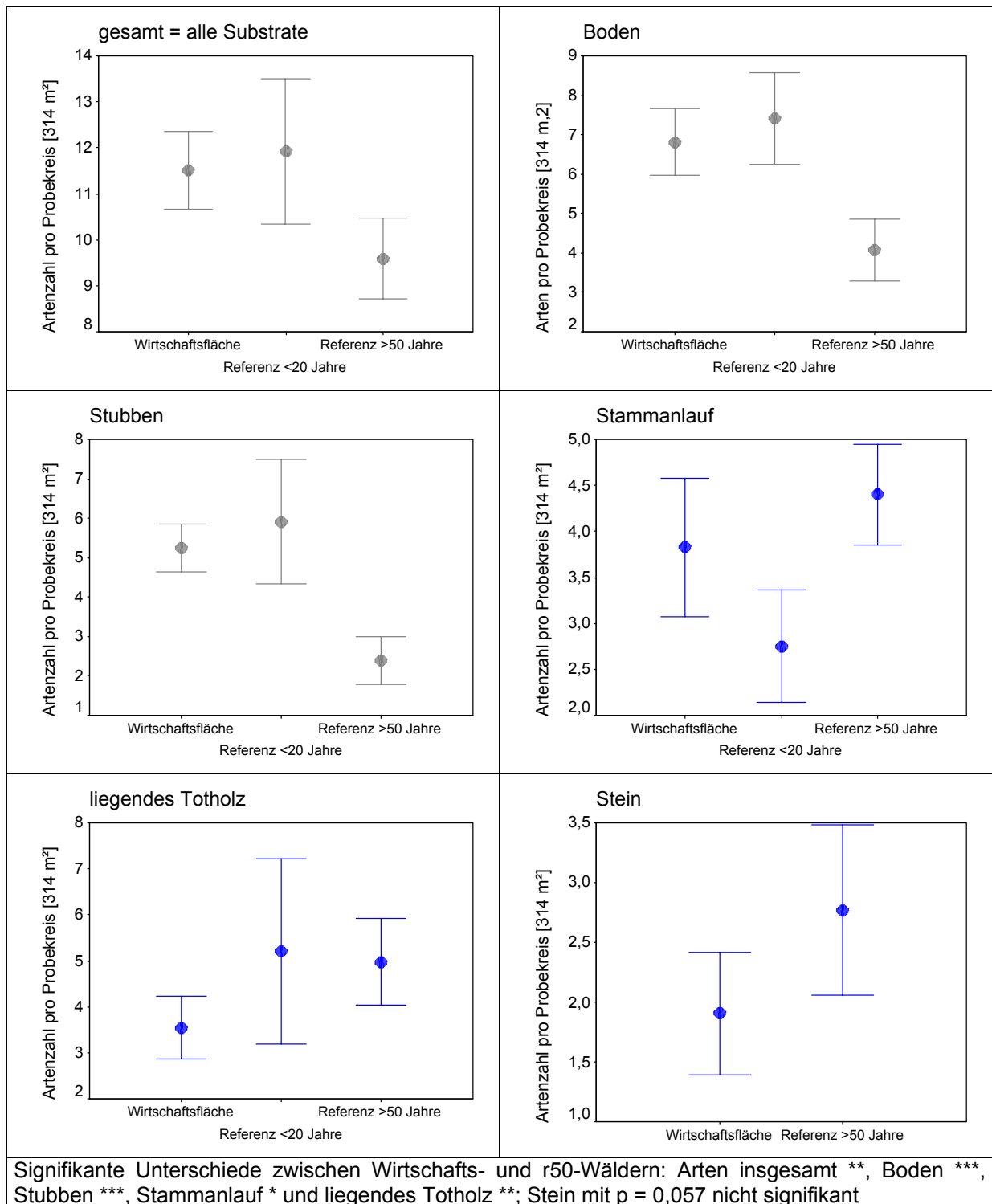
In den Wirtschaftswäldern kommen mehr Arten als in den r50-Flächen vor (Abb. 3.85, Anhang VII, IX). Dies liegt an der im Vergleich zu Referenzwäldern höheren Artenvielfalt auf dem Boden und auf den Stubben. An Stammanläufen, auf liegendem Totholz und auf Steinen kommen hingegen bedeutend weniger Arten als in den r50-Flächen vor. Diese unterschiedliche Substratbesiedlung stellt zusammen mit dem in Referenzwäldern häufigeren Vorkommen von gefährdeten Arten (Tab. 3.36) den Hauptunterschied im Moosinventar bewirtschafteter und unbewirtschafteter Tiefland-Buchenwälder dar.

Die Gesamtartenzahl zeigt mit 21-40 Arten in den Wirtschaftswäldern eine größere Spanne als in den Referenzwäldern (28-34 Arten), wobei allerdings ein direkter Vergleich aufgrund der unterschiedlichen Anzahl kartierter Probekreise nicht möglich ist (Abb. 3.86, Anhang VII, VIII, XIII).

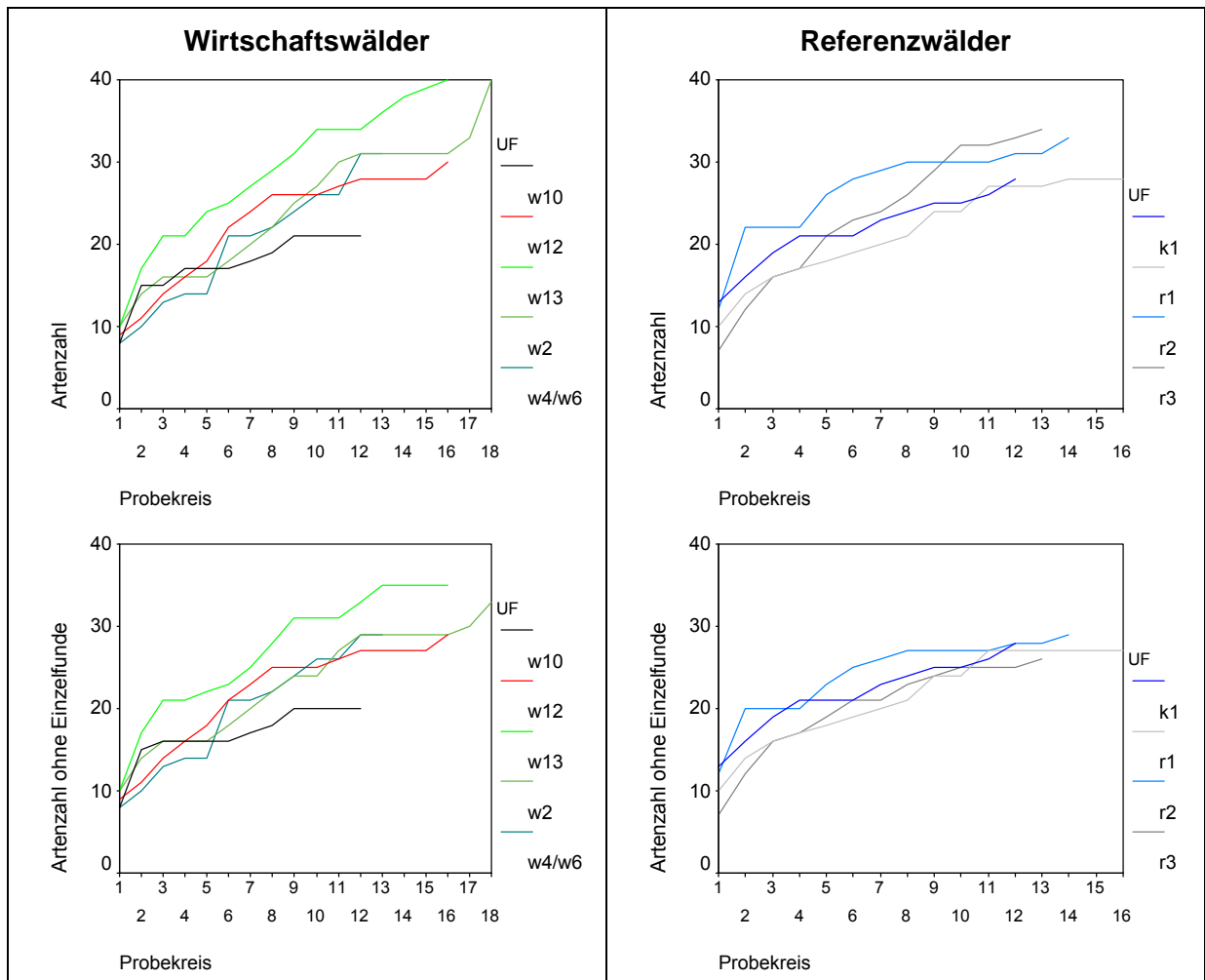
Da mit steigender Probekreisanzahl meist auch die Habitatvielfalt wächst, ist zu erwarten, dass immer wieder neue Arten nachgewiesen werden können, die aber nicht zum Hauptinventar der Tiefland-Buchenwälder gehören. Abb. 3.86 zeigt den Kurvenverlauf der Arten-/Probekreisanzahl-Beziehung mit und ohne Einzelfunde (Arten, die nur an einem Fundort der gesamten Kartierung gefunden wurden). Das Hauptarteninventar liegt in den Tiefland-Buchenwäldern bei rund 30 Arten, wobei das Niveau in den Wirtschaftswäldern teilweise etwas höher (*Eberswalde w13*), aber auch bedeutend niedriger als in den Referenzwäldern sein kann (*Schwarzes Loch w10*). In den Referenzflächen wird eine im Vergleich zu den Wirtschaftsflächen höhere Artensättigung erreicht.

---

<sup>1</sup> Artenliste siehe Anhang VII



**Abb. 3.85:** Moosarten auf verschiedenen Substraten und gesamt [Mittelwert ± zweifacher Standardfehler], getrennt nach Wirtschaftsflächen, Referenz <20 und >50 Jahre unbewirtschaftet, Artenzahlen in den Wirtschaftswäldern (grau) bzw. in den r50-Flächen (blau) höher; unten: Signifikanzangaben.



**Abb. 3.86:** Beziehung zwischen Moosartenzahl und der zunehmender Anzahl kartierter Probekreise; **links:** in den Wirtschaftswäldern und **rechts:** in den Referenzwäldern; **oben:** alle Arten, **unten:** ohne Einzelfunde.

Unterschiede in den Einzelflächen:

Die substratabhängige Artenvielfalt ist je nach Untersuchungsfläche stark verschieden (Anhänge IX, XI, XIII, XIV).

Eindeutig ist, dass natürlich entstandene Stubben (<1,3 m Höhe) in den alten Referenzflächen völlig anders besiedelt werden als Sägestubben mit einer glatten Schnittfläche. In den *Heiligen Hallen r2* und dem *Faulen Ort r3* kommt im Durchschnitt nur eine Art/Probekreis vor, während es in den Wirtschaftswäldern ~4-8 sind. In den r50-Flächen stellen Stubben, wenn sie nicht ausnahmsweise durch einen Bruch eines lebenden Baumes frisch entstehen, meist das stehengebliebene Restholz eines nach längerem Zersetzungsprozess umgefallenen überwiegend rindenlosen Hochstubbens dar, auf dem nur wenige Arten vorkommen. Zudem kommen Stubbenstrukturen in den Referenzwäldern sehr selten vor, da Buchenstämme meist in 5-10 m Höhe abbrechen (Kap. 3.1.3.3.3, Abb. 3.30) und die verbleibenden Hochstümpfe dann nach einer längeren Zersetzungszeit vollständig umfallen.

Auf dem Boden kommen in den *Heiligen Hallen r2* und dem *Faulen Ort r3* wenig Arten vor. Die Wirtschaftsfläche *Schwarzes Loch w10*, die nicht mehr bodenbearbeitet wird und überwiegend gezäunt ist, weist mit durchschnittlich 3,9 Arten/Pk ebenfalls eine geringe Artenzahl auf dem Boden auf. Hingegen besitzt die seit wenigen Jahren unbewirtschaftete Fläche *Stechlin k1* aufgrund von Oberbodenverhagerung (Seewind des Stechlinsees) größere Bereiche, auf denen das Buchenlaub verweht wird. Auf diesem freien, geneigten, aber durch den See relativ luftfeuchten Boden konnten sich relativ viele epigäische Arten ansiedeln. Die stark anthropogen beeinflusste Untersuchungsfläche *Eberswalde w13* besitzt die meisten epigäischen Arten, da an einem natürlichen Dünenzug mit steil abfallenden Hängen und auf vielen alten Pflugstreifen das Laub windverblasen wird. Hier konnten sich insgesamt 28 epigäische Arten ansiedeln.

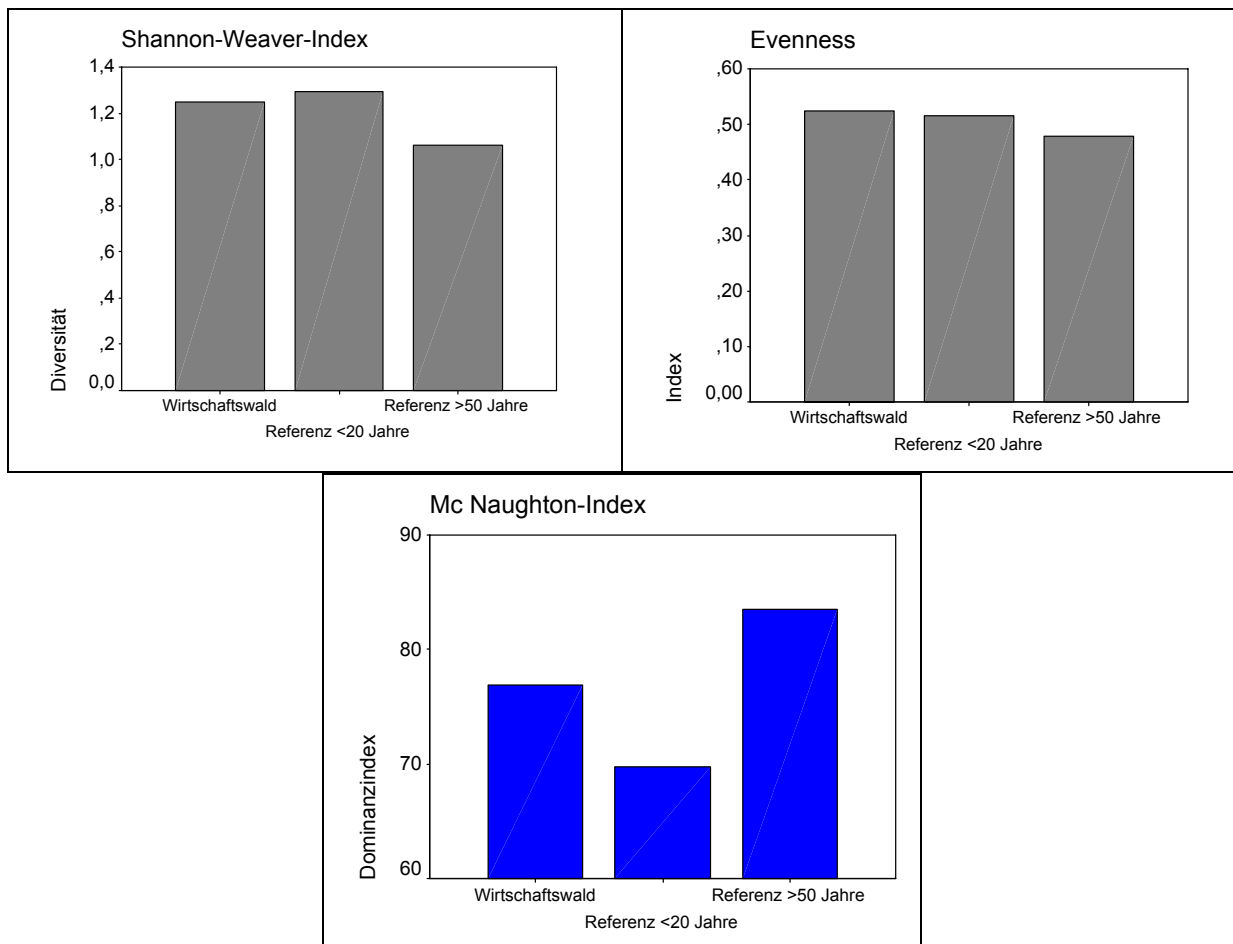


Die Artenzahlen auf liegendem Totholz, auf Stammanläufen und auf Steinen sind in den r50-Fläche am höchsten. Im *Faulen Ort r3* findet sich allerdings nur eine geringe Artenvielfalt auf dem Totholz, was zur geringen Gesamtartenzahl des *Faulen Ortes r3* entscheidend beiträgt. Ein Erklärungsansatz liegt in dem hohen Anteil stark zersetzten Totholzes (Zersetzungsgrad 4 bis 6), das nur noch von wenigen häufigen Arten besiedelt wird. In den *Heiligen Hallen r2* sind nur 43 % des liegenden Totholzes stark zersetzt.

### 3.2.3.1.2 Indizes

Während die Diversität nach Shannon-Weaver und die Evenness zwischen den Wirtschafts- und Referenzflächen keine signifikanten Unterschiede aufweisen, liegt der Dominanzindex nach McNaughton in den r50-Flächen deutlich höher (Abb. 3.87 und Anhang IX).

Dies ist hinsichtlich der durch die Evenness ebenfalls ausgedrückten Gleichverteilung etwas widersprüchlich. In den unbewirtschafteten Flächen nehmen die zwei häufigsten Arten einen größeren Anteil als in den Wirtschaftswäldern ein, wobei in allen r50-Flächen mit *Hypnum cupressiforme* und *Brachythecium rutabulum* stets dieselben zwei Arten am häufigsten vorkommen (Tab. 3.35).



**Abb. 3.87:** Diversität nach Shannon-Weaver, Evenness und Dominanzindex nach McNaughton der Moose in bewirtschafteten und unbewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern (Einzelwerte siehe Anhang IX).

**Tab. 3.35:** Die zwei häufigsten Moosarten, die in die Berechnung des McNaughton-Index eingegangen sind, getrennt nach Wirtschafts-, kurz- und langfristig nicht bewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern.

Art	Wirtschaftswälder					k20- k1	r50-Flächen		
	w2	w4/w6	w10	w12	w13		r1	r2	r3
<i>Atrichum undulatum</i>				X		X			
<i>Brachythecium rutabulum</i>	X	X	X				X	X	X
<i>Brachythecium salebrosum</i>			X						
<i>Campylopus introflexus</i>					X				
<i>Dicranella heteromalla</i>				X					
<i>Hypnum cupressiforme</i>	X					X	X	X	X
<i>Polytrichum formosum</i>		X			X				

### 3.2.3.1.3 Rote-Liste-Arten

Sowohl von den in Brandenburg als auch den in Mecklenburg-Vorpommern stark gefährdeten und vom Aussterben bedrohten Arten (neun Arten mit 17 Vorkommen) gibt es in den r50-Flächen mehr als in den Wirtschaftswäldern (Tab. 3.36 und 3.37, Einstufung nach KLAWITTER et al. 2002 und BERG & WIEHLE 1991). Im Durchschnitt kommen in den r50-Flächen mit 0,4 Rote-Liste-Arten pro 314 m<sup>2</sup> (Probekreis) doppelt so viele wie in den Wirtschaftswäldern vor (Tab. 3.36). Die Verteilung der Moosarten auf die Gefährdungsstufen verdeutlicht die Rolle von unbewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern. Durchschnittlich wurden in 12 % aller Probekreise akut vom Aussterben bedrohte Arten (1) nachgewiesen (zwei Arten in fünf Probekreisen), während in den Wirtschaftswäldern keine der gefundenen Arten in diese Gefährdungsstufe fällt. Darüber hinaus kommen durchschnittlich bedeutend mehr stark gefährdete (2) und gefährdete (3) Arten in den r50-Flächen im Vergleich zu in den Wirtschaftswäldern vor. In den Wirtschaftswäldern gehören die meisten gefährdeten Arten (17 von 25) in die Gefährdungsgrade R und V.

**Tab. 3.36:** (Durchschnittliche) Anzahl von Rote-Liste-Arten in den Wirtschafts- und Referenzwäldern; **oben:** nach der Roten Liste Brandenburg (KLAWITTER et al. 2002), **unten:** nach der Roten Liste Mecklenburg-Vorpommerns (BERG & WIEHLE 1991); insg. = alle Rote-Liste-Arten, Gefährdungskategorien nach KLAWITTER et al. (2002): 1 = akut vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, R = potenziell wegen Seltenheit gefährdet, V = zurückgehend, Art der Vorwarnliste.

Rote Liste Brandenburg	Rote- Liste- Arten	durchschnittlich pro Probekreis					
		insg.	1	2	3	R	V
r50-Flächen	16	0,4	0,12	0,14	0,14	0,023	0,2
k20-Fächen	1	0,1	0	0	0	0	0,1
Wirtschaftswälder	13	0,2	0	0,05	0,10	0,017	0,2

Rote Liste Meckl.-Vorpommern	Rote- Liste- Arten	durchschnittlich pro Probekreis					
		insg.	1	2	3	R	V
r50-Flächen	13	0,3	0,02	0,05	0,33	0	0
k20-Fächen	2	0,2	0	0	0,25	0	0
Wirtschaftswälder	7	0,1	0	0	0,14	0,02	0

Die meisten Rote-Liste-Arten kommen epigäisch vor (Tab. 3.37). Die Anzahl von epigäischen Fundorten (22) gefährdeter Arten liegt deutlich über denen der anderen Substrate Stein, Stubben, Totholz, Stammanlauf. Betrachtet man die Gefährdungsstufen 1 bis 3 für sich, wird der Boden allerdings nicht häufiger als das liegende Totholz von gefährdeten Arten besiedelt.

Auf dem Boden wurden fünf Rote-Liste-Arten nachgewiesen, die auf keinem anderen Substrat vorkamen (substrat-exklusiv), wovon allerdings drei in nur einer Wirtschaftsfläche nachgewiesen wurden (*Feldberg w2*). Die Moosfauna dieser Fläche wird stark von nur einem Probekreis mit Lehmkuhlen geprägt. Hier wurden allein vier gefährdete Arten (*Fissidens porelloides*, *Plagiochila asplenioides*, *P. porelloides* und *Thuidium tamariscinum*) nachgewiesen.

**Tab. 3.37:** Substrate der Rote-Liste-Arten, **links:** Anzahl Fundorte getrennt nach Boden, Stein, Stubben, liegendes Totholz, Stammanlauf; **rechts:** Anzahl von Fundorten der Rote-Liste-Arten in den Wirtschafts-, k20- und r50-Wäldern.

Rote Liste-Kategorie	Art	Boden	Stein	Stubben	liegendes Totholz	Stammanlauf	Wirtschaftswald	Referenz <20 Jahre	Referenz >50 Jahre	Untersuchungsfläche
1	<i>Dicranum majus</i>		1		3	2			6	r2
1	<i>Neckera crispa</i>	1							1	r3
2	<i>Anomodon viticulosus</i>		1						1	r3
2	<i>Homomallium incurvatum</i>					3			3	r3
2	<i>Neckera complanata</i>				1				1	r3
2	<i>Plagiochila asplenioides</i>	2					2			w2, w4
2	<i>Ptilium crista-castrensis</i>				1				1	r2
2	<i>Rhytiadelphus loreus</i>				1		1			w4
3	<i>Fissidens adianthoides</i>		1						1	r3
3	<i>Hylocomium splendens</i>				1				1	r2
3	<i>Isothecium alopecuroides</i>	1	1			1				r3
3	<i>Metzgeria furcata</i>				1	2	1		2	w4, r1, r2
3	<i>Mnium stellare</i>			1			1			w13
3	<i>Plagiochila porelloides</i>	1					1			w2
3	<i>Pohlia cruda</i>	1					1			w2
3	<i>Thuidium tamariscinum</i>	1		1			1			w2
<b>Anzahl Arten</b>		<b>6</b>	<b>4</b>	<b>2</b>	<b>6</b>	<b>4</b>	<b>7</b>		<b>9</b>	
<b>Anzahl Vorkommen</b>		<b>7</b>	<b>4</b>	<b>2</b>	<b>8</b>	<b>8</b>	<b>8</b>		<b>17</b>	

R	<i>Dicranodontium denudatum</i>					1	1			w2
R	<i>Thamnobryum alopecurum</i>		1						1	r3
V	<i>Brachithecium populeum</i>		1				1			w2
V	<i>Dicranum fuscescens</i>		1			1			2	r1
V	<i>Fissidens bryoides</i>	1					1			w2
V	<i>Lepidozia reptans</i>	6		1	2	1	8		2	w4, w6, r1
V	<i>Leucobryum glaucum</i>	7		1			5	1	2	w2, w4, w6, w13, k1, r2
V	<i>Platygyrium repens</i>					1	1			w13
V	<i>Rhizomnium punctatum</i>	1	1						2	r1, r3
V	<i>Sanionia uncinata</i>				1				1	r2
<b>Anzahl Arten</b>		<b>4</b>	<b>4</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>4</b>	<b>6</b>	<b>1</b>	<b>6</b>	
<b>Anzahl Vorkommen</b>		<b>15</b>	<b>4</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>17</b>	<b>1</b>	<b>10</b>	

insgesamt						
Arten im Wirtschaftswald		7	1	4	2	4
Arten im Referenz <20 Jahre		1				
Arten im Referenz >50 Jahre		5	7		7	5
<b>Summe</b>		<b>10</b>	<b>8</b>	<b>4</b>	<b>8</b>	<b>8</b>
<b>substrat-exklusive Arten</b>		<b>5</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>4</b>	<b>3</b>

Steine, liegendes Totholz und Stammanläufe weisen mit acht Rote-Liste-Arten und jeweils drei bis vier exklusiven Arten keine Besiedlungsunterschiede auf. Mit Abstand am seltensten kommen gefährdete Moosarten auf Stubben vor. Die vier gefundenen Rote-Liste-Arten sind aber nicht stubbenspezifisch. *M. stellare* ist z. B. keine stenotope Stubbenart, da sie auf basenreichen Waldböden, Felsspalten, übererdeten Gesteinsblöcken und Mauern vorkommen kann (FRAHM & FREY 1992, FREY et al. 1995, SCHUMACHER 2000). KLAWITTER et al. (2002) geben als Habitatpräferenz von *M. stellare* allgemein Laubwälder und etwas spezieller Eschenwälder und basische Steine an.

### 3.2.3.2 Substratnutzung der Moose

29 Arten (34,9 % der Gesamtartenzahl) kommen auf allen untersuchten Substraten und zum Teil sehr stetig vor (Anhang XI). Mehr als 50 % der gefundenen Arten wachsen epigäisch, auf liegendem Totholz und den Stammanläufen der Buchen (Tab. 3.38). Vergleichsweise wenige Arten konnten sich auf Sägestubben und Steinen etablieren. Da Sägestubben unterschiedlicher Zersetzungsgrade in allen Wirtschaftsflächen sehr zahlreich vorhandenen waren, ist die niedrigere Artenzahl auf ihre geringere Substratqualität zurückzuführen. Stubben besitzen, vor allem wenn sie nur wenig zersetzt sind, eine vom liegenden Totholz stark verschiedene Oberflächenstruktur. Die Oberseite weist eine relativ glatte Schnittfläche auf, und die Jahrringe stehen senkrecht nach oben.

In der Substratnutzung der Einzelarten gibt es zwischen den Wirtschafts- und Referenzwäldern keine aussagekräftigen Unterschiede.

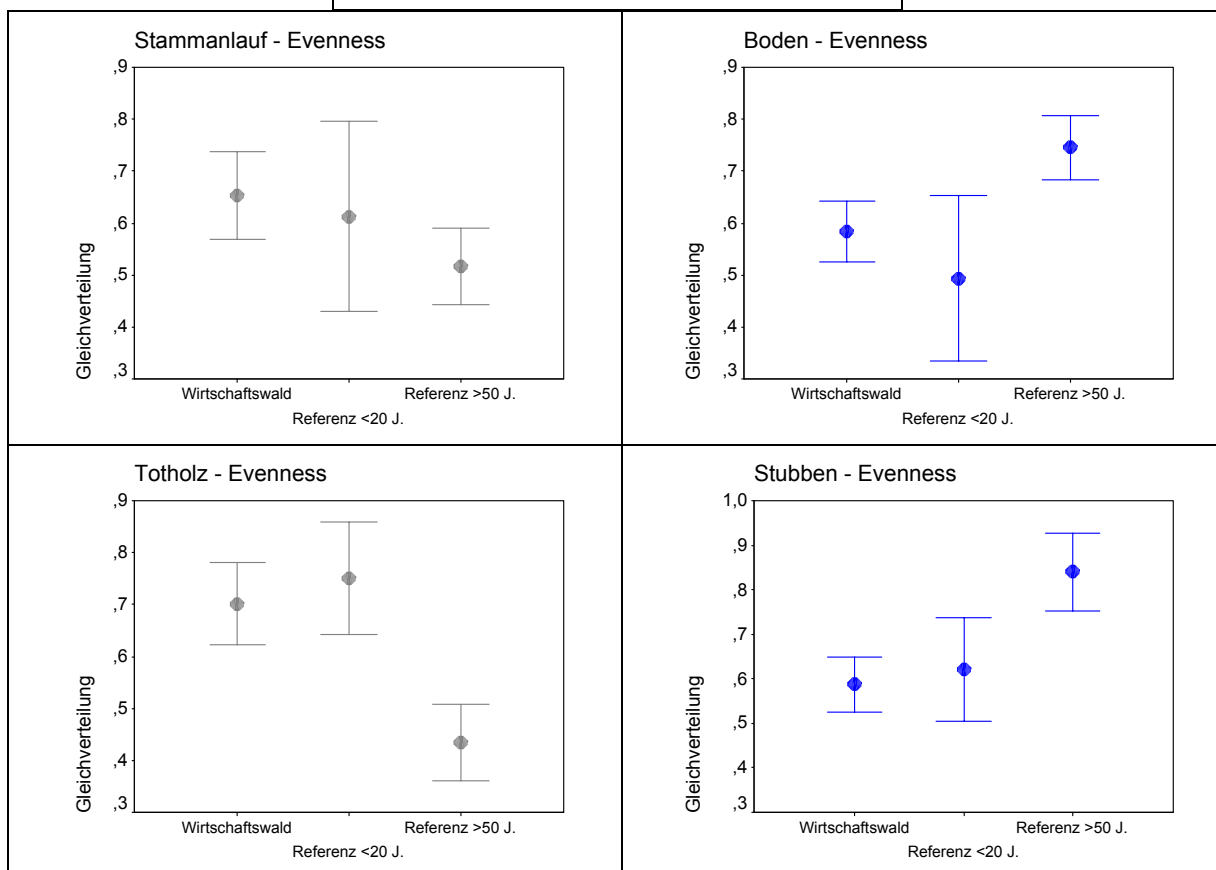
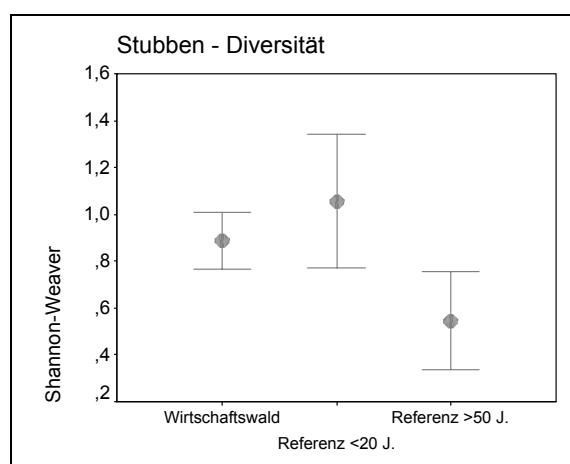
Tab. 3.38: Substratnutzung der Moose (Übersicht).

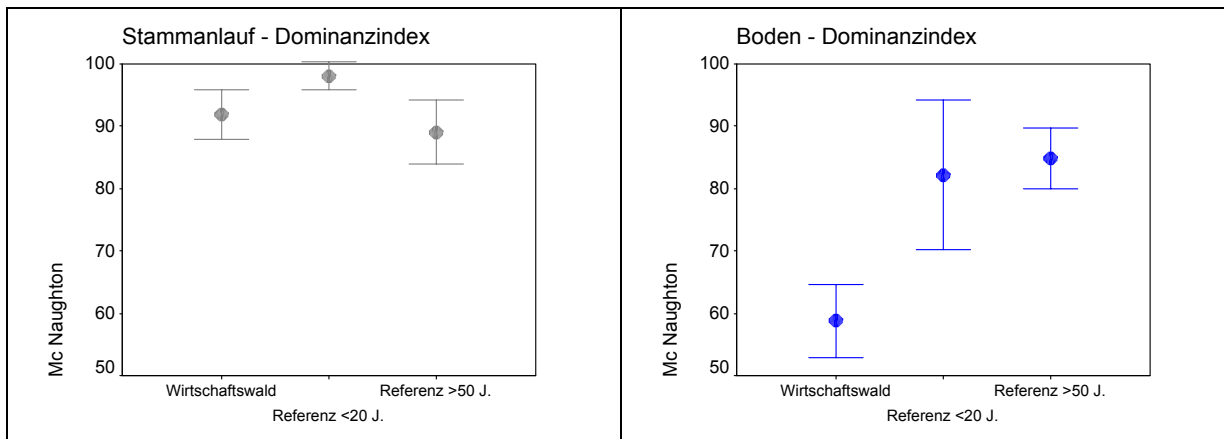
Substrat	Artenzahl	Anteil in % (Bezug 83 Arten)	Substratan- gebot [m <sup>2</sup> ]	Besiedlung [m <sup>2</sup> ]	prozentuale Besiedlung
Boden	56	67	40.504,7	318,65	0,8
liegendes Totholz	49	59	1.446,5	320,43	22,2
Stammanlauf	44	53	4.467,7	175,85	3,9
Stubben	38	46	138,7	88,21	63,6
Stein	28	34	19,6	17,46	89,0
Summe	83		46.577,2	920,30	2,0

Tab. 3.39: Für Moose besiedelbare epigäische Fläche nach Untersuchungsflächen unterteilt, zur Ermittlung der besiedelbaren Flächen siehe Kap. 2.2.4.2.2.

Untersuchungsfläche	besiedelt [m <sup>2</sup> ]	besiedelbar [m <sup>2</sup> ]	Besiedlung [%]
w2 Feldberg	108,0	5610,3	1,9
w4 Haussee, w6 Klausshagen	38,7	4054,2	1,0
w10 Schwarzes Loch	8,2	3742,0	0,2
w12 Chorin	35,3	4981,2	0,7
w18 Eberswalde	62,4	4996,6	1,2
k1 Stechlin	36,1	3745,8	1,0
r1 Serrahn	12,5	4978,1	0,3
r2 Heilige Hallen	12,2	4348,2	0,3
r3 Fauler Ort	5,2	4048,2	0,1

Auf dem Boden von r50-Flächen können sich kaum Moose ausbreiten (Tab. 3.39, Anhang X). Nur die nach den Kriterien der „Arbeitsgemeinschaft naturgemäße Waldwirtschaft“ und nach Naturschutzaspekten bewirtschaftete Fläche *Schwarzes Loch w10* weist einen vergleichbar wenig moosbesiedelten Boden auf. Zum einen führen der Verzicht auf Bodenbearbeitung, die dauerhafte Markierung von Rückegassen und deren Einhaltung bei Rückearbeiten zu einer relativ geringen Mineralbodenfreilegung, zum anderen wurde durch Zaunbau in entstehenden Lücken eine recht dichte Naturverjüngung ermöglicht, die eine für Moose ausreichende Lichteinstrahlung am Boden verhindert. Für die r50-Flächen kann angenommen werden, dass die „Unversehrtheit“ des Bodens, die Verhauwirkung des liegenden Totholzes mit größerer Windruhe am Boden (dadurch bedingt eine dickere Laubschicht einschl. Laubansammlungen am Totholz), die im Vergleich zu den Wirtschaftsflächen häufig dichtere Überschirmung durch Gehölze (Abb. 3.73) und die höheren Deckungsgrade der krautigen Bodenvegetation in lichterem Bereichen zu einer nur spärlichen Moosbesiedlung des Bodens führen.





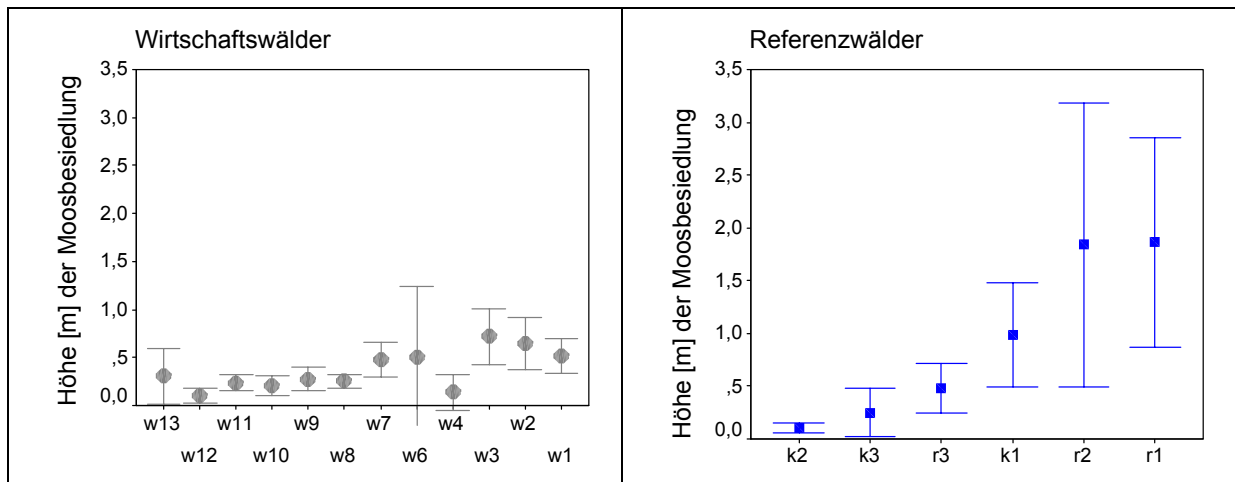
**Abb. 3.88:** Indizes der Moosvegetation nach Substraten, Wirtschafts- und Referenzwäldern getrennt. Die abgebildeten Indizes sind alle zwischen den Wirtschafts- und r50-Wäldern signifikant verschieden, Datenübersicht und Signifikanzniveaus siehe Anhang XV.

Alle über die Laubstreu hinausragenden Formationen wie Steine, Stubben, Stammanläufe der stehenden Bäume und liegendes Totholz werden stärker besiedelt als der Boden (Tab. 3.38). Während Steine fast vollständig besiedelt werden, liegt der Besiedlungsanteil der Stubben bei nur 63 %. Liegendes Totholz (22 %) und Stammanläufe (4 %) werden schwächer besiedelt. Verschiedene Faktoren spielen eine Rolle, die eine Besiedlung erst ermöglichen. Die Baumart (Eichen besitzen meist weniger Moose, aber mehr Flechten), der Zersetzungsgrad von abgestorbenem Holz, das Alter der Bäume (Rindenstruktur) und die Rindendynamik (Abfallen, Abhacken durch Spechte etc.) sind für die Besiedlung von Stubben und Totholz von entscheidender Bedeutung. Eine geringe Zersetzung (Grad 0) korreliert mit wenig und eine hohe Zersetzung (Grad 6) mit viel Moosfläche auf Stubben ( $p < 0,05$ ). Die Artenzahl auf Stubben korreliert mit den Zersetzungsgrad 1 und 3 positiv ( $p < 0,05$ ). Steine zeigen keine „kurzfristige“ Substratdynamik und können u. a. deshalb fast vollständig besiedelt werden.

Die Diversität auf den verschiedenen Substraten unterscheidet sich zwischen Wirtschafts- und Referenzwäldern nicht. Die einzige Ausnahme stellt die Besiedlung der Stubben dar, die in den Referenzwäldern aus dem oben bereits erwähnten Mangel an natürlichen Stubben gering ist. Die Evenness der Arten zeigt hingegen deutliche Unterschiede zwischen Wirtschafts- und r50-Flächen (Abb. 3.88). Während sie in den r50-Flächen an den Stammanläufen und auf Totholz niedriger ist, verteilen sich die Moose auf dem Boden und auf Stubben gleichmäßiger als in den Wirtschaftswäldern. Das liegende Totholz und die Stammanläufe sind in den Referenzwäldern in ihrer Erscheinungsform also vielfältiger und dadurch ist die Artenverteilung inhomogener als in den Wirtschaftswäldern. Im Wirtschaftswald sind hingegen der Boden und die Stubben heterogener besiedelt.

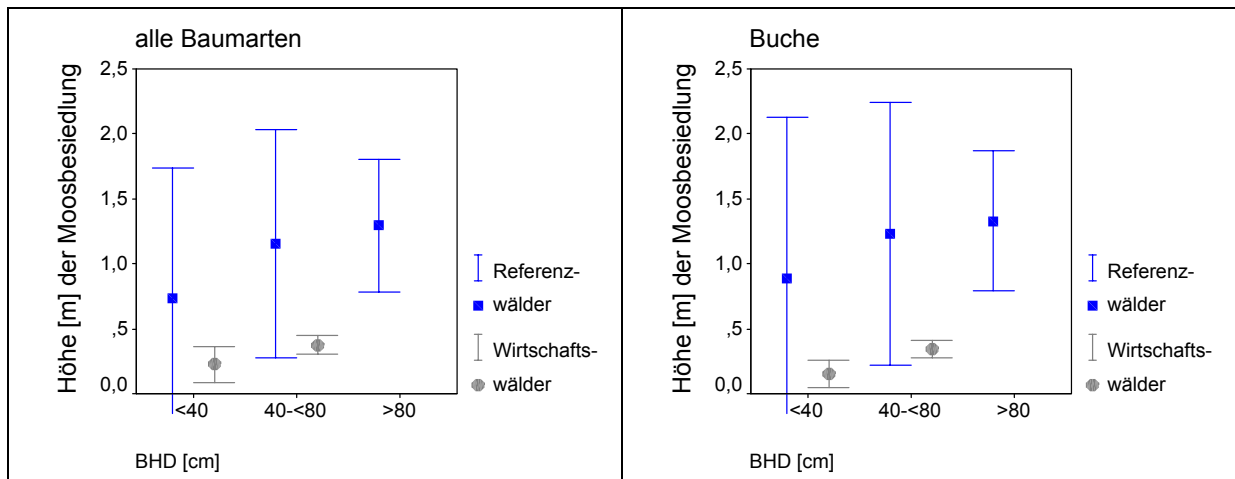
### 3.2.3.3 Einfluss des Makroklimas auf den Moosbesatz

Die durchschnittliche maximale Höhe der Moosbesiedlung (Definition siehe Kap. 2.2.4.2.1) an Stammanläufen steigt mit zunehmendem atlantischen Einfluss zwischen *Eberswalde w13* und *Serrahn r1* an, wobei der Anstieg in den Referenzflächen bedeutend größer als in den Wirtschaftswäldern ist (Abb. 3.89).



**Abb. 3.89:** Abhängigkeit der Höhe [m] der Moosbesiedlung an Stammanläufen von der Atlantizität der Untersuchungsflächen getrennt nach Wirtschafts- und Referenzflächen. Die Atlantizität nimmt von links nach rechts zu, nur die Flächenpaare *w10*, *w11* und *k2*, *k3* besitzen jeweils annähernd gleiche Koordinaten.

Daraus lässt sich ableiten, dass nicht nur höhere Niederschlagsmengen und damit eine höhere Bestandesfeuchte, sondern auch die Bestandesstruktur das Vorkommen der epiphytischen Moose bestimmt. Mit steigendem BHD steigt auch die mittlere maximale Höhe der Moosbesiedlung an (Abb. 3.90), was auf eine langfristige Besiedlungsentwicklung hinweist. Die mittlere maximale Besiedlungshöhe liegt unabhängig vom Klimagradienten und den betrachteten Baumarten zwischen 40 und <80 cm BHD in den Referenzwäldern signifikant ( $p < 0,001$ ) höher als in den Wirtschaftswäldern, was die Strukturunterschiede belegt (Abb. 3.90). Ober- und unterhalb dieser BHD-Grenzen lagen zu wenige Daten vor.



**Abb. 3.90:** Mittlere maximale Besiedlungshöhe der Moose an den Stammanläufen [m + zweifacher Standardfehler] nach BHD-Klassen (<40, 40-<80, >80 cm BHD) und nach Referenz- und Wirtschaftswäldern getrennt; **links:** alle Baumarten, **rechts:** nur Buche.

### 3.2.3.4 Struktur-Indikatoren für die Moosvielfalt

Die durch Moose besiedelten Lebensräume sind im Wald so vielfältig, dass es nicht möglich ist, eine „Schlüsselstruktur“ zu finden, die als Indikator für die Biodiversität der Moose dienen könnte. Anhand der Korrelationen von Bestandesstrukturen und Moosvorkommen (Anhang XVI) können aber einfach zu erhebende Strukturparameter benannt werden, die entscheidenden Einfluss auf die Artenvielfalt der Moose ausüben (Tab. 3.40):

Die drei Strukturparameter lebender Vorrat, Totholz, Alterungs- und Zerfallsphase, die jeder für sich in starker Ausprägung alte, extensiv bewirtschaftete Wälder partiell beschreiben, korrelieren mit geringen Artenzahlen auf Stubben und teilweise auf dem Boden. Einen positiven Einfluss haben hohe Ausprägungen dieser Parameter auf die Moosartenvielfalt an den Stammanläufen bzw. auf dem liegenden Totholz, was insgesamt ein stimmiges Wirkungsgefüge beschreibt. Die potenziell besiedelbaren Substratoberflächen führen mit den real besiedelten Substratbereichen zu gleichgerichteten Korrelationen: stehendes und liegendes Totholz wirkt sich positiv auf die Artenzahlen der Stammanläufe (stehendes Totholz ist hier subsummiert) und des liegenden Totholzes, nicht aber der Stubben und des Bodens aus. Ein höheres Angebot an Stubbenoberfläche führt hingegen erwartungsgemäß zu höheren Artenzahlen auf Stubben, womit sich die Stubbendichte als grober Zeiger der Bewirtschaftungsintensität, wie sie in Kap. 3.1.3.7.1 dargestellt wurde, bestätigt.

**Tab. 3.40:** Einfluss von Waldstrukturen auf die Artenvielfalt der Moose.

(Übersicht über alle Korrelationen zwischen Strukturparametern und Moosen siehe Anhang XVI)

Strukturparameter	Auswirkung
1. hoher lebender Vorrat [m <sup>3</sup> /500 m <sup>2</sup> -Probekreis]	mehr Arten auf Stammanläufen
2. hohe Baumanzahl $\geq 20$ cm BHD/500 m <sup>2</sup> -Probekreis bzw. ha	insgesamt weniger Arten
3. Alterungs- und Zerfallsphase	auf dem Boden und insgesamt weniger Arten, aber mehr Arten auf liegendem Totholz
4. große potenziell besiedelbare Oberflächen von:	
4a. Totholz	mehr Arten auf liegendem Totholz und auf den Stammanläufen stehender Tothölzer
4b. Stubben	mehr Arten auf Stubben
5. hohe Moosbedeckung	
5a. auf dem Boden	mehr Arten auf Boden, Stubben und insgesamt
5b. auf liegendem Totholz	mehr Arten auf liegendem Totholz
5c. auf Stammanläufen	mehr Arten auf Stammanläufen
5d. insgesamt	mehr Arten auf allen Substraten

Erläuterungen zu möglichen Struktur-Indikatoren der Wirtschaftswälder:

1. Baumanzahl  $\geq 20$  cm BHD:

Da eine hohe Baumanzahl  $\geq 20$  cm BHD in Wirtschaftswäldern häufiger als in r50-Flächen ist (Kap. 3.1.2.2, Abb. 3.4), kann sie als Indikator dienen, der auf niedrige Moosartenzahlen in den Wirtschaftswäldern verweist. In den *Heiligen Hallen* r2 und im *Faulen Ort* r3 liegt die Anzahl bei ~60 Bäumen  $\geq 20$  cm BHD/ha und in den Wirtschaftswäldern (mit Ausnahme der Großschirmschläge) durchschnittlich bei 140 Bäumen  $\geq 20$  cm BHD/ha.

2. potenziell besiedelbare Stubbenoberfläche:

Eine große potenziell besiedelbare Stubbenoberfläche entsteht in erster Linie durch Nutzungseingriffe im alten Wirtschaftswald, denn Eingriffe in Bestände mit geringen BHD führen zwar zu einer hohen Stubbenanzahl, aber nicht zu einer großen Oberfläche. Da die Stubbenoberfläche allerdings nur mit der Artenzahl auf den Stubben korreliert, besitzt diese Struktur keinen hohen Indikationswert.



Erläuterungen zu möglichen Struktur-Indikatoren der Referenzwälder:

#### 1. lebender Vorrat:

Ein hoher lebender Vorrat wird nur durch stark dimensionierte Altbäume erreicht. Diese Bäume haben bereits eine rissige Stammbasis, so dass sich dort Moose ansiedeln können. Da dieser Zusammenhang im Wirtschaftswald stärker als in den r50-Flächen ausgeprägt ist (Anhang XVI) und der Vorrat ansonsten keine weitere Lebensraumqualität der Moose repräsentiert, kann der Parameter letztlich keinen guten Referenzwald-Indikator darstellen.

#### 2. Alterungs- und Zerfallsphase:

In Alterungs- und Zerfallsphasen kommen weniger Arten (vor allem auf dem Boden) vor, weil die Lichtverhältnisse zuerst durch den Bestandesschluss und anschließend durch die Ausbreitung der Krautschicht in Zerfallslücken für die Moosbesiedlung ungünstig sind. Eine schwach positive Beziehung zwischen den Waldentwicklungsphasen und der Artenzahl auf liegendem Totholz ist natürlich nur ein anderer Ausdruck der Beziehung zwischen Totholz und seiner vielfältigen Moosbesiedlung (siehe Punkt 3).

#### 3. potenziell besiedelbare Totholzoberfläche:

Ein hohes Angebot an Totholz ist charakteristisch für r50-Flächen. Da auf dem Totholz der r50-Flächen besonders viele hochgradig gefährdete Moosarten vorkommen (Tab. 3.37), ist die Totholzoberfläche bzw. -menge ein guter Indikator für die Moosflora von unbewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern.

### 3.2.3.5 Teildiskussion: Moose

#### 3.2.3.5.1 Moose der Tiefland-Buchenwälder

Die in nur zehn >100-jährigen Tiefland-Buchenwäldern (mit 130 Probekreisen = 4,1 ha) nachgewiesenen 83 Moosarten stellen mehr als ein Siebtel des Gesamtartenspektrums Brandenburgs (14,4 %, KLAWITTER et al. 2002) und Mecklenburg-Vorpommerns (15,9 % BERG & WIEHLE 1991) sowie 6,4% (5,7%) aller in der Rote Liste Brandenburgs (Mecklenburgs) genannten Arten der Stufen 1, 2, 3, R und V dar. Selbst in der mit Vulkan- und Sedimentgestein sehr unterschiedliche Ausgangsverhältnisse umfassenden Untersuchung von SCHUMACHER (2000: 49) wurden insgesamt nur 102 Arten (auf den Sedimentgesteinen sogar nur 76 Arten) nachgewiesen. Im Vergleich zu der Arbeit von SCHUMACHER, in der Untersuchungsflächen in Deutschland, Österreich und der Slowakei summarisch analysiert wurden, lagen die Untersuchungsflächen in den Tiefland-Buchenwäldern räumlich eng benachbart und in einer ähnlichen Höhenstufe (hohe vertikale wie horizontale Autokorrelation: BEGON et al. 1998: 601, KIENAST et al. 1992), und trotzdem wurde eine vergleichbar hohe Artenzahl nachgewiesen.

#### 3.2.3.5.2 Gefährdete Moosarten in Tiefland-Buchenwäldern

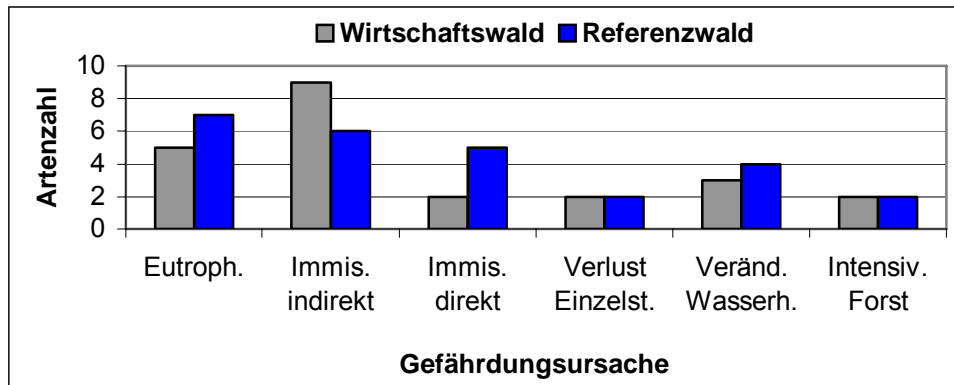
Nach der Roten Liste Brandenburgs kommen 26 (KLAWITTER et al. 2002), nach der Roten Liste Mecklenburg-Vorpommerns 18 (BERG & WIEHLE 1991) und zusammen 31 gefährdete Arten in den nur zehn kartierten Tiefland-Buchenwäldern vor. Bezogen auf die brandenburgische Gefährdungseinstufung sind knapp ein Drittel (31,3 %) der gefundenen Arten gefährdet, rückgängig oder in der Vorwarnstufe. Seltene und gefährdete Arten kommen vor allem in naturnah bewirtschafteten und unbewirtschafteten Buchenwäldern vor (SCHUMACHER 2000: 134). Auch HÄRDITLE et al. (2003: 288) haben in der unbewirtschafteten Fläche *Serrahn r1* deutlich mehr Rote-Liste-Arten gefunden als in einer nahe gelegenen bewirtschafteten Buchenwaldfläche.

**Tab. 3.41:** Übersicht über die Habitatpräferenzen nach KLAWITTER et al. (2002) der in Tab. 3.37 aufgeführten Rote-Liste-Arten. Mehrfachnennungen sind möglich.

Art	basische Steine	Rinde lebender Bäume (Epiphyt)	totes, meist liegendes Holz	Laubwald	Kieferwald	Eschenwald	Bruchwald	basisches Moor	saures Moor	Fließgewässer	feuchte Lehmstandorte
<i>Dicranum majus</i>				x							
<i>Neckera crispa</i>	x	x									
<i>Anomodon viticulosus</i>	x	x									
<i>Homomallium incurvatum</i>	x										
<i>Neckera complanata</i>	x	x									
<i>Plagiochila asplenoides</i>				x							
<i>Ptilium crista-castrensis</i>			x		x						
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>			x	x	x						
<i>Fissidens adianthoides</i>	x					x		x		x	
<i>Hylocomium splendens</i>				x	x						
<i>Isothecium alopecuroides</i>	x	x									
<i>Metzgeria furcata</i>	x	x									x
<i>Mnium stellare</i>	x			x	x						
<i>Plagiochila porelloides</i>	x					x				x	
<i>Pohlia cruda</i>				x							
<i>Thuidium tamariscinum</i>				x		x	x				
<b>Summe Rote-Liste-Arten Stufe 1-3</b>	<b>9</b>	<b>5</b>	<b>2</b>	<b>7</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>1</b>
<i>Dicranodontium denudatum</i>			x		x				x		
<i>Thamnobryum alopecurum</i>	x										
<i>Brachythecium populeum</i>	x	x									
<i>Dicranum fuscescens</i>		x	x								
<i>Fissidens bryoides</i>				x							x
<i>Lepidozia reptans</i>			x		x		x		x		
<i>Leucobryum glaucum</i>			x	x	x		x				
<i>Platygyrium repens</i>		x	x					x			
<i>Rhizomnium punctatum</i>	x		x			x	x				
<i>Sanionia uncinata</i>		x	x						x		
<b>Summe R+V-Arten</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>7</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>0</b>	<b>1</b>
<b>gesamt</b>	<b>12</b>	<b>9</b>	<b>9</b>	<b>9</b>	<b>6</b>	<b>5</b>	<b>4</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>2</b>

Rote-Liste-Arten kommen in den bewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern in erster Linie epigäisch, dagegen in den r50-Flächen vor allem auf liegendem Totholz und Steinen vor. Die Habitatanalyse der gefundenen Rote-Liste-Arten zeigt eine von KLAWITTER et al. (2002) abweichende Habitatwahl (Tab. 3.41); mit Abstand am häufigsten werden bei KLAWITTER basische Steine als Habitat angegeben (12 von 26 Arten); jeweils neun Arten kommen als Epiphyt auf lebender Rinde, auf meist liegendem Totholz und im Laubwald vor. Der häufigste reale Wuchsort der Moose war in den untersuchten Buchenwäldern hingegen der Boden (Tab. 3.37). Die Biotopangabe „Laubwald“ bei KLAWITTER et al. (2002) ist hinsichtlich der nur im Buchenwäldern durchgeführten Untersuchung natürlich zu unspezifisch und damit aussagelos. Für 11 Rote-Liste-Arten werden feuchte bis nasse Standorte und für sechs Arten Kieferwaldstandorte angegeben.

Die Gefährdungsursachen der Rote-Liste-Arten werden zusammenfassend in Abb. 3.91 dargestellt. Die zwei wichtigsten Faktoren stellen Eutrophierung und indirekte Auswirkungen der Luftverschmutzung (z. B. Versauerung der Substrate mit Veränderung der Konkurrenzverhältnisse innerhalb der Vegetation) dar. Werden die Arten, die durch direkte Luftverschmutzung beeinträchtigt werden, noch hinzugerechnet, kommen in den untersuchten Wirtschaftswäldern 16 und in den Referenzwäldern 18 Arten vor, die durch Immissionsbelastungen gefährdet sind. In den kartierten Tiefland-Buchenwäldern sind die Immissionen offensichtlich gering, so dass die immissionssensiblen Arten vorkommen können.



**Abb. 3.91:** Gefährdungsursachen der in neun Tiefland-Buchenwäldern gefundenen Rote-Liste-Arten (nach KLAWITTER et al. 2002): Eutroph. = Eutrophierung, Immis. indirekt = indirekte Auswirkungen der Luftverschmutzung, Immis. direkt = direkte Auswirkungen der Luftverschmutzung, insb. auf Epiphyten und Bewohner von Silikatgestein, Verlust Einzelst. = Zerstörung oder Entwertung von Einzelstandorten besonders seltener Arten, Veränd. Wasserh. = Beeinträchtigung des Wasserhaushaltes, Intensiv. Forst = Intensivierung der Forstwirtschaft.

### 3.2.3.5.3 Vergleich von Wirtschafts- mit Referenzwäldern

Deutliche Unterschiede zwischen der Moosvegetation in bewirtschafteten und unbewirtschafteten Wäldern wurden bereits in verschiedenen Untersuchungen nachgewiesen, z. B. von GUSTAFSSON & HALLINGBÄCK (1988), SÖDERSTRÖM (1988), ANDERSSON & HYTTBORN (1991), LESICA et al. (1991) und FRISVOLL & PRESTO (1996). PHILIPPI (1981) schätzt überschlägig, dass rund 1-2 % der baden-württembergischen Moosflora stärker an Altholz gebunden sein dürfte. Über Buchenwirtschafts- und -referenzwälder liegen von MUHLE (1977), MÜLLER (1993), SCHUMACHER (2000), ODOR & STANDOVAR (2001) und HÄRDTLE et al. (2003) vergleichende Studien vor, in denen z. T. Untersuchungen im Serrahner Buchenwald durchgeführt wurden, in dem auch die UF *Serrahn r1* als Referenzfläche liegt (MÜLLER 1993, HÄRDTLE et al. 2003).

Während MÜLLER (1993) in einer in der Nähe der Untersuchungsfläche *Serrahn r1* liegenden bewirtschafteten Buchenaltbestandsfläche nur halb so viele Arten wie in der Kernzone Serrahn finden konnte, liegen im Widerspruch dazu die Artenzahlen in den r50-Flächen signifikant niedriger als in den untersuchten Wirtschaftsflächen (Abb. 3.85 und Anhang IX). Dass Bewirtschaftung die Moosartenzahl erhöhen kann, konnte auch ROSE (1992) nachweisen. Ebenso fand SCHUMACHER 2000:135) in einem Schneitelwald (sehr knorrige, stark dimensionierte Bäume) in der Ostslowakei bedeutend mehr Arten als in den bereits üppig ausgestatteten Buchenurwäldern. Die Untersuchung von MÜLLER (1993) zeigt sehr deutlich, dass der die Artenzahl steigernde Effekt einer moderaten Bewirtschaftung bei stark ökosystembeeinflussenden Waldbaumethoden nicht mehr vorhanden ist. Die von MÜLLER untersuchten Wirtschaftsflächen waren aus Großschirmschlägen hervorgegangene Altersklassenwälder, die mit „schwerem Gerät“ bearbeitet wurden, so dass „starke Rückeschäden, Bodenverdichtung, Vernichtung von Naturverjüngungen“ die Fol-

gen waren. Das Totholz wurde entfernt bzw. gesammelt und verbrannt. Auf den so behandelten Flächen kamen neben *Brachythecium rutabulum* und *Hypnum cupressiforme* kaum Arten auf dem wenigen Rest-Totholz vor. Selbst in der hiesigen Arbeit als hoch stet nachgewiesene Arten wie *Lophocolea heterophylla* und *Herzogiella seligeri* waren kaum bzw. gar nicht auffindbar.

Dass die Bewirtschaftung nicht immer einen positiven Einfluss auf die Moosartenzahl hat, wurde auch schon in anderen Arbeiten nachgewiesen (u. a. AUDE & POULSEN 2000, ODOR & STANDOVAR 2001 und HÄRDTLE et al. 2003).

SCHUMACHER (2000:130) verweist darauf, dass Substratbiquisten und fakultative Rinden- und Holzbewohner in Wirtschaftswäldern häufiger vorkommen als in Referenzwäldern. Die Anwendung der Klassifikation von SCHUMACHER auf die Tiefland-Buchenwälder bestätigt diese Aussage allerdings nicht. Eine eigene Analyse der Substratnutzung ergibt auch keine anwendbare Klassifikation. 36 Arten wurden zwar nur auf einem Substrat nachgewiesen, doch kamen diese mit nur einer Ausnahme an nur einem oder zwei Fundorten vor. So geringe Fundortanzahlen lassen den Schluss einer obligaten Substratnutzung nicht zu. Nur *Homallium incurvatum* wurde in drei Probekreisen im *Faulen Ort r3* stets an Stammanläufen nachgewiesen, was auf eine gewisse Substratspezifität der Art hinweisen könnte.

*Sanionia uncinata* findet nach SCHUMACHER (2000:130) als obligat epixyle Art in Wirtschaftswäldern keine guten Habitatbedingungen vor. Obwohl die Art in den Tiefland-Buchenwäldern nur einmal gefunden wurde, wird diese Aussage mit dem Fund im *Faulen Ort r3* auf liegendem Totholz bestätigt.

Wie bereits bei der Strauch- und Krautschicht (Abb. 3.80) lag auch bei den Moosen der McNaughton-Index in den Referenzflächen signifikant höher als in den Wirtschaftswäldern (Abb. 3.87, Anhang IX). Während aber in der Kraut- und Strauchsicht unterschiedliche Artenpaare zu der hohen Dominanz führten (Tab. 3.28), kommt es bei den Moosen zu einer Übereinstimmung der zwei häufigsten Arten in allen r50-Wäldern. Durch das hohe Angebot von schon relativ stark zersetztem, aber aufgrund der großen Dimension noch lange über den Boden hinausragendem Totholz kommt es zu einer Grundstruktur der Habitatnutzung, die sich in den Wirtschaftswäldern nicht wiederfindet. Selbst der standörtlich von den anderen r50-Flächen teilweise unterschiedene *Fauler Ort r3* entwickelt wegen der großen Mengen liegenden Totholzes eine Dominanz von *Hypnum cupressiforme* und *Brachythecium rutabulum*. In den Wirtschaftswäldern gibt es eine größere Habitatvarianz, die nicht nur zu unterschiedlichen Dominanzstrukturen, sondern auch zu einer von den Referenzflächen deutlich unterschiedenen Artenzusammensetzung führt.

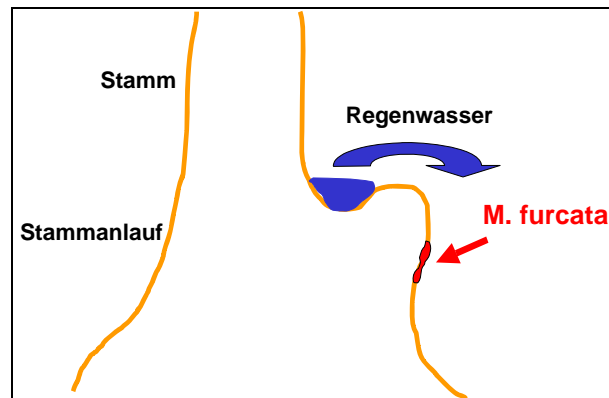
#### **3.2.3.5.4 Habitatnutzung der Moose**

##### **Rinde und Stammanlauf**

Anhand der auf der Rinde vor allem an Stammanläufen vorkommenden Art *Metzgeria furcata* (Rote Liste Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern: Gefährdungsstufe 3) soll auf die beiden in Abb. 3.91 genannten Gefährdungsursachen „Beeinträchtigung des Wasserhaushaltes“ und „Intensivierung der Forstwirtschaft“ eingegangen werden. Die klassifizierende und damit pauschalisierende Angabe der Gefährdungsursachen lässt nicht erkennen, worin die spezielle Gefährdung liegt. *Metzgeria furcata* wurde im Wirtschaftswald *Klaushagen w6* und in den Referenzwäldern *Serrahn r1* und *Heilige Hallen r2* mit jeweils einem Fundort nachgewiesen, wobei zwei Fundorte identische Strukturen aufwiesen (Abb. 3.92): Am Stammanlauf ist ein stärkerer Zwiesel abgebrochen (*Heilige Hallen r2*) bzw. abgesägt worden (*Klaushagen w6*). In den darauffolgenden Jahren ist der Zwieselstumpf in den Stamm hinein gerottet und der Baum hat versucht, die offene Stelle mit Kal-lusgewebe zu überwallen, was allerdings nicht vollständig gelungen ist. Die durch den verrotteten Zwieselstumpf entstandene Senke wird bei Regen vor allem durch den

Stammabfluss des Hauptstammes mit Wasser aufgefüllt. Letztlich läuft das Wasser über die Wulst des Kallusgewebes den restlichen Stamm herunter. An dieser Stelle kommen die von *M. furcata* benötigten Standortfaktoren zusammen: Es gibt mikroklimatisch eine über dem Bestandesdurchschnitt liegende Wasserversorgung und zugleich ist die Nährstoffversorgung durch im Wasser gelöste Nährstoffe verbessert.

In der Fläche *Serrahn r1* wurde *M. furcata* unterhalb eines noch vorhandenen Zwiesels an einem Baum mit stark dimensionierten Zwieselstämmen entdeckt. Das Vorkommen befand sich in der Abflussschneise des durch den Zwiesel gesammelten Stammabflusses, so dass ähnliche, wenngleich etwas nährstoffärmere, Verhältnisse wie an der Stammbasis herrschten.



**Abb. 3.92:** Vorkommen von *Metzgeria furcata* an tief verzweigten Buchenstämmen.

Die Habitatstrukturen der Fundorte stellen Baumstrukturen dar, die bei einer intensiven, alle Bäume mit Sonderstrukturen (verzweigte Bäume und Bäume mit offener Höhlenbildung, Kap. 3.14) entfernenden Forstwirtschaft in Buchenbeständen nicht vorkommen würden. HÄRDTLE et al. (2003) beschreiben *M. furcata* als Naturnäheindikator für Tiefland-Buchenwälder. Die Ableitung der Indikation erfolgte nur anhand der Fläche *Serrahn r1*, bestätigt aber mit der Habitatbeschreibung „oft auf Narbengewebe oder überrieselten Stammbereichen“ den obigen Befund.

„Durch eine so radikale Nutzung, wie sie die heute weitverbreitete Praxis des Schirmschlages darstellt, werden zunächst fast alle auf Rinde lebenden Moose lokal ausgerottet“ (SCHUMACHER 2000:133). Diese Aussage konnte in der Untersuchung der Tiefland-Buchenwäldern weder bestätigt noch widerlegt werden, da in den beiden untersuchten Großschirmschlägen (*Haussee w4* und *Klaushagen w6*) der Altbestand nicht planmäßig entfernt wurde. Stattdessen ist der lichte Schirm in den letzten Jahrzehnten durch Wind und Sonne stark geschwächt worden. Die alternde und vielfach aufgerissene Rinde hat somit Lebensraum für Moose an den Stammanläufen geschaffen, die im normalen Großschirmschlag nicht vorhanden gewesen wären. Zudem sind viele Altbäume abgebrochen oder umgefallen und bilden einen überdurchschnittlich hohen Totholzanteil.

Auf die Bedeutung von Altbäumen und besonders auch Altbuchen mit ihrer umgestalteten Rinde haben schon GUSTAFSSON et al. (1988), RASSMUS (1991), MÜLLER (1993) und HÄRDTLE et al. (2003: 293) hingewiesen. Für die zehn untersuchten Tiefland-Buchenwälder kann dies anhand der durchschnittlichen Deckung der Moose [m<sup>2</sup>] bestätigt werden (Tab. 3.42). Während in den Referenzwäldern durchschnittlich fast zwei Quadratmeter der Stammanläufe pro Probekreis mit Moosen überzogen sind, liegt der Mittelwert in den Wirtschaftswäldern unter einem Quadratmeter.

**Tab. 3.42:** Durchschnittliche Moosbedeckung der Stammanläufe pro Probekreis [m<sup>2</sup>].

\* Referenzwälder: r1-r3 und k1.

Untersuchungsfläche	durchschnittl. Deckung der Stammanläufe/Probekreis [m <sup>2</sup> ]
r1	2,2
r2	1,2
r3	0,8
k1	3,8
w2	2,9
w4/w6	0,5
w10	0,3
w13	0,2
w12	0,1
Referenzwälder*	<b>2,0 (einschl. k1)</b>
Wirtschaftswälder	<b>0,9</b>

Auf die Bedeutung der Stammbasis als Träger (auch seltener) epiphytischer Arten vor allem in kalk- und gesteinsarmen Gebieten wurde auch schon von PHILIPPI (1981) hingewiesen. Vor allem zwei auch hier in den Tiefland-Buchenwäldern nachgewiesene Arten, *Anomodon viticulosus* und *Neckera complanata*, sollen von besiedelbaren Stammanläufen profitieren (PHILIPPI 1981), wobei die genannten Arten allerdings in den Tiefland-Buchenwäldern auf einem Stein und auf liegendem Totholz nachgewiesen wurden.

Mit 44 nachgewiesenen Arten an den Stammanläufen wurden weniger Arten auf Rinde als in anderen Studien nachgewiesen. Bei BARKMAN (1958: 129) werden zwischen 50 und 61 und bei SCHUMACHER (2000) sogar 64 Arten genannt, eine direkte Vergleichbarkeit ist aufgrund unterschiedlicher Kartiermethodik und Größe des Kartierraumes allerdings nicht gegeben.

## Totholz

Auf Totholz entsteht eine große Artenvielfalt durch die Abfolge unterschiedlicher Zersetzungsstufen des liegenden Totholzes. Schon vor mehreren Jahrzehnten wurde die Zersetzung des Holzes nach den sich zeitlich ablösenden Moosgemeinschaften klassifiziert. SHARP (1939), JOVET & JOVET (1944), STEFUREAC (1969) und MUHLE & LEBLANC (1975) haben die Dekomposition meist in drei bis vier deutlich unterscheidbare Zersetzungs- und damit Besiedlungsstufen eingeteilt, wobei die Abfolge bei unterschiedlichen Klimaverhältnissen abweichend verlaufen kann (FREY 1959, STEFUREAC 1969). PHILIPPI (1965) beschrieb mit dem Hypno-Xylarietum und dem Lophocoleo-Dolichothecetum (heute Herzogiella) seligeri die zwei wichtigsten Gesellschaften, die in Tiefland-Buchenwäldern auf Stubben und liegendem Totholz vorkommen. Das Hypno-Xylarietum umfasst als Hauptarten die Pilze *Xylaria hypoxylon* (Geweihförmige Holzkeule) und *Xylaria polymorpha* (Vieltalige Holzkeule) und die Moose *Hypnum cupressiforme* oder *Brachythecium rutabulum*. Die beiden genannten Moosarten kommen in allen zehn Untersuchungsflächen auf allen Substraten hoch stet vor (Anhang XII), wobei sie in den Referenzwäldern größere Moospolster als im Wirtschaftswald ausbilden ( $p < 0,001$ , U-Test). Nach der Kartierung von KERSTAN (2003) gehören die beiden genannten Pilzarten ebenfalls zu den am häufigsten nachgewiesenen Pilzarten in den untersuchten Tiefland-Buchenwäldern. Die Gesellschaft etabliert sich aufgrund des festen Holzes schwerpunktmäßig auf Buchenholz. Sie kommt vor allem im Luzulo-Fagetum, aber auch im Carici-Fagetum vor (PHILIPPI 1965).

Auf schon etwas stärker verwittertem Buchentotholz entwickelt sich die Moosgesellschaft Lophocolea-Dolichothecetum seligeri mit den Hauptarten *Lophocolea heterophylla* und

*Herzogiella seligeri*. Die Arten kommen auf liegendem Totholz und auf Stubben in allen Untersuchungsflächen ebenfalls mit hoher Stetigkeit vor (Anhang XII).

Dass in unbewirtschafteten Wäldern die Artenzahlen auf Totholz höher sind (LESICA et al. 1991, SCHUMACHER 2000, STAPPER 2000, ODOR & STANDOVAR 2001, WESTPHAL 2001, HÄRDTLE et al. 2003), konnte anhand des Vergleichs der untersuchten Tiefland-Buchenwälder bestätigt werden. Die in den Referenzwäldern vergleichsweise hohen Totholzvorkommen in unterschiedlichen Dimensionen, Zersetzungsgraden und mit unzähligen Habitatnischen sind für dieses Ergebnis verantwortlich (siehe Kap. 3.1.3).

## Boden

Der Boden der (Tiefland-)Buchenwälder wird hauptsächlich von wenigen dominanten Arten besiedelt, die auch schon von MÜLLER (1993), SCHUMACHER (2000) und HÄRDTLE et al. (2003) genannt werden: *Atrichum undulatum*, *Dicranella heteromalla*, *Mnium hornum* und *Polytrichum formosum* sowie in geringerer Deckung *Ceratodon purpureus* und *Pohlia nutans*.

*Leucobryum glaucum* als Charakterart des Weißmoos-Buchenwaldes kommt nur auf verhagerten Böden vor. Die Analyse der Bodenmoose hat gezeigt, dass das Artenspektrum in den Wirtschaftswäldern erweitert ist und entscheidenden Einfluss auf die Gesamtartenzahl hat. Zudem sind die Deckungsgrade der häufigsten epigäischen Moose in bewirtschafteten Flächen durch häufigeres Freilegen und lokales Erhöhen des Mineralbodens (Bodenbearbeitung, Rückespuren etc.) höher. In den Referenzwäldern wird hingegen die Laubstreu durch liegendes Totholz, die Vielschichtigkeit des Bestandes und durch fehlende Bodenverwindung vom Wind weniger verblasen als in den Wirtschaftswäldern, so dass eine epigäische Moosbesiedlung erschwert ist.

Mit 56 Arten wurden 13 Arten mehr auf dem Boden nachgewiesen als von SCHUMACHER (2000: 54), der unterschiedliche Substrate und weit auseinander gelegene Buchenbestände untersucht hat.

## Klimagradient

MÜLLER (1993) mutmaßt: „Eine höhere Luftfeuchtigkeit scheint ein das Auftreten [von] Arten an der an sich sauren Buchenborke begünstigender Faktor zu sein“. Anhand der Abb. 3.89 wird diese Annahme für die Buchenwälder im nordostdeutschen Tiefland bestätigt. Der Wassergehalt der Bryophyten ist wie der von Thallophyten und wenigen Blütenpflanzen vom Wassergehalt der Atmosphäre abhängig (FRAHM 2001). Moose können mit Hilfe verschiedener morphologischer Anpassungen (z. B. innere und äußere Wasseraufnahme, Kutikula, Rollblätter, Glashaare) eine große Standortsamplitude besiedeln. Sie können nicht nur viel Wasser speichern (MÄGDEFRAU & WUTZ 1951), was teilweise zu einer hohen Trockenresistenz führt (ABEL 1956), sondern sie können auch in langfristig feuchten bis nassen Bereichen bestandsbildend vorkommen (z. B. Moore). Mit *Sphagnum squarrosum* wurde ein für Moore typischer Hygrophyt und im *Faulen Ort r3* mit *Neckera crispa* eine xerophytische Art in den Buchenwäldern nachgewiesen. Aber abgesehen von diesen „Extremarten“ konnte belegt werden, dass sich das charakteristische Arteninventar von Buchenstammanläufen (Anhang XII) stärker ausbreiten kann, wenn die Luftfeuchtigkeit durch zunehmende Ozeanität steigt (Abb. 3.89) und naturnahe Bestandesstrukturen vorhanden sind (Abb. 3.90): Die Bäume erreichen in den Referenzflächen ein höheres Alter, in dem sich aus der an Stammanläufen zunächst relativ glattborkigen Buchenrinde eine zunehmend rissige und strukturreiche Oberfläche entwickeln kann (siehe auch Kap. 3.2.3.2 und Abb. 3.93).



So finden die Moose an der rauen Borke einen besseren Halt und durch zurückgehaltenen Stammabfluss bessere Feuchtigkeitsverhältnisse vor, die ausschlaggebend für das Vorkommen sind. Zudem treten durch die Nichtbewirtschaftung mehr Bäume mit Zwieseln, krumme und geneigte Bäume auf (Kap. 3.1.2.8), die ebenfalls die mikroklimatischen Verhältnisse für eine Moosbesiedlung verbessern. Die Zwiesel führen beispielsweise dazu, dass durch den Zwieselansatz der Stammabfluss der beiden Zwieselstämme gebündelt den nicht geteilten unteren Stamm entlang läuft. Dieser Einfluss führt in Kombination mit einer möglichen langsamen Spaltung des Zwieselstammes oder durch die Entstehung von Schleimfluss zu einem Habitat, das eine Moosbesiedlung begünstigt. Des Weiteren führt Schrägwuchs zu besseren Feuchtigkeitsverhältnissen. Durch die Exposition der Stammoberfläche fällt viel Regen direkt auf den Stamm. Durch die geringere Neigung fließt das Wasser langsamer als an einem vertikalen Stamm ab. Die erhöhte Niederschlagsmenge und die längere Verweildauer des Niederschlages auf dem Stamm wird von den Moosen genutzt. Es ist natürlich zu beachten, dass in Gebieten mit Immissionen („saurer Regen“) die Ergebnisse durch die Überlagerung von Wirkfaktoren beeinflusst werden können. So kann es immissionsbedingt nicht nur zum Rückgang bestimmter Arten, sondern auch zur Begünstigung von Arten kommen, die sich auf den Stämmen besonders verbreiten können.



**Abb. 3.93:** Die im hohen Alter zunehmende Oberflächenrauigkeit der Buchen ermöglicht oft erst eine Besiedlung mit Moosen (Drawienski Nationalpark, NW-Polen) (Foto M. FLADE).

Der Wassergehalt im Moos bestimmt die Dauer der Photosynthese und damit das Wachstum und die vegetative Ausbreitung des Moooses an der Rindenoberfläche (FRAHM 2001). Der Klimagradient führt offensichtlich dazu, dass die Moose im humideren Klima längere Wachstumsphasen haben können und sich aufgrund der geringeren Austrocknungsgefahr (höhere Niederschläge und Luftfeuchtigkeit) dauerhaft in größerer Stammhöhe etablieren können. Eine niedrigere Besiedlungshöhe der Stammanläufe in den Wirtschaftswäldern erklärt BATES (1992) damit, dass nach Durchforstungen die Sonneneinstrahlung größer ist und die Stammbasen und Tothölzer dadurch schneller austrocknen. SÖDERSTRÖM (1988) hat in vergleichenden Feuchtigkeitsmessungen in Wirtschafts- und Naturwäldern nachgewiesen, dass die Luftfeuchtigkeit in Wirtschaftswäldern nach einem Einschlag niedriger als im Referenzwald ist. SCHUMACHER (2000) nimmt ebenfalls an, dass in einschichtigen Wirtschaftswäldern der Windeinfluss zur stärkeren Austrocknung führt.

In atlantisch geprägten, unbewirtschafteten Buchenwäldern kommt also kontinuierlich mehr wachstumsfördernde Feuchtigkeit als im kontinentaleren Inland vor. Zum einen gelangen mehr Niederschläge in den Bestand, zum anderen kann die Feuchtigkeit durch die heterogene und nur lokal nicht geschlossene Bestandesstruktur länger im Bestand gehalten werden. Eine über Wirtschaftswälder hinausgehende Besiedlung der Stammanläufe wird dadurch ermöglicht.



### 3.2.3.5.5 Indikatorarten

Wie FRAHM (1998) formulierte (siehe Box nebenan), ist jeder Organismus Indikator seines spezifischen Lebensraumes. Für die Ermittlung von Indikatoren steht der Indikationswert im Vordergrund (SCHUBERT 1991, WINTER et al. 2000). Naturnäheindikatoren von Buchenwäldern

Jede Tier- und Pflanzenart hat bestimmte Lebensansprüche. Ihr Vorkommen an einer Stelle zeigt das Vorhandensein dieser für die jeweilige Art erforderlichen Standortfaktoren (Licht, Temperatur, Feuchtigkeit u. a.) an. Alle Organismen sind daher Indikatoren. Je nachdem, ob es sich um Arten mit weiterer oder engerer Standortamplitude handelt, also um euryöke oder stenöke Arten, ist der Indikationswert der Arten unterschiedlich.

FRAHM (1998)

sowie Indikatoren für bewirtschaftete Buchenaltbestände sollen stellvertretend für das gesamte Ökosystem die besonderen Lebensbedingungen der in beiden Fällen buchendominierten Wälder widerspiegeln. Dabei ist es möglich, dass eine Moosart so speziell an ein bestimmtes Strukturangebot angepasst ist, dass bereits der Nachweis der Art die Indikation beinhaltet (z. B. *Metzgeria furcata*) oder, was viel häufiger ist, dass quantitative Unterschiede ausschlaggebend sind (Tab. 3.43). Der große Nachteil quantitativer Indikatoren ist allerdings die Notwendigkeit, eine quantitative Grenze zu definieren, ab der z. B. ein Bestand verlässlich als naturnäher oder naturferner bezeichnet werden kann. Solche eindeutigen Grenzen kommen in der Natur allerdings nur selten vor.

In Tab. 3.43 sind im ersten Schritt alle Arten aufgeführt, die in der Literatur bereits als Indikatoren vorgeschlagen wurden sowie Arten, die in der vorliegenden Arbeit signifikant unterschiedliche Häufigkeiten im Wirtschafts- und Referenzwald besitzen, um dann im zweiten Schritt ihren Indikationswert zu überprüfen.

11 Arten kommen als Indikator für naturnahe Buchenwälder in Frage, von denen aber zehn bei näherer Analyse als nicht geeignet erscheinen:

1. *Dicranum majus*, *Homomallium incurvatum* und *Plagomnium cuspidatum* sind in den Referenzwäldern zwar signifikant häufiger, wurden allerdings nur an wenigen Fundorten in jeweils einer der drei Referenzflächen gefunden, so dass der Indikatorwert zweifelhaft ist.
2. Aufgrund der extremen Seltenheit eignet sich die von HÄRDTLE et al. (2003) vorgeschlagene Art *Frullania dilatata* ebenfalls nicht als Indikator.
3. Die von MÜLLER (1993) vorgeschlagene Weiserart *Brachythecium salebrosum* entfällt, da weder von HÄRDTLE et al. (2003) noch in der vorliegende Untersuchung ein qualitativer oder quantitativer Unterschied zwischen Wirtschafts- und Referenzflächen gefunden werden konnte.
4. *Hypnum cupressiforme* kommt zwar deutlich häufiger in den Referenzwäldern vor, doch ist ein häufiges Vorkommen nicht mit einem Naturnähegradienten verbunden. In struktureicheren, bewirtschafteten Beständen ist *H. cupressiforme* nämlich noch häufiger als in r50-Flächen (Tab. 3.44).
5. Die beiden in den Referenzwäldern signifikant häufigeren Arten *Plagiomnium affine* und *Plagiothecium denticulatum* wurden von MÜLLER (1993) und HÄRDTLE et al. (2003) nicht als Indikatoren vorgeschlagen. *P. affine* bildet vor allem in Nadelwäldern große Bestände und kommt auch auf synanthrop veränderten Standorten häufig vor (NEBEL & PHILIPPI 2001). Das „schattenliebende“ Moos verweist im Wald wohl eher auf höhere Luftfeuchtigkeit als auf naturnahe Bestandesstrukturen. *Plagiothecium denticulatum* kommt ebenfalls am häufigsten auf dem Boden von Nadelwäldern, aber auch an Stammanläufen besonders von Buche, Esche, Eiche und Ahorn vor. Da sich *P. denticulatum* wohl durch anthropogene Nährstoffeinträge ausbreitet und im Wirtschaftswald durch Kalkung gefördert wird (NEBEL & PHILIPPI 2001), wird die Sippe nicht als Indikator vorgeschlagen.

**Tab. 3.43:** Potenzielle Indikatorarten für Buchen-Naturwälder und Wirtschaftswälder im nordost-deutschen Tiefland.

V: potenzielle Indikation durch das Vorkommen (presence/absence) der Art gegeben; H: potenzielle Indikation durch signifikant häufigeres Vorkommen im naturnahen bzw. bewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern; Signifikanzermittlung bei HÄRDTLE et al. (2003) nach WESTPHAL (2001), in der vorliegenden Arbeit anhand des Mann-Whitney-U-Tests (mindestens  $p < 0,05$ ).

\* Die Arten unterschieden sich zwar signifikant im qualitativen Vorkommen, doch wurden sie nur an max. fünf Fundorten in jeweils nur einer UF nachgewiesen.

Art	MÜLLER (1993)	HÄRDTLE et al. (2003)	vorliegende Arbeit (2004)
für naturnahe Tiefland-Buchenwälder			
<i>Brachythecium rutabulum</i>			H ( $p = 0,000$ )
<i>Brachythecium salebrosum</i>	V		
<i>Dicranum majus</i> *			H ( $p = 0,007$ )
<i>Frullania dilatata</i>		V	
<i>Herzogiella seligeri</i>	V	H	
<i>Homomallium incurvatum</i> *			H ( $p = 0,021$ )
<i>Hypnum cupressiforme</i>			H ( $p = 0,000$ )
<i>Metzgeria furcata</i>		V	V
<i>Plagiomnium affine</i>			H ( $p = 0,046$ )
<i>Plagiomnium cuspidatum</i> *			H ( $p = 0,003$ )
<i>Plagiothecium denticulatum</i>			H ( $p = 0,035$ )
für bewirtschaftete Tiefland-Buchenwälder			
<i>Aulacomnium androgynum</i>			H ( $p = 0,000$ )
<i>Dicranella heteromalla</i>			H ( $p = 0,000$ )
<i>Hypnum jutlandicum</i>			H ( $p = 0,031$ )
<i>Lophocolea bidentata</i>			H ( $p = 0,002$ )
<i>Pohlia nutans</i>			H ( $p = 0,000$ )
<i>Polytrichum formosum</i>			H ( $p = 0,001$ )

6. *Brachythecium rutabulum* hingegen ist das mit Abstand am häufigsten nachgewiesene Moos. Mit durchschnittlich  $0,73 \text{ m}^2/\text{Pk}$  beträgt die Deckung in den Wirtschaftswäldern nur etwa ein Fünftel der mittleren Deckung ( $3,7 \text{ m}^2/\text{Pk}$ ) der r50-Flächen, und trotz des signifikanten Unterschieds eignet sich *Brachythecium rutabulum* aufgrund seiner Ökologie (konkurrenzstarkes, euryökes Moos) nicht besonders als Naturnähezeiger. *B. rutabulum* ist eines der häufigsten Moose in Deutschland, da es von der allgegenwärtigen Eutrophierung der Landschaft profitiert (NEBEL & PHILIPPI 2001). Im Wald überzieht es vor allem das liegende Totholz in großen Polstern, so dass das Vorkommen von *B. rutabulum* mit dem Vorhandensein von Totholz korreliert. Hohe Deckungsgrade von *B. rutabulum* weisen also auf hohe Totholzvorkommen und somit auch auf eine höhere Naturnähe des Waldes. Das Moos besiedelt neu entstandenes Totholz recht schnell (SCHUMACHER 2000), verweist aber auf keine weitere Totholzqualität. Fazit: *B. rutabulum* könnte als Indikator verwendet werden, doch ist die Beurteilung der vorhandenen Totholz mengen bedeutend einfacher als die aufwendige, quantitative Kartierung des Moores. Zudem hat SCHUMACHER (2000) ein entgegengesetztes Ergebnis ermittelt. In seiner Studie steigt der Anteil von *B. rutabulum* und *Hypnum cupressiforme* mit abnehmender Naturnähe vom Naturwald zum 70jährigen Altersklassenwald deutlich an.

7. Hinsichtlich qualitativer Indikatoren kommen potenziell nur *Herzogiella seligeri* und *Metzgeria furcata* in Betracht. Ein häufiges Vorkommen von *H. seligeri* im unbewirtschafteten Buchenwald Serrahn hat bereits MÜLLER (1993) beschrieben, welches von HÄRDTLE et al. (2003) im Vergleich zu einer Buchenwirtschaftsflächen bestätigt wurde. Da in der vorliegenden Arbeit bei der Analyse von sechs Wirtschaftsflächen und drei r50-Flächen *H. seligeri* keine deutlich höheren Deckungsgrade in den unbewirtschafteten Flächen aufwies, wird die Art nicht als Indikator vorgeschlagen. Interessanterweise unterscheidet sich das Vorkommen von *H. seligeri* zwischen strukturarmen und -reichen Wirtschaftswäldern (Tab. 3.44), wobei es in strukturreichen häufiger ist. Dieses Ergebnis kann als nochmalige Bestätigung angenommen werden, dass die erst seit etwa 50 Jahren unbewirtschaftete Fläche Serrahn r1 den bewirtschafteten, aber strukturreicheren Beständen in ihrer Ausstattung noch sehr nahe steht, wie es sich in der Bestandesstruktur (Kap. 3.1.1.1, u. a. Abb. 3.1 und 3.2) und z. B. auch bei der Avifauna (WINTER et al. 2003c) deutlich zeigt.

So bleibt von den potenziellen Indikatorarten der Tab. 3.43 nur *Metzgeria furcata* als Indikator für naturnahe Buchenwälder, da sie ein besonderes an Zwiesel und Stammabbrüche angepasstes Vorkommen in Buchenwäldern aufweist (ausführliche Beschreibung siehe Kap. 3.2.3.5.4).

Von den 27 nur in den Wirtschafts- und 18 nur in Referenzwäldern nachgewiesenen Arten kommt keine als Indikator in Frage. Zwei Kriterien sollte eine Indikatorart erfüllen: 1. Sie sollte mindestens drei Mal nachgewiesen worden sein und 2. in mehr als einer Untersuchungsfläche vorkommen (siehe auch Tab. 3.43). Von den exklusiven Wirtschafts- bzw. Referenzwaldarten kommen nach den genannten Voraussetzungen nur *Lophocolea bidentata* (14 Fundorte in vier Wirtschaftsflächen) und *Plagiothecium laetum* var. *laetum* (20 Fundorte in vier Wirtschaftsflächen) als Indikatoren in Frage. Die bekannte Ökologie dieser Arten unterstützt eine mögliche Indikation von Buchenwirtschaftswäldern allerdings nicht:

*Lophocolea bidentata*: Zirkumpolare Art mit disjunktem Vorkommen im tropischen Afrika. Die an Felsenwänden, auf feuchter Erde, an Baumstämmen und -stümpfen vorkommende Art (FREY et al. 1995) wurde hauptsächlich auf Stubben (11x), fünfmal auf liegendem Totholz und nur vereinzelt auf Steinen, Stammanläufen und auf dem Boden nachgewiesen. Das häufige Vorkommen von Sägestubben im Wirtschaftswald scheint die Verbreitung der Art zu fördern und somit könnte sie als Indikatorart in Frage kommen.

In der Untersuchung von MÜLLER (1993) wurde *L. bidentata* - den möglichen Indikatorwert bestätigend - in der unbewirtschafteten Kernzone Serrahn auch nur einmal nachgewiesen. Bei HÄRDTLE et al. (2003) wird die Art in Serrahn allerdings sieben Mal und im Wirtschaftswald viermal nachgewiesen, was die indikative Eigenschaft von *L. bidentata* insgesamt stark in Frage stellt.

*Plagiothecium laetum* var. *laetum*: Vorkommen in Nord- und Mitteleuropa (NEBEL & PHILIPPI 2001), allerdings im norddeutschen Tiefland nur zerstreut (FRAHM & FREY 1992). Da die Unterscheidung von *P. laetum* var. *curvifolium* nicht immer erfolgt und die Sippe wohl häufig übersehen wird, sind die Kenntnisse über die Verbreitung sehr ungenau. *P. laetum* var. *laetum* kommt in Rasen besonders an Baumbasen, Baumstümpfen und auf Waldböden vor (FREY et al. 1995) und ist gegen Luftschadstoffe recht unempfindlich (NEBEL & PHILIPPI 2001). In den Buchen-Wirtschaftswäldern lagen die Fundorte jeweils zweimal epigäisch und am Stammanlauf und einmal auf liegendem Totholz, so dass sich die Vermutung, *P. laetum* var. *laetum* könne durch die hohe Stubbenanzahl in den Wirtschaftsflächen gefördert werden, nicht bewahrheitet. Es ist zu anzunehmen, dass die Sippe nur zufallsbedingt ausschließlich in den Wirtschaftswäldern gefunden wurde.

Da sich die Wirtschaftswälder hinsichtlich ihrer Struktur stark voneinander unterscheiden, ist es für eine Ableitung von Indikatoren von Interesse, ob sich die Moosausstattung der strukturärmeren Bestände von strukturreicheren unterscheidet. Darüber hinaus soll an-

hand des Vergleichs von strukturärmeren und -reicheren Wirtschaftswäldern mit den Referenzflächen die Hypothese untersucht werden, ob sich strukturreichere Bestände den unbewirtschafteten Beständen bryologisch annähern.

**Tab. 3.44:** Signifikante Deckungsgradunterschiede zwischen strukturarmen und -reichen Buchenwirtschaftswäldern und den seit über 50 Jahren unbewirtschafteten Referenzflächen. Es werden alle potenziellen Indikatorarten aus Tab. 3.43 und weitere nach der quantitativen Analyse aufgeführt. **Grau** hinterlegte Arten stellen die nach der Gesamtanalyse am besten geeigneten quantitativen Indikatoren dar. Hinsichtlich der potenziellen qualitativen Indikatoren siehe ebenfalls Tab. 3.43.

- <sup>1</sup> Die mittlere Deckung ist in den strukturärmeren Beständen größer als in den strukturreicheren;  
<sup>2</sup> Die mittlere Deckung ist in den strukturreicheren Beständen größer als in den strukturärmeren.

Art	strukturärmer WiWald : r50- Flächen	strukturreicher WiWald : r50- Flächen	strukturärmer : strukturreicher WiWald
<b>für naturnahe Tiefland-Buchenwälder</b>			
<i>Brachythecium rutabulum</i>	0,000	0,000	
<i>Brachythecium salebrosum</i>			
<i>Dicranum majus</i>	0,017		
<i>Dicranum scoparium</i>		0,002	
<i>Frullania dilatata</i>			
<i>Herzogiella seligeri</i>			0,004 <sup>1</sup>
<i>Homomallium incurvatum</i>	0,04		
<i>Hypnum cupressiforme</i>		0,000	0,004 <sup>1</sup>
<i>Metzgeria furcata</i>			
<i>Plagomnium affine</i>	0,037		
<i>Plagomnium cuspidatum</i>	0,008		
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	0,018		
<b>für bewirtschaftete Tiefland-Buchenwälder</b>			
<i>Atrichum undulatum</i>		0,036	0,006 <sup>2</sup>
<i>Aulacomnium androgynum</i>	0,000	0,000	
<i>Ceratodon purpureus</i>		0,014	
<i>Dicranella heteromalla</i>	0,000	0,000	
<i>Dicranum tauricum</i>		0,019	
<i>Hypnum jutlandicum</i>		0,020	
<i>Lophocolea bidentata</i>	0,001		
<i>Pohlia nutans</i>	0,000	0,001	
<i>Polytrichum formosum</i>	0,000		0,010 <sup>1</sup>

Die strukturreichen Wirtschaftswälder *Schwarzes Loch w10* und *Chorin w12* unterscheiden sich tatsächlich hinsichtlich der potenziellen Naturnähezeiger weniger von den r50-Flächen (drei signifikante Unterschiede) als die strukturärmeren Flächen (*Feldberg w2*, *Haussee w4*, *Klaushagen w6* und *Eberswalde w13*) (Tab. 3.44). Nur *Brachythecium rutabulum* kommt in beiden Gruppen deutlich seltener als in den r50-Flächen vor. *Aulacomnium androgynum*, *Dicranella heteromalla* und *Pohlia nutans* sind hingegen in den strukturärmeren Wirtschaftswäldern signifikant häufiger und kommen deshalb als Bewirtschaftungszeiger in Frage.

Für *Polytrichum formosum* kann sogar ein Verbreitungsgradient nachgewiesen werden: In den strukturarmen Wirtschaftswäldern bedeckt die Art deutlich mehr Fläche als in strukturreichen. Am wenigsten verbreitet ist sie in den r50-Flächen.

Darüber hinaus gibt es unerwartet mehr signifikante Unterschiede (*Ceratodon purpureus*, *Dicranum tauricum*, *Hypnum jutlandicum*) zwischen den strukturreichen Wirtschaftswäldern und den r50-Flächen als zwischen strukturarmen und r50-Flächen.

Somit können schließlich fünf Indikatoren vorgeschlagen werden: *Aulacomnium androgynum*, *Dicranella heteromalla*, *Metzgeria furcata*, *Pohlia nutans* und *Polytrichum formosum*. Für die vier quantitativen Indikatoren wurden folgende mittlere Deckungsgrade ermittelt (Tab. 3.45).

**Tab. 3.45:** Mittlere Deckungsgrade der quantitativen Moosindikatoren [ $\text{m}^2/\text{Probekreis} \rightarrow 314 \text{ m}^2$  + einfache Standardabweichung].

Art	mittlere Deckung [ $\text{m}^2/\text{Probekreis} \rightarrow 314 \text{ m}^2$ ] + einfache Standardabweichung		Bemerkungen
	Wirtschaftswälder	r50-Flächen	
<i>Aulacomnium androgynum</i>	0,07 ± 0,26	0,0003 ± 0,002	Wirtschaftswaldzeiger
<i>Dicranella heteromalla</i>	0,23 ± 0,48	0,08 ± 0,18	Wirtschaftswaldzeiger
<i>Pohlia nutans</i>	0,06 ± 0,23	0,0088 ± 0,024	Wirtschaftswaldzeiger
<i>Polytrichum formosum</i>	1,48 ± 2,72	0,0996 ± 0,236	Wirtschaftswaldzeiger

Der einzige qualitative Indikator wurde mit *Metzgeria furcata* gefunden. *M. furcata* kann als Naturnähezeiger bzw. Indikator für naturnahe Strukturelemente in Buchenwäldern und die vier anderen Indikatoren können als Wirtschaftswaldzeiger gelten.

## Fazit:

### 1. Einfluss forstlicher Bewirtschaftung:

Die Bewirtschaftung führt zu einer größeren Artenvielfalt der Moose als in r50-Flächen, wobei auf den anthropogen veränderten Böden und auf Sägestubben besonders viele und auf Totholz und Stammanläufen besonders wenig Arten vorkommen. Die Moosbesiedlung der Stammanläufe ist aufgrund des im Vergleich zu den r50-Flächen veränderten Mikroklimas (geringere Luftfeuchte, weniger Stammablauf, da wenig Zwiesel und schräg stehende Buchen) gering.

Stark gefährdete Arten sind in Wirtschaftswäldern jedoch seltener als in den Referenzwäldern, da sie vor allem auf liegendem Totholz, das in den Wirtschaftswäldern selten ist, und auf den Stammanläufen vorkommen.

Vier Arten können als quantitative Indikatoren für die Buchenwaldbewirtschaftung verwendet werden: *Aulacomnium androgynum*, *Dicranella heteromalla*, *Pohlia nutans* und *Polytrichum formosum*.

### 2. Indikatoren für naturnahen Tiefland-Buchenwald:

- Metzgeria furcata* ist die einzige Indikatorart;
- Stark gefährdeten Moosarten kommen ab  $>140 \text{ m}^3$  Totholz/ha vergleichsweise häufig vor (mindestens eine Art/11 Probekreise ( $314 \text{ m}^2$ )).

### 3.3. Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae)

Frage- und Zielstellung der Laufkäfer-Untersuchungen orientieren sich an den Grundfragen und der Grundstruktur der Gesamtarbeit:

1. Welches Artenspektrum der Laufkäfer tritt in nordostdeutschen Tiefland-Buchenwäldern auf? ► Kap. 3.3.1;
2. Gibt es Unterschiede im Artenspektrum und in Häufigkeitsverhältnissen der Laufkäfer zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten Buchenbeständen? ► Kap. 3.3.2;
3. Welches sind die charakteristischen Buchenwaldarten des nordostdeutschen Tieflandes? ► Kap. 3.3.3;
4. Welchen Einfluss besitzen verschiedene Bestandesstrukturen der Buchenwälder auf die Laufkäfergemeinschaft? ► Kap. 3.3.4.

#### 3.3.1. Artenspektrum und Häufigkeitsverhältnisse der Carabiden in nordostdeutschen Tiefland-Buchenwäldern

##### 3.3.1.1 Artenspektrum

Von den 548 in Deutschland nachgewiesenen Laufkäferarten (TRAUTNER & MÜLLER-MOTZFELD 1995) wurden in den Untersuchungsflächen der Tiefland-Buchenwälder mit 59 Arten ein Zehntel (10,8 %) nachgewiesen (Tab. 3.46, Gesamtliste Anhang XVII). In den vierzehn von 1999 bis 2001 untersuchten Flächen (Methodik Kap. 2.2.5, Tab. 2.18) wurden in 25 Jahresaufnahmen à 5 Fallen insgesamt 7314 Individuen gefangen.

116 Arten und damit 21,2 % des Gesamtartenspektrums Deutschlands sind nach MÜLLER-MOTZFELD (2001a) Waldarten. Die Arten, die nicht in ausgesprochen trockenen oder feuchten Waldhabitaten vorkommen oder arboricol (Baumbewohner) sind, sondern die Wälder mittlerer Feuchtigkeitsverhältnisse besiedeln, werden von MÜLLER-MOTZFELD (2001a) als *mesophile Waldarten* bezeichnet. Diese stellen in Deutschland mit 63 Arten 54 % der Waldarten. 36 der mesophilen Arten kommen nur im collinen bis subalpinen Bereich vor und sind somit nur im Ausnahmefall im nordostdeutschen Tiefland zu erwarten. In den untersuchten Tiefland-Buchenwäldern konnten sie auch ausnahmslos nicht nachgewiesen werden. Von den potenziellen Tieflandarten wurden in den Tiefland-Buchenwäldern zwei Drittel gefangen (Tab. 3.46).

**Tab. 3.46:** Vergleich des Laufkäfer-Artenspektrums der Tiefland-Buchenwälder mit Deutschland.

Artenspektrum	Deutschland nach MÜLLER-MOTZFELD (2001a)	Buchenwälder im nordostdeutschen Tiefland
nachgewiesene Arten	548	59 (10,8 %)
Waldarten	116	31 (26,7 %)
mesophile Waldarten (gesamt)		
gesamt	63	18 (28,6 %)
planar	27	<b>18 (66,7 %)</b>
collin bis subalpin	36	0

### 3.3.1.2 Gefährdung und Raumbedeutsamkeit der Arten

Von den insgesamt festgestellten Arten stehen nur *Carabus arvensis*, *Calathus micropterus*, *Harpalus laevipes* und *Pterostichus quadriveolatus* auf der Vorwarnliste der Roten Liste Deutschlands (TRAUTNER et al. 1997). Nach der Roten Liste Brandenburgs (SCHEFFLER et al. 1999) sind hingegen vier Arten (*Badister meridionalis*, *Carabus arvensis*, *Cicindela campestris* und *Notiophilus rufipes*) in die Gefährdungskategorie 3 "gefährdet", eine Art (*Carabus glabratus*) in die Gefährdungskategorie 2 "stark gefährdet" und eine weitere Art (*Notiophilus aestuans*) in die Gefährdungskategorie R "extrem selten" einklassifiziert. Die Rote Liste Mecklenburg-Vorpommerns (MÜLLER-MOTZFELD 1992) weist den genannten Arten mit Ausnahme von *Cicindela campestris*, aber zusätzlich *Panageus bipustulatus*, die Kategorie 4 "potenziell gefährdet" zu. Die Habitatpräferenzen dieser Arten (nach SCHEFFLER et al. 1999) reichen von lehmigen Ackerunkrautfluren (*Notiophilus aestuans*) über Verlandungsvegetation (*Badister meridionalis*) und Feld- und Waldwege (*Cicindela campestris*) bis zu bodensauren Misch- (*Carabus arvensis*), mesophilen Laub- (*Carabus glabratus*) und Buchenwäldern (*Notiophilus rufipes*). Während die drei gefährdeten Offenlandarten und *Carabus arvensis* nur in maximal 5 Individuen gefangen wurden und somit zu den sporadischen Zufallsfängen gehören, kommen beide gefährdeten Waldarten mit so hohen Individuenzahlen vor (*Carabus glabratus* 128, *Notiophilus rufipes* 89), dass sie zu den charakteristischen Buchenwaldarten des nordostdeutschen Tieflandes gezählt werden (Kap. 3.3.3).

Eine nach MÜLLER-MOTZFELD et al. (2004) definierte Raumbedeutsamkeit der Laufkäferarten (Bedeutung des Bezugsraumes für das gesamte Vorkommen einer Art) besteht nur für *Carabus auratus*, wobei die Raumbedeutsamkeit sich auf Europa bezieht und Deutschland eine hohe Verantwortung für den Erhalt dieser Art hat (MÜLLER-MOTZFELD et al. 2004).

### 3.3.1.3 Einzelfunde

Von 37 sporadischen Arten (<0,32 % der Gesamtindividuen) wurden 12 Arten mit nur einem Individuum gefangen (Tab. 3.47). Zwei weitere Arten, *Calathus fuscipes* und *Cicindela campestris*, wurden zwar auch nur in einer Falle, aber mit jeweils 2 Exemplaren nachgewiesen. Somit kamen fast ein Viertel der gefangenen Arten (23,7 %) exklusiv in nur einer der Untersuchungsflächen vor.

Der überwiegende Teil der Einzelfänge sind Arten, die entweder feuchtere Habitats (sechs Arten) oder trockenere Habitats (vier Arten), als sie in Tiefland-Buchenwäldern vorkommen, bevorzugen. Vier der Einzelfänge sind nach MÜLLER-MOTZFELD (2001a) Waldarten.

In den kurz- und langfristigen Referenzflächen wurden mit *Badister meridionalis*, *Bembidion properans*, *Calathus fuscipes*, *Dromius quadrimaculatus* und *Epaphius secalis* fünf Arten nachgewiesen, die nicht in den bewirtschafteten Flächen vorkommen. Nur *Dromius quadrimaculatus* gehört zu den Waldarten (MÜLLER-MOTZFELD 2001a). Die fünf Arten wurden insgesamt in nur sechs Individuen nachgewiesen und gehören somit zu den „Zufallsfängen“, die keinen indikatorischen Wert hinsichtlich eines unterschiedlichen Artenspektrums bzw. unterschiedlicher Fangzahlen zwischen den Untersuchungsflächen besitzen.

Die Anzahl an Arten, die nur in den Wirtschaftswaldflächen gefunden wurden, ist aufgrund der hohen Anzahl von Untersuchungsflächen und Wiederholungsaufnahmen mit 16 Arten zwangsläufig höher (*Agonum fuliginosum*, *Amara aenea*, *Amara curta*, *Carabus arvensis*, *Cicindela campestris*, *Dyschirius globosus*, *Harpalus affinis*, *Leistus terminatus*, *Loricera pilicornis*, *Microlestes minutulus*, *Notiophilus aestuans*, *Oxypselaphus obscurus*, *Panageus bipustulatus*, *Patrobus atrorufus*, *Poecilus versicolor* und *Pterostichus quadriveolatus*).

Sechs Arten gehören zu den Waldarten und zwei sogar zu den mesophilen Waldarten (*Carabus arvensis* und *Pterostichus quadriveolatus*). Als Indikatoren für bewirtschaftete Buchenwälder kommt aufgrund der geringen Fangzahlen (1-16 Individuen) keine der Arten in Frage.

Zu den in den Tiefland-Buchenwäldern häufig gefangenen Arten siehe Kap. 3.3.3.

**Tab. 3.47:** Sporadische Laufkäferarten mit insgesamt nur 1-2 Individuen an einem singulärem Fangpunkt.

Art	Waldart nach MÜLLER-MOTZFELD (2001a)	Kurzcharakterisierung der Arten nach MÜLLER-MOTZFELD (2001a), Rote Liste Brandenburg (1999), BARNDT et al. (1991)	Rote Liste Brandenburg (1999)
<i>Agonum fuliginosum</i>	nein	Feucht- und Nasswälder, oligo- u. mesotrophe Verlandungsvegetation, hygrobiont, sehr häufig	ungefährdet
<i>Amara curta</i>	nein	Sandtrockenrasen, xerobiont, mäßig häufig	derzeit nicht gefährdet
<i>Badister meridionalis</i>	nein	Eutrophe Verlandungsvegetation, hygrobiont, selten	3
<i>Bembidion properans</i>	nein	Ackerunkrautfluren, häufig	ungefährdet
<i>Calathus fuscipes</i>	nein	Ruderalfluren, sehr häufig	ungefährdet
<i>Cicindela campestris</i>	nein	Feld- und Waldwege, mäßig häufig	3
<i>Dromius quadrimaculatus</i>	ja	arboricol, Laubbäume, mäßig häufig	derzeit nicht gefährdet
<i>Dyschirius globosus</i>	nein	Feucht- und Naßwälder, hygrobiont, sehr häufig	ungefährdet
<i>Epaphius secalis</i>	nein	Feucht- u. Naßwälder, Feuchtwiesen, mäßig häufig	derzeit nicht gefährdet
<i>Loricera pilicornis</i>	nein	Ackerunkrautfluren, Verlandungsvegetation, sehr häufig	ungefährdet
<i>Notiophilus aestuans</i>	nein	Ackerunkrautfluren (Lehm), sehr selten	R: extrem selten = susceptible
<i>Panageus bipustulatus</i>	ja	Trockenwälder (Müller-Motzfeld), mesophile Laubwälder, Ruderalfluren (RL Brd.), (mäßig) häufig	ungefährdet
<i>Patrobus atrorufus</i>	ja	Feucht- und Auenwälder, häufig	ungefährdet
<i>Pterostichus quadriveolatus</i>	ja	Mesophile Waldart (Müller-Motzfeld), bodensaure Mischwälder, Waldbrandflächen (RL Brd.), mäßig häufig	derzeit nicht gefährdet

### 3.3.2 Unterschiede der Fangzahlen der Laufkäfer in bewirtschafteten und unbewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern

#### 3.3.2.1 Fangzahlen (Arten- und Individuenverteilung)

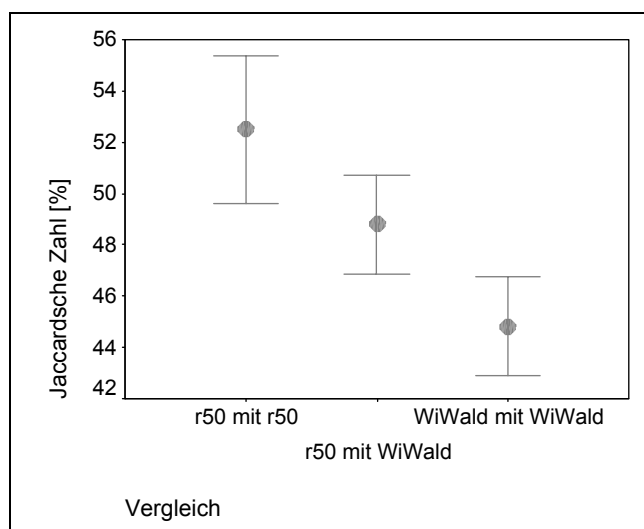
Die mittlere Ähnlichkeit in der Laufkäferausstattung (ohne sporadische Arten) liegt mit ~50 % relativ niedrig (Abb. 3.94), wobei mit 52,5 % in den r50-Flächen ein signifikant höherer Wert als in den Wirtschaftswäldern (44,8 %) erreicht wird ( $p = 0,001$ ). Das bedeutet, dass die Laufkäfergemeinschaften der Referenzflächen *Serrahn r1*, *Heilige Hallen r2* und *Fauler Ort r3* trotz der standörtlichen Unterschiede eine größere Übereinstimmung untereinander aufweisen als die standörtlich ähnlicheren Wirtschaftswälder.

Die mittlere Ähnlichkeit der Wirtschaftsflächen mit den Referenzflächen ist ebenfalls signifikant ( $p = 0,005$ ) größer (48,8 %) als die der Wirtschaftswälder untereinander (44,8 %),



wobei vor allem die Flächen *Brüsenwalde w5* (Femelschlag), *Schwarzes Loch w10* (natur nah strukturierter Wald) und *Chorin w12* hohe Ähnlichkeiten mit den r50-Flächen zeigen.

Auch die Häufigkeitsverhältnisse zwischen den Arten sind in den Untersuchungsflächen so verschieden, dass die Clusteranalyse (Quadierte Euklidische Distanz, Linkage zwischen den Gruppen) die Laufkäfergemeinschaften der r50-Flächen von den Wirtschaftswaldflächen deutlich trennt (Abb. 3.95). Die jeweils zwei Aufnahmen in den r50-Flächen *Heiligen Hallen r2* und *Faulen Ort r3* aus den Jahren 2000 und 2001 und die Aufnahme in *Serrahn r1* (2000) bilden Nebencluster zu den Wirtschaftswaldflächen. Nur die zwei Aufnahmen im *Faulen Ort r3* von 1999, die einmal innerhalb einer 1-ha großen Kernzone und einmal innerhalb der Probekreise an den Rasterpunkten durchgeführt wurde, separieren sich nicht von den Wirtschaftswaldflächen. Dies ist in der den Wirtschaftswaldflächen vergleichbaren geringen Fangzahl von *Carabus hortensis* (r3\_99a: 20; r3\_99b: 16 Individuen) im entsprechenden Jahr begründet. In den r50-Flächen *Serrahn r1* und *Heilige Hallen r2* lag die Individuenzahl von *C. hortensis* zwischen 58 und 91. Die Abgrenzung des Datensatzes *Faule Ort r3* im Jahr 2000 von den Wirtschaftswäldern ist in der außergewöhnlich hohen Fangzahl (201) von *Abax parallelepipedus* begründet, die in den anderen Referenzflächen nur höchstens zur Hälfte erreicht wird (maximal 95 in *Serrahn r1*, 2000).

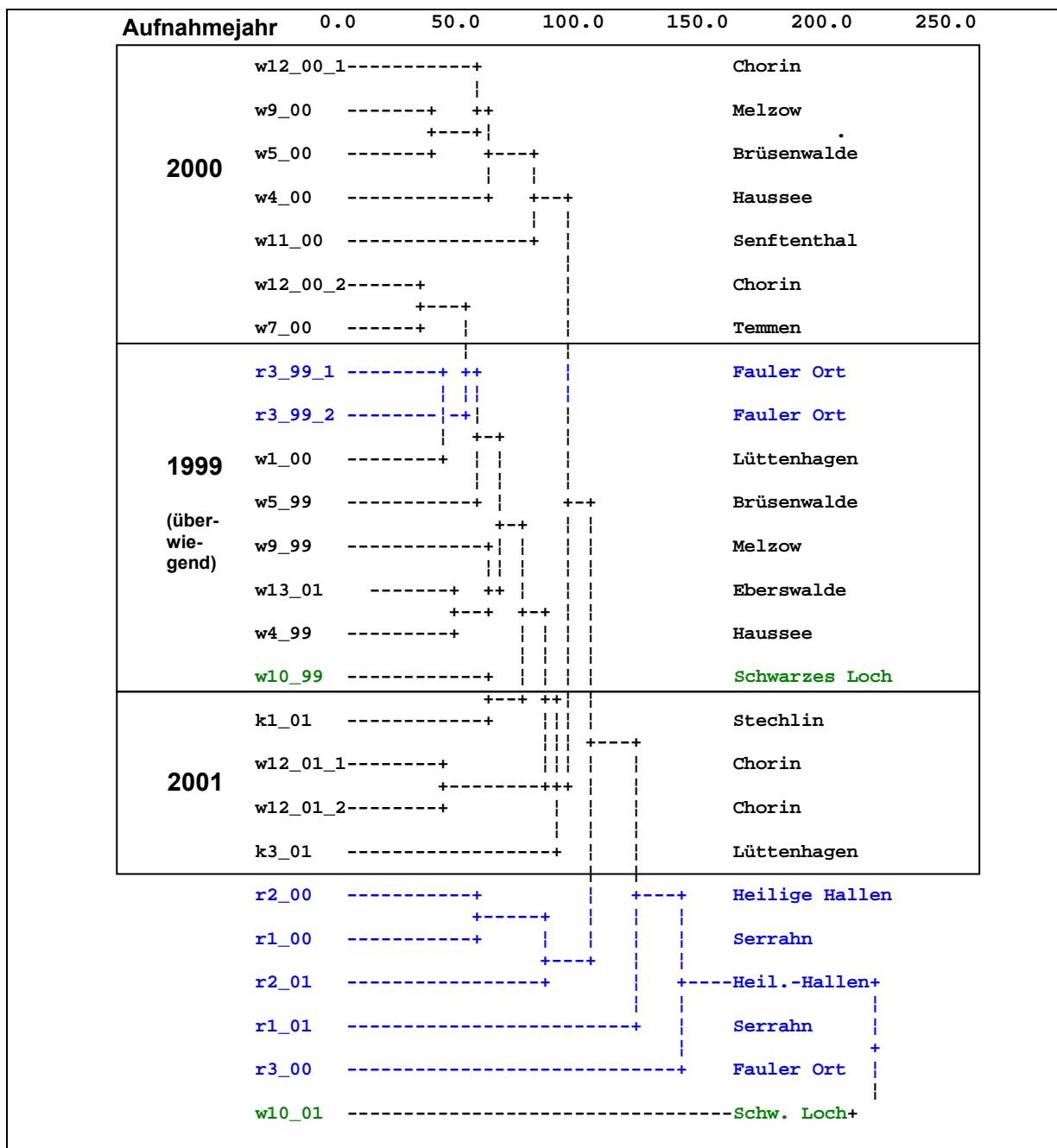


**Abb. 3.94:** Jaccardsche Zahl [Mittelwert + zweifacher Standardfehler]; r50 mit r50: Ähnlichkeiten der >50 Jahre unbewirtschafteten Buchenwälder untereinander; r50 mit WiWald: Ähnlichkeiten zwischen >50 Jahre unbewirtschafteten und bewirtschafteten Buchenwäldern; WiWald mit WiWald: Ähnlichkeiten der Wirtschaftswälder untereinander. Sporadische Arten wurden nicht berücksichtigt. Einzelwerte siehe Anhang XIX.

Die Individuenverteilung ist 2001 im *Schwarzen Loch w10* von den anderen Untersuchungsflächen so verschieden, dass die Fläche im Dendrogramm von allen anderen Flächen abgetrennt dargestellt wird. Diese Sonderrolle wird durch die besonders hohe Individuenzahl von *Pterostichus niger* (309 Individuen in 5 Fallen) bewirkt.

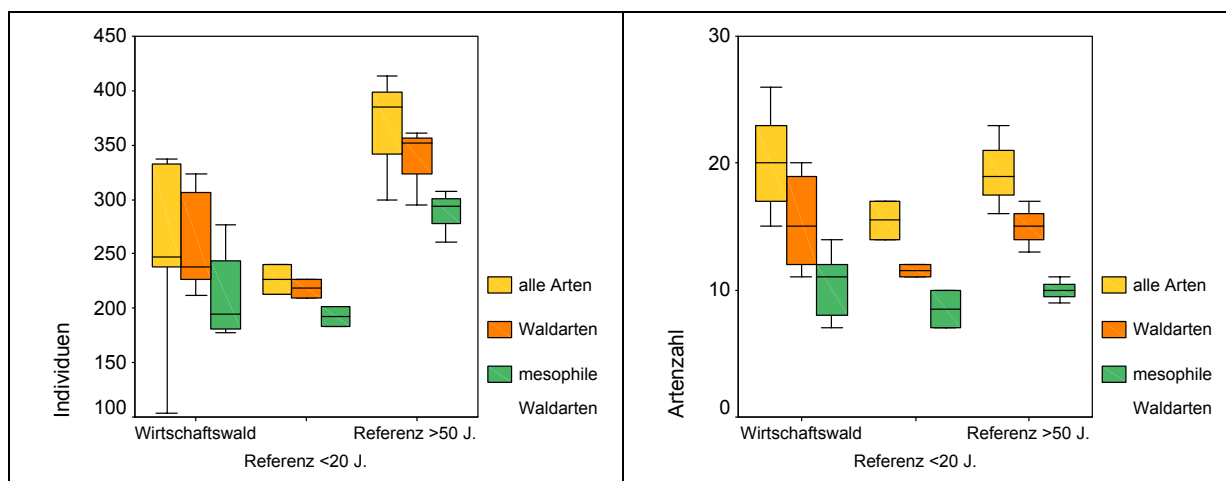
Die Gründe, die zur Differenzierung des Hauptclusters geführt haben, lassen sich nicht auf Bewirtschaftungsunterschiede (Kap. 2.3.1) reduzieren, da sich beispielsweise die Ergebnisse auf der Untersuchungsfläche *Chorin w12* in den Jahren 2000 und 2001 mit jeweils zwei mal fünf Fallen innerhalb des Hauptclusters relativ unähnlich sind. Eventuelle Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen werden durch die Carabidenfänge nicht deutlich, da Schwankungen der Fangzahlen von Jahr zu Jahr die Unterschiede in Habitatstruktur und Bewirtschaftung überlagern. Mit nur zwei Ausnahmen (w1 2000 und w13 2001) sortieren sich die Laufkäferfänge der Wirtschaftswälder nämlich nach den Fangjahren (Abb. 3.95).

Ein wesentlicher Unterschied zwischen den Wirtschafts- und den r50-Flächen liegt in der Individuenzahl der mesophilen Waldarten (Abb. 3.96, links). Mit durchschnittlich 287 Individuen mesophiler Waldarten/5 Fällen (Median 294) sind diese Arten in den r50-Flächen signifikant häufiger als in den Wirtschaftsflächen (Mittelwert 199, Median 194,  $p = 0,018$ ). Alle anderen Vergleiche (Gesamtartenzahl/-individuen, Arten/Individuen der Waldarten und auch die Anzahl mesophiler Waldarten nach MÜLLER-MOTZFELD 2001a, Abb. 3.96, rechts) ergeben keine signifikanten Unterschiede zwischen Wirtschafts- und Referenzflächen.



**Abb. 3.95:** Dendrogramm der Carabidenfänge in 14 untersuchten Tiefland-Buchenwäldern (Clusternalyse: Quadrierte euklidische Distanz, Average linkage zwischen Gruppen); zur Verdeutlichung des Einflusses des Aufnahmejahres sind die entsprechenden Jahresgruppen in Kästen zusammengefasst.

**schwarz:** Wirtschaftsflächen; **grün:** nach den Richtlinien der Arbeitsgemeinschaft Naturnah bewirtschaftete Fläche *Schwarzes Loch w10*; **blau:** seit >50 Jahren unbewirtschaftete Referenzwälder; Erläuterung der Codierung: Grundmuster: z. B. r1S\_00 = Untersuchungsfläche *Serrahn r1*, Aufnahme 2000; des weiteren w12\_00\_1 = Untersuchungsfläche *Chorin w12*, Aufnahme 2000, Fälle 1 bis 5; w12\_00\_2 wie zuvor, aber Fälle 6 bis 10; r3\_99\_1 = Untersuchungsfläche *Fauler Ort r3*, Aufnahme 1999 in Probekreisen, r3\_99\_2 = wie zuvor, aber Fänge in der Hektarfläche (CONRAD & KUKULKA 2001).



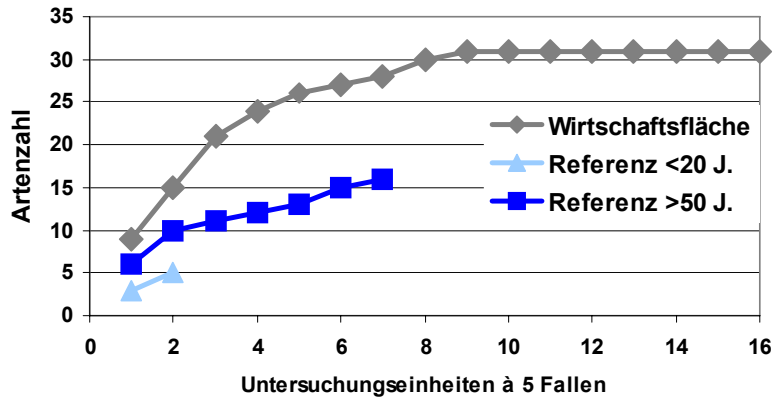
**Abb. 3.96 links:** Laufkäfer-Individuenzahlen [mittlere Individuenzahlen/5 Fallen +/- zweifacher Standardfehler] in den 14 untersuchten Tiefland-Buchenwäldern, getrennt nach Wirtschafts- und Referenzwald <20 Jahre und >50 Jahre unbewirtschaftet sowie nach Gesamtarten, Waldarten und mesophile Waldarten; **rechts:** Artenzahlen der Laufkäfer [mittlere Artenzahlen/5 Fallen +/- zweifacher Standardfehler] in den 14 untersuchten Tiefland-Buchenwäldern, getrennt nach Wirtschafts- und Referenzwald <20 Jahre und >50 Jahre unbewirtschaftet sowie nach Gesamtarten, Waldarten und mesophile Waldarten.

Die Dominanzverhältnisse der Fangzahlen weisen weitere Unterschiede zwischen Wirtschafts- und r50-Flächen auf. Sowohl die Individuenzahl der dominanten als auch die der subdominanten Arten unterscheiden sich hoch und höchst signifikant zwischen den nicht und beständig bewirtschafteten Flächen. Beide Häufigkeitsklassen zeigen deutlich höhere Werte in den r50-Flächen (durchschnittliche Individuenzahl pro UF/Jahr: dominant: 209,6 r50- zu 83,1 Wirtschaftswald, subdominant 39,1 r50- zu 20,9 Wirtschaftswald).

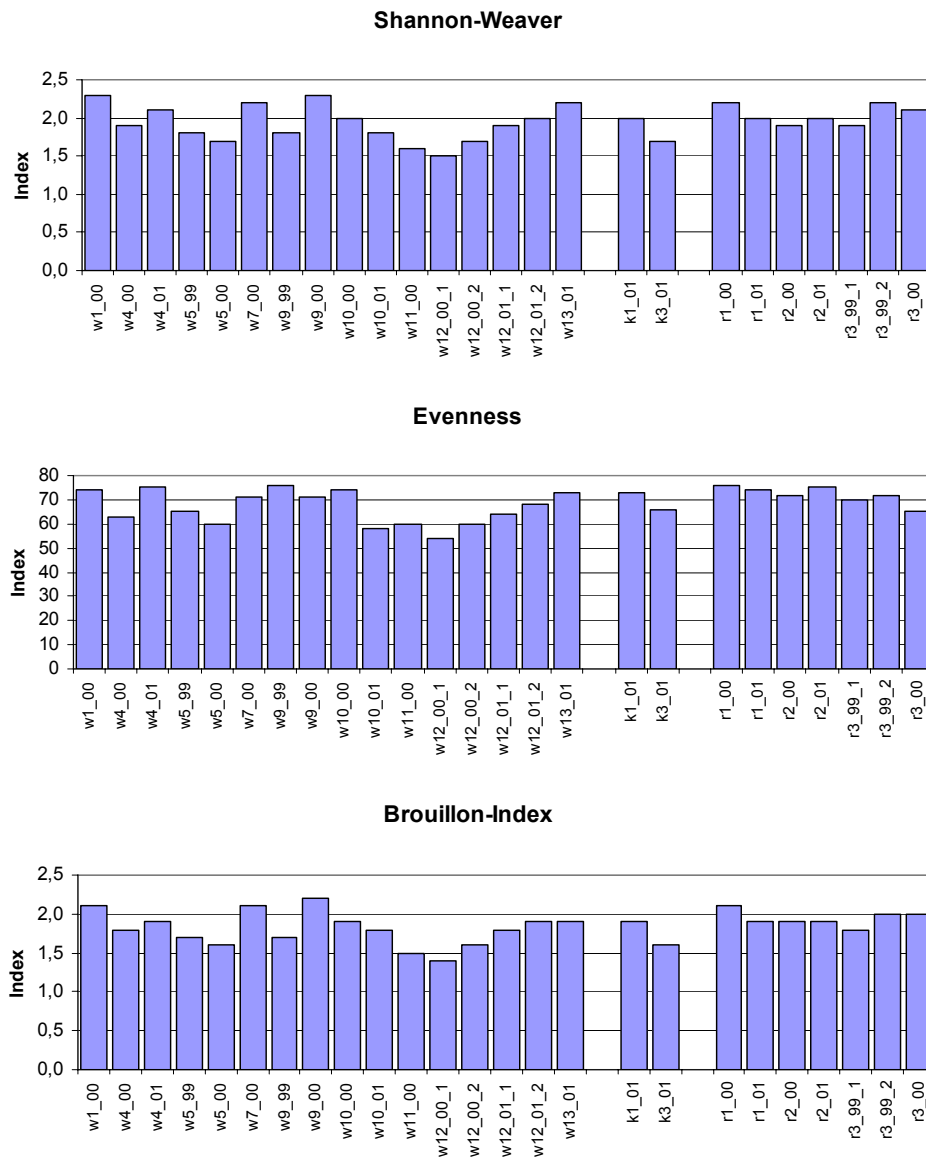
Da es in den Referenzflächen keine eudominante Arten gibt, ist die Verteilung der gefangenen Individuen auf die Häufigkeitsklassen insgesamt ausgeglichener als in den Wirtschaftsflächen (Tab. 3.48). Das bestätigt sich auch bei den sporadischen Fängen. Obwohl sich die durchschnittliche Anzahl sporadischer Arten/5 Fallen zwischen den Referenz- und Wirtschaftsflächen nicht unterscheidet, ergibt sich bei der kumulativen Darstellung ein deutlicher Unterschied (Abb. 3.97). Dies, obwohl gerade in der Referenzfläche *Fauler Ort r3* aufgrund ihrer geringen Größe und der Randeffekte mit den westlich vorgelagerten landwirtschaftlichen Flächen eine höhere Zahl sporadischer Arten zu vermuten gewesen wäre.

**Tab. 3.48:** Dominanzverhältnisse nach ENGELMANN (1978) der Laufkäfergemeinschaften in Tiefland-Buchenwäldern, getrennt nach den Gesamtfängen, Wirtschaftswald, Referenz- <20 und >50 Jahre unbewirtschaftet.

		Gesamtfänge	Wirtschaftsflächen	Referenz <20 J.	Referenz >50 J.
<b>Dominanz</b>		Artenzahl	Artenzahl	Artenzahl	Artenzahl
<b>Hauptarten</b>	eudominant	1	1	0	0
	dominant	2	2	3	4
	subdominant	3	2	3	2
	<b>Summe</b>	<b>6 (10,3 %)</b>	<b>5 (9,3 %)</b>	<b>6 (28,6 %)</b>	<b>6 (16,7 %)</b>
<b>Begleitarten</b>	rezedent	9	9	6	8
	subrezedent	6	9	5	6
	sporadisch	37 (63,8 %)	31 (57,4 %)	4 (19,0 %)	16 (41,7 %)
	<b>Summe</b>	<b>52 (89,7 %)</b>	<b>49 (90,7 %)</b>	<b>15 (71,4 %)</b>	<b>30 (83,3 %)</b>
<b>Gesamt</b>	Summe	58 (100 %)	54 (100 %)	21 (100 %)	36 (100%)
	Untersuchungseinheiten	25	16	2	7



**Abb. 3.97:** Vorkommen von sporadischen Laufkäferarten [kumulative Artenzahl] in 14 Tiefland-Buchenwäldern, getrennt nach Wirtschafts- und Referenzwäldern.



**Abb. 3.98 oben:** Diversität nach Shannon-Weaver, **Mitte:** Evenness und **unten:** Brouillon-Index der Laufkäfergemeinschaften; links: Wirtschaftswälder, Mitte rechts: Referenzflächen <20 Jahre, rechts: Referenzflächen >50 Jahre.

Keiner der häufig verwendeten Standardindizes Diversität Hs (Shannon-Weaver-Index), Evenness und Brouillon-Index zeigt einen signifikanten Unterschied zwischen den bewirtschafteten und unbewirtschafteten Flächen (Abb. 3.98). Die Varianz der Daten ist aber in den Wirtschaftswäldern tendenziell größer als in den r50-Flächen.

### 3.3.2.2 Nutzungsintensitäten in den Wirtschaftswäldern

Jeweils fünf getestete Nutzungsintensitätsgradienten ersten und zweiten Grades der Wirtschaftswälder (Kap. 2.3.1) führten zu keiner signifikanten Korrelation mit der Laufkäferbesiedlung. Die Bewirtschaftung ist in ihrer Wirkung offensichtlich so komplex, dass sie nicht durch die gewählten Nutzungsparameter beschrieben werden kann. Die Bewirtschaftung führt nur in ihrer Gesamtheit zu einer im Vergleich mit den Referenzflächen deutlichen Veränderung des Habitates, die aber objektiv nicht differenzierter parametrisier- und erfassbar ist.

### 3.3.2.3 Morphologische Parameter

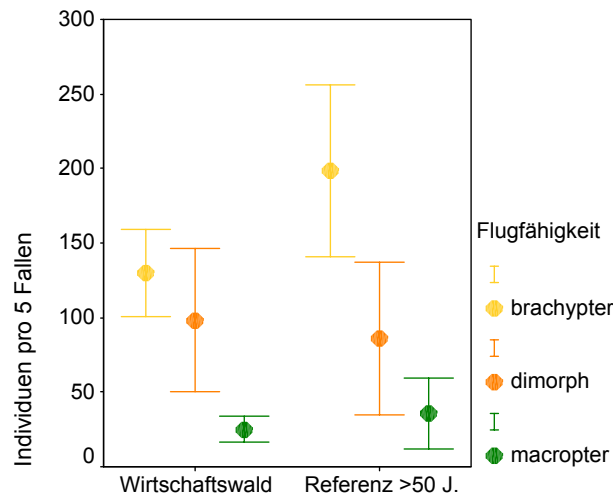
Neben der Analyse von Arten- und ihren Fangzahlen ist es sinnvoll, die Laufkäfergemeinschaften nach morphologischen Parametern zu analysieren. Morphologische Unterschiede stellen stets das Ergebnis einer langen Evolution und Anpassung an die Umwelt dar, die innerhalb der erst sehr kurzen, aber stark anthropogen veränderten Periode nach der Eiszeit als unbeeinflussbar gelten können. So ist z. B. eine Rückbildung der Flugfähigkeit nur in sehr kontinuierlich vorhandenen Ökosystemen möglich. Veränderungen innerhalb dieser Ökosysteme finden nur sehr kleinflächig bzw. so selten statt, dass für das Fortbestehen der Art die Flugfähigkeit irrelevant ist.

Von den möglichen morphologischen Parametern sollen hier nur die von der Flügelausbildung abgeleitete Flugfähigkeit und die der Artengrößen mit abgeleiteter Biomasse genauer betrachtet werden.

#### 3.3.2.3.1 Flugfähigkeit

In den Referenzflächen kommen signifikant mehr flugunfähige (= brachyptere) Individuen (Zuordnung nach BARNDT et al. 1991) als in den Wirtschaftsflächen vor (Abb. 3.99). Die Arten- und Individuenzahlen der dimorphen und flugfähigen Carabiden zeigen keine signifikanten Unterschiede zwischen den Wirtschafts- und r50-Flächen.

In den r50-Flächen kommen zwischen 131 und 315, in den Wirtschaftsflächen nur minimal 43 und maximal 206 brachyptere Individuen pro 5 Fallen vor. Von den 14 flugunfähigen Arten profitieren im besonderen Maße *C. hortensis* (höchst signifikant!), *Carabus glabratus* und *Cychnus caraboides* von einer kontinuierlichen, anthropogen nicht gestörten Waldentwicklung (Tab. 3.49). Diese drei Arten gehören zu den charakteristischen Buchenwaldarten (Kap. 3.3.3). Für weitere drei charakteristische Buchenwaldarten (*Abax parallelepipedus*, *Carabus nemoralis* und *C. violaceus*) liegen die Individuenzahlen in den Referenzflächen entweder nur gering (104 %) oder mit 132 % bzw. 159 % deutlich über den Zahlen der Wirtschaftswälder.



**Abb. 3.99:** Individuenzahlen der brachypteren, dimorphen und macropteren Laufkäferarten [Mittelwert + 95%-Konfidenzintervall] in den 14 untersuchten Tiefland-Buchenwäldern.

Die nach SCHEFFLER et al. (1999) in Brandenburg häufige Art *Carabus auratus* ist zwar in den Referenzflächen etwas individuenreicher vertreten, doch ist das Schwerpunkt-vorkommen der Art nicht im Wald, sondern in Ackerwildkrautfluren. Bei genauerer Betrachtung der Einzelwerte fällt auf, dass die Mittelwertbildung aufgrund der sehr heterogenen Nachweishäufigkeit nicht aussagekräftig ist. *C. auratus* wurde in den r50-Flächen nur im *Faulen Ort r3* mit einer gewissen Nähe zu Landwirtschaftsflächen und in nur drei Wirtschaftswaldflächen nachgewiesen. Die Angabe der durchschnittlichen Individuenzahl führt somit zu Fehlschlüssen.

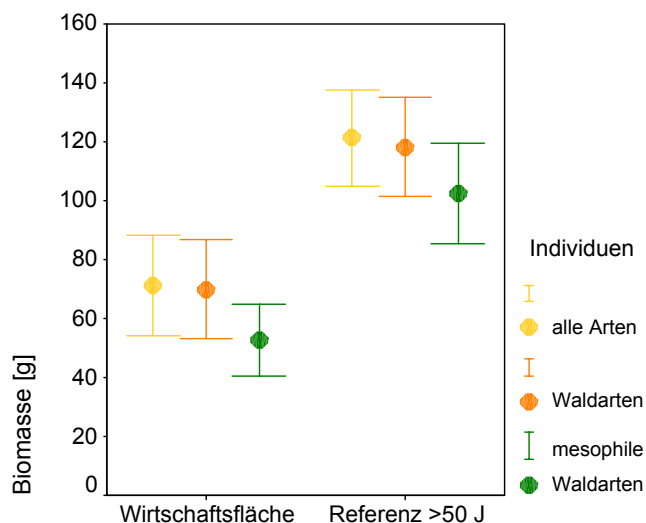
**Tab. 3.49:** Individuenzahlen der brachypteren Laufkäferarten in den Buchenwirtschafts- und Referenzflächen >50 Jahre unbewirtschaftet einschließlich prozentualer Anteil der Referenzflächenwerte an den Wirtschaftswalden; \*\*\* höchst signifikanter Unterschied.

brachyptere Art	Durchschnittliche Individuenzahl pro Untersuchungsfläche (=5 Fallen)		% vom Wirtschaftswald
	Wirtschaftsflächen	Referenz > 50 Jahre	
<i>Abax parallelepipedus</i>	89,31	93,14	104
<i>Bembidion mannerheimii</i>	0,19	0,14	76
<i>Calathus micropterus</i>	1,00	1,57	157
<i>Carabus arvensis</i>	0,31	0,00	0
<b><i>Carabus auratus</i></b>	<b>1,81</b>	<b>5,00</b>	<b>276</b>
<i>Carabus coriaceus</i>	4,63	6,43	139
<b><i>Carabus glabratus</i></b>	<b>1,06</b>	<b>4,71</b>	<b>444</b>
<b><i>Carabus hortensis</i></b>	<b>8,19</b>	<b>51,00</b>	<b>623***</b>
<i>Carabus nemoralis</i>	6,81	9,00	132
<i>Carabus violaceus</i>	12,69	20,14	159
<b><i>Cychrus caraboides</i></b>	<b>3,50</b>	<b>6,57</b>	<b>188</b>
<i>Epaphius secalis</i>	0,00	0,14	
<i>Leistus ferrugineus</i>	0,25	0,14	57
<i>Stomis pumicatus</i>	0,13	0,14	114

### 3.3.2.3.2 Biomasse nach SCHULTZ (1997) und STEGNER (1999)

Die Laufkäfer-Biomasse ist zwischen den Wirtschafts- und Referenzwäldern deutlich verschieden (Abb. 3.100). Während der Mittelwert in den Wirtschaftswäldern bei etwa 70 g/5 Fallen (alle Arten und Waldarten) bzw. für die mesophilen Waldarten bei unter 60 g/5 Fal-

len liegt, sind die Werte der r50-Flächen mit um die 120 bzw. 100 g/5 Fallen signifikant ( $p = 0,03$  alle Arten und Waldarten) bzw. sogar höchst signifikant ( $p = 0,001$ , mesophile Waldarten) höher.



**Abb. 3.100:** Durchschnittliche Biomasse [g + zweifache Standardabweichung] der Laufkäfer in den untersuchten Tiefland-Buchenwäldern differenziert nach Wirtschafts- und Referenzwäldern (>50 Jahre unbewirtschaftet) und getrennt nach der Individuen-Biomasse a) aller Arten, b) nur der Waldarten, c) der mesophilen Waldarten.

### 3.3.3 Charakteristische Buchenwaldarten des nordostdeutschen Tieflandes

Die typischen Buchenwaldarten wurden zum einen nach den Dominanzverhältnissen (Hauptarten: ENGELMANN 1978) und zum anderen nach den Stetigkeiten (mind. 80 %) in den Untersuchungsflächen ermittelt.

Nach ENGELMANN (1978) stellen Arten, deren Individuenzahl mindestens 3,2 % der Gesamtindividuenmenge ausmacht, die "Hauptarten" dar. Die Hauptarten lassen sich weiter in eudominante (32-100 %), dominante (10-31,9 %) und subdominante (3,2-9,9 %) Arten unterteilen.

**Tab. 3.50:** Dominante Buchenwaldarten (Hauptarten) im nordostdeutschen Tiefland (Dominanzverhältnisse nach ENGELMANN 1978).

Nutzungsintensität Art	Wirtschafts- Flächen	Referenzfl. < 20 J.	Referenzfl. > 50 J.	alle Flächen	Gesamt- individu- enzahl	% an Ge- samtindi- viduenzahl
<i>Abax parallelepipedus</i>	eudominant	dominant	dominant	eudominant	2215	32,8
<i>Pterostichus niger</i>	dominant	subdominant	dominant	dominant	1119	16,6
<i>Pt. oblongopunctatus</i>	dominant	dominant	dominant	dominant	817	12,4
<i>Carabus hortensis</i>	subdominant	subdominant	dominant	subdominant	506	7,5
<i>Carabus violaceus</i>	subdominant		subdominant	subdominant	352	5,2
<i>Calathus rotundicollis</i>			subdominant	subdominant	262	3,9
<i>Carabus glabratus</i>		dominant			122	1,8
<i>Notiophilus rufipes</i>		subdominant			87	1,3

Wenn alle Flächen (bewirtschaftet/unbewirtschaftet und Wiederholungsaufnahmen) gemeinsam betrachtet werden, sind *Abax parallelepipedus*, *Pterostichus niger*, *Pterostichus oblongopunctatus*, *Carabus hortensis*, *Carabus violaceus* und *Calathus rotundicollis* die Hauptbuchenwaldarten im nordostdeutschen Tiefland (Tab. 3.50). Für die Wirtschaftswäl-

der stimmt dies mit Ausnahme von *Calathus rotundicollis*, die hier nur rezedent auftritt. *C. rotundicollis* kommt mit 133 Individuen (6 % der Referenz-Gesamtzahl) in den langjährig ungenutzten Referenzflächen doppelt so häufig wie in den Wirtschaftsflächen vor. Die Fangzahlen schwanken zwischen den Untersuchungsjahren und -flächen allerdings so stark, dass die (scheinbar) erkennbaren Unterschiede zwischen Referenz- und Wirtschaftsflächen nicht signifikant sind (Anhang VXII und VXIII).

Unabhängig von der Gesamtdominanz sind nach den Dominanz- und Stetigkeitsverhältnissen (Tab. 3.50, Tab. 3.51) 13 Arten als charakteristisch für die Tiefland-Buchenwälder Nordostdeutschlands zu bezeichnen. *Calathus rotundicollis*, *Carabus glabratus* und *Notiophilus rufipes* gehören aufgrund ihrer Dominanz in den Referenzflächen und *Cychrus caraboides*, *Nebria brevicollis*, *Pterostichus melanarius* und *Pt. strenuus* aufgrund ihrer hohen Stetigkeit in Wirtschafts- und langfristigen Referenzflächen zu den charakteristischen Arten. *Carabus nemoralis* ist die einzige Art, die nur aufgrund ihrer hohen Stetigkeit in den Wirtschaftsflächen zum Set der typischen Buchenwaldarten gezählt wird.

**Tab. 3.51:** Stetigkeit der Laufkäfer in Prozent von 16 Fangeinheiten in 9 Wirtschaftswäldern und 6 Fangeinheiten in den drei Referenzflächen *Serrahn r1*, *Heilige Hallen r2*, *Fauler Ort r3*. Es werden nur die Arten aufgeführt, die in den Wirtschafts- oder Referenzflächen eine Stetigkeit von mindestens 80 % erreicht haben. In **blau** sind die Arten gekennzeichnet, die nicht zu den Hauptarten (Tab. 3.50) gehören.

Die Ergebnisse der kurzfristig unbewirtschafteten Flächen wurden nicht berücksichtigt, da die Datenlage mit nur zwei Flächen mit jeweils einer Fangeinheit für eine aussagekräftige Stetigkeitsangabe zu gering ist.

Nutzungsintensität / Art	Stetigkeit in %	
	Wirtschaftsflächen, n = 16	r50-Flächen, n = 6
<i>Abax parallelepipedus</i>	100	100
<i>Pterostichus niger</i>	100	100
<i>Pt. oblongopunctatus</i>	100	100
<i>Carabus violaceus</i>	94	100
<i>Carabus hortensis</i>	88	100
<i>Carabus nemoralis</i>	88	(71)
<i>Cychrus caraboides</i>	81	100
<i>Pterostichus melanarius</i>	81	100
<i>Nebria brevicollis</i>	(63)	100
<i>Pterostichus strenuus</i>	(69)	100

### 3.3.4 Einfluss der Bestandesstrukturen auf die Laufkäfergemeinschaft

Im folgenden werden über die von BORTMANN (1996) für das Vorkommen von Laufkäfern als wichtig beschriebenen Parameter *Bodenvegetation* und *Totholz* hinaus zahlreiche weitere Strukturparameter wie die Bedeckung durch die Baumschichten und durch die epigäischen, epiphytischen, epilithischen und epixylen Moospolster auf ihre carabidologische Bedeutung hin untersucht.

#### 3.3.4.1 Lichtverhältnisse, Vegetationsbedeckung und Baumanzahlen

Es gibt 15 Laufkäferarten, deren Vorkommen nachweisbar durch die Vegetationsausbildung bzw. Lichtverhältnisse beeinflusst werden (Tab. 3.52). Bei sechs Arten liegen hoch signifikante Korrelationen mit der Deckung vor. Bei den Gesamtfängen (Arten, Individuen) wurden verschiedene, meist nur schwach signifikante Korrelationen gefunden. Den größten Einfluss auf die Fangzahlen besitzt die Vegetation bis 10 m Höhe. Ein zunehmender Raumwiderstand in Form höherer Deckungsgrade der Krautschicht führt zu deutlich geringeren Fangzahlen (geringere Individuenzahlen).



**Tab. 3.52:** Korrelationen der Carabidenaktivitäten mit der Ausprägung der Vegetation (prozentuale Deckung) und den Lichtverhältnissen (Methodik Kap. 2.2.3.2.2); Rangkorrelation nach Spearman, \*/-\* positive/negative signifikante Korrelation ( $p < 0,05$ ), \*\*/\*-\*\* positive/negative hoch signifikante Korrelation ( $p < 0,01$ ). Die Deckung bis 5 m Höhe schließt die Krautschicht <50 cm Höhe nicht ein.

Art	Deckung der Vegetation					Lichtverhältnisse
	Krautschicht	>0,5-5 m	>5 -10 m	>10-20 m	>20 m	
<i>Abax parallelepipedus</i>			0,341**			
<i>Calathus rotundicollis</i>	-0,412**					
<i>Carabus auratus</i>					-0,303*	0,296*
<i>Carabus coriaceus</i>		0,285*	0,297*			
<i>Carabus glabratus</i>		-0,398**	-0,282*		0,404**	
<i>Carabus hortensis</i>		0,358**	0,308*			
<i>Cychrus caraboides</i>		0,267*	0,314*			
<i>Harpalus latus</i>	0,266*	0,275*				
<i>Nebria brevicollis</i>				0,270*		
<i>Notiophilus biguttatus</i>		0,261*				
<i>Notiophilus rufipes</i>				0,309*		-0,300*
<i>Pterostichus melanarius</i>						0,324**
<i>Pterostichus niger</i>	0,331**			0,249*		
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>		-0,257*			0,400**	
<i>Trechus obtusus</i>	-0,301*	0,287*	0,295*			
<b>Anzahl Korrelationen</b>	<b>4</b>	<b>8</b>	<b>6</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>
<b>Artenzahl insgesamt</b>		0,390**				
<b>Anzahl Waldarten</b>				0,329**		
<b>Anzahl mesophile Waldarten</b>		0,325**	0,312*			
<b>Individuenzahl, ges.</b>	-0,309*		0,326**			
<b>Individuen Waldarten</b>	-0,255*		0,288*			
<b>Individuen mesophile Waldarten</b>	-0,304*		0,291*			
<b>Anzahl Korrelationen</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>4</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>

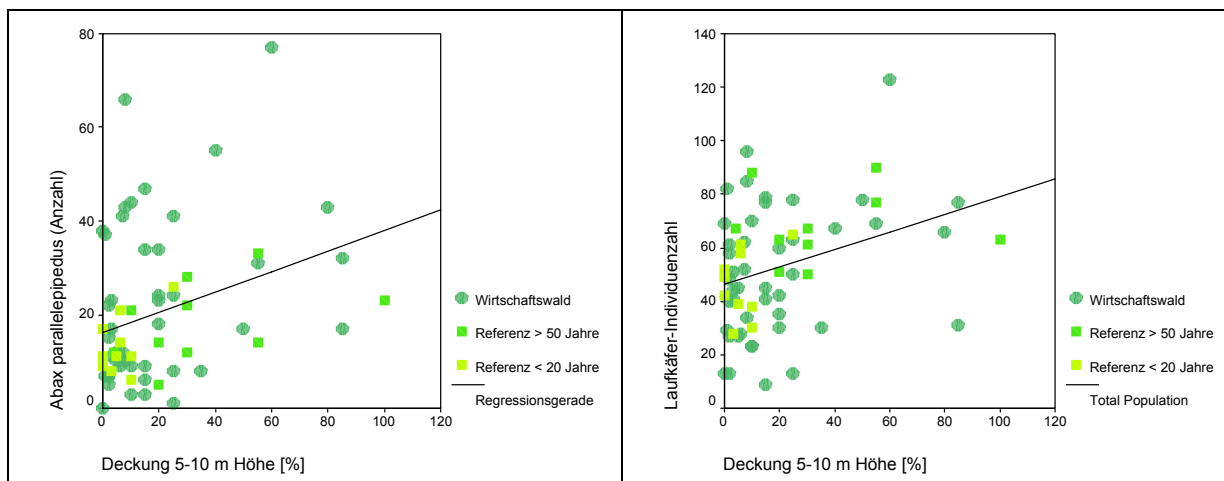
Die von KRAUSE (1974) stammende Beschreibung, dass *Pterostichus niger* unter einer gut ausgebildeten Kraut- und Strauchschicht vorkommt, kann nur hinsichtlich der Krautschicht bestätigt werden. Die Individuenzahl der von *P. niger* als Art der mesophilen Laubwälder (SCHEFFLER et al. 1999) steigt hoch signifikant mit steigender Vegetationsbedeckung an.

Die Deckung der Strauchschicht (>0,5-5 m Höhe) korreliert mit den meisten Arten (acht), wovon vier zu den charakteristischen Tiefland-Buchenwaldarten gehören. Bei *Carabus glabratus* und *Pterostichus oblongopunctatus* ist der Einfluss mit zunehmender Vegetationsdichte negativ und mit *Carabus hortensis* und *Cychrus caraboides* positiv korreliert.

Die Vegetationsbedeckung zwischen >5 m und 10 m Höhe korreliert zwar noch mit sechs Arten und auch den Gesamtdaten, doch sind mit Ausnahme von *Abax parallelepipedus* nur schwache Beziehungen nachzuweisen. Da die Individuenzahl der häufigsten Art *Abax parallelepipedus* positiv mit einer höheren Deckung in dieser Schicht korreliert, kann auch der positive Einfluss auf die Gesamtindividuenzahl damit teilweise erklärt werden (Abb. 3.101). Da die Gesamtindividuenzahlen der (mesophilen) Waldarten aber nur schwach positiv korrelieren, zeigt sich, dass neben *Abax parallelepipedus* in der Summe (überwiegend nicht signifikant für die Einzelart, Ausnahme *Trechus obtusus*) vor allem Nicht-Waldarten durch eine hohe Deckung in dieser Schicht gefördert werden.

Eine hohe Deckung in über 20 m Höhe kennzeichnet relativ geschlossene Buchen-Altbestände. Da *Grumsin k3* diese hallenartige Struktur aufweist und *Carabus glabratus*

dort mit Abstand am häufigsten gefangen wurde, korreliert das Vorkommen von *Carabus glabratus* natürlich mit dem Deckungsgrad >20 m Höhe. Es ist jedoch anzunehmen, dass dies eine Scheinkorrelation ist, da das Vorkommen von *Carabus glabratus* in besonderem Maße mit anderen Strukturparametern wie den Waldentwicklungsphasen und der Moosbedeckung auf Steinen korreliert (Kap. 3.3.4.3 und Kap. 3.3.4.4).



**Abb. 3.101:** Signifikante Korrelationen der Vegetationsdeckung in 5–10 m Höhe mit dem Vorkommen von *Abax parallelepipedus* (links) bzw. der Gesamtindividuenzahl der Laufkäfer (rechts) in den untersuchten Tiefland-Buchenwäldern.

Der Deckung entsprechend wurde die Auswirkung der Baumanzahl/ha mit unterschiedlicher BHD-Untergrenze auf verschiedene Carabidenarten und die Gesamtausstattung getestet (Tab. 3.53).

**Tab. 3.53:** Korrelationen zwischen den Carabidenfängen an einem Rasterpunkt und der Baumanzahl im dortigen Probekreis (500 m<sup>2</sup>).

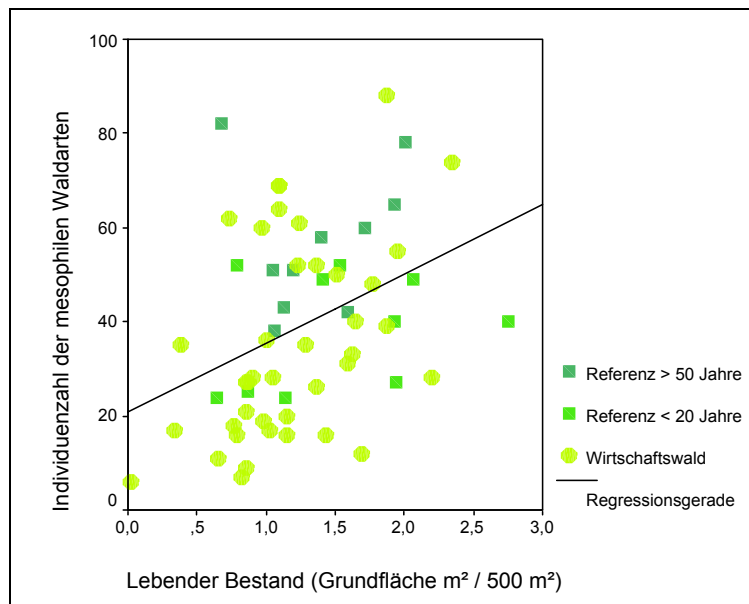
Die Baumanzahlen beziehen sich auf unterschiedliche BHD-Untergrenzen. Alle Bäume ab der jeweiligen Grenze aufwärts wurden summiert. Rangkorrelation nach Spearman, \*,-\* positive bzw. negative Korrelation  $p < 0,05$ , 2-seitig; \*\*, -\*\* positive bzw. negative Korrelation  $p < 0,01$ , 2-seitig.

Art	Anzahl Bäume mit BHD (in cm) von mind. ...						lebende Grundfl. m <sup>2</sup>
	≥2	≥7	≥20	≥60	≥80	≥100	
<i>Abax parallelepipedus</i>							0,289 *
<i>Carabus coriaceus</i>		-0,340 **	-0,257 *	0,259 *	0,332 **	0,412 **	
<i>Carabus glabratus</i>	-0,268*			0,379 **			0,299 *
<i>Carabus hortensis</i>						0,302 *	
<i>Cychrus caraboides</i>	0,262 *						
<i>Harpalus latus</i>			-0,343 **	-0,329 *		0,298 *	
<i>Pterost. oblongopunctatus</i>							0,287 *
Zahl mesophiler Waldarten					0,311 *		
Individuen insgesamt							0,361**
Individuen Waldarten							0,362 **
Indiv. mesophiler Waldarten					0,280 *		0,393 **
<b>Anzahl Korrelationen</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>6</b>

Das Vorkommen von fünf Arten wird durch die Baumanzahl bzw. die damit verbundenen mesoklimatischen Faktoren signifikant beeinflusst. Alle von der Baumanzahl signifikant beeinflussten Arten (Tab. 3.53) zeigen auch nachweisbare Korrelationen mit den Deckungsgradschätzungen. Diese gleichlaufende Beeinflussung ist nicht verwunderlich, da die Baumzahlen natürlich mit den Deckungsangaben (Tab. 3.52) autokorrelieren. Hinsichtlich *Carabus coriaceus* und *Harpalus latus* kann die Beziehung zwischen Deckung (Baumzahlen) bzw. den Lichtverhältnissen und den Fangzahlen allerdings bedeutend differenzierter dargestellt werden. Im Buchenwald wirkt eine höhere Baumzahl erst ab einer

Untergrenze von 60 cm BHD positiv. Bei niedriger liegenden BHD-Untergrenzen ist die Individuenzahl von *C. coriaceus*, *C. glabratus* negativ korreliert. Einzig *Cychnus caraboides* wurde, wie schon oben gezeigt (Tab. 3.52), mit steigender Anzahl kleiner Bäume häufiger.

Die Grundfläche der lebenden Bäume in den Probekreisen zeigt sechs signifikante Korrelationen (Tab. 3.53) mit den Laufkäferdichten. Es besteht nicht nur eine Beziehung zu den drei charakteristischen Buchenwaldarten *Abax parallelepipedus*, *Carabus glabratus* und *Pterostichus oblongopunctatus*, sondern auch (höchst signifikant) zu den für einen indikatoren Gesamtwert besonders wichtigen Gesamt-Individuenzahlen (Tab. 3.53, Abb. 3.102).

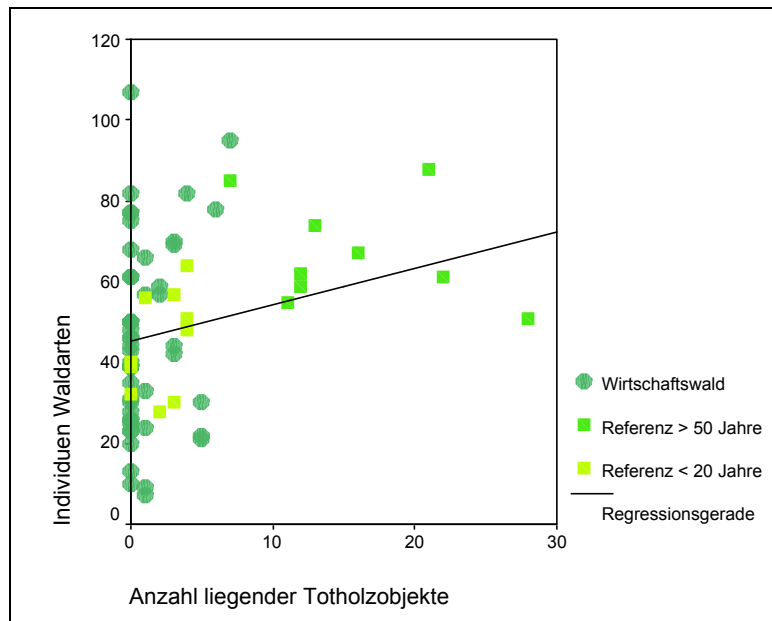


**Abb. 3.102:** Beziehung zwischen lebendem Baumbestand [Grundfläche in  $m^2 = x$ ] pro Probekreis [500  $m^2$ ] und der nachgewiesenen Individuenzahl der mesophilen Waldarten der Laufkäfer pro Falle in den untersuchten Tiefland-Buchenwäldern; Regressionsgerade  $y = 14,615 \cdot x + 20,958$ .

### 3.3.4.2 Totholz

Die Unterteilung des Totholzes in seine Erscheinungsformen: stehendes/liegendes Totholz, Stubben und Gesamtangabe, differenziert nach verschiedenen Messgrößen (Objektanzahl, Grundfläche  $m^2$ , Volumen  $m^3$ ), ermöglicht eine genaue Beziehungsanalyse hinsichtlich der Carabiden (Tab. 3.54):

1. Der wichtigste Parameter ist das liegende Totholz (Tab. 3.54). Die Objektzahl korreliert sechsmal und die Angaben zu Grundfläche ( $m^2$ ) und Volumen ( $m^3$ ) zeigen sieben signifikante Beziehungen mit den Carabidenvorkommen. Obwohl die Anzahl der liegenden Tothölzer keine Korrelation zur Zahl mesophiler Waldarten aufweist, erscheint diese Angabe aufgrund der übrigen fünf hoch signifikanten Korrelationen als Strukturparameter besonders geeignet zu sein, die Carabidenausstattung (Individuenzahlen aller Arten, der Waldarten und der mesophilen Waldarten) zu repräsentieren (Tab. 3.54, Abb. 3.103).



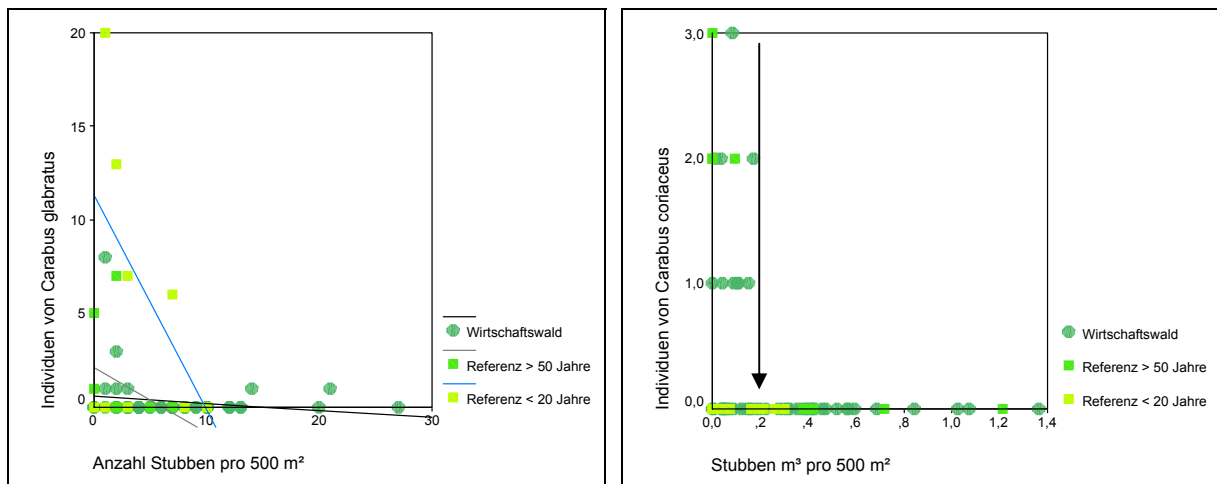
**Abb. 3.103:** Beziehung zwischen der Anzahl liegender Tothholzobjekte pro 500 m<sup>2</sup> und den Individuenzahlen gefangener Laufkäfer-Waldarten in Tiefland-Buchenwäldern. Regressionsgerade  $y = 0,903 * x + 45,26$ .

2. Die Stubbenanzahl pro Probekreis zeigt mit Ausnahme einer schwach signifikant positiven Korrelation mit *Badister lacertosus* (Feuchtwaldart, aber auch auf Trockenrasen, WACHMANN et al. 1995, MÜLLER-MOTZFELD 2002) hoch signifikante negativen Beziehungen mit *Carabus coriaceus*, *Carabus glabratus* und der Zahl mesophiler Waldarten.

In den Wirtschaftsflächen kommt *C. glabratus* bei lang zurückliegender Durchforstung (= wenig Stubben) zwar nur selten vor, doch sind die Fangzahlen in intensiv genutzten Beständen (viele Stubben = x) noch geringer (Regressionsgleichung:  $y = -0,0367 * x + 0,533$ ). Die stärkste Beziehung zwischen Stubben und *C. glabratus* zeigt sich, bedingt durch hohe Individuenzahlen in der Fläche *Grumsin-Ost k3*, in kurzfristig nicht bewirtschafteten Referenzflächen ( $y = -1,146 * x + 11,325$ ). Die Regressionsgerade für langfristig unbewirtschaftete Wälder ist nicht besonders aussagekräftig, da es in diesen Flächen fast keine Stubben gibt ( $y = -0,345 * x + 2,092$ ).

**Tab. 3.54:** Beziehung zwischen Totholzvorkommen bzw. Waldentwicklungsphasen und der Carabidenausstattung; Rangkorrelation nach Spearman, \*,-\* positive bzw. negative Korrelation  $p < 0,05$ , 2-seitig; \*\*, -\*\* positive bzw. negative Korrelation  $p < 0,01$ , 2-seitig, Erläuterung zu wep1, wep2 und wep3 siehe Kap. 2.2.3.1.

Art	Anzahl				Grundfläche m <sup>2</sup>				Volumen m <sup>3</sup>				Waldentwicklungsphasen		
	stehendes Totholz	liegendes Totholz	Stubben	gesamt	stehendes Totholz	liegendes Totholz	Stubben	gesamt	stehendes Totholz	liegendes Totholz	Stubben	gesamt	wep1 TABAKU (2000)	wep2	wep3
<i>Badister lacertosus</i>							*								
<i>Carabus coriaceus</i>			- **				- **				- **		*		
<i>Carabus glabratus</i>			- **				- *						**	**	**
<i>Carabus granulatus</i>													- **	- *	- **
<i>Carabus hortensis</i>	**	**		*	**	**		**	**	**		**	**		*
<i>Carabus nemoralis</i>												- *			
<i>Cychrus caraboides</i>	**	**		*	**	*		**	**	*		**			
<i>Leistus rufomarginatus</i>		*				*				*			*		
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>														**	
Artenzahl, gesamt															
Zahl Waldarten													*		
Zahl mesophiler Waldarten			- *		*	*		*	*				**		*
Individuenzahl, gesamt	*	**			*	**		**	*	**		*			*
Individuenzahl Waldarten	*	**			*	**		**	*	**		*			*
Individuenzahl mesophiler Waldarten	*	**				*		*	*	*		*	*		*
<b>Anzahl Korrelationen</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>5</b>	<b>7</b>	<b>3</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>1</b>	<b>6</b>	<b>8</b>	<b>3</b>	<b>7</b>



**Abb. 3.104:** Beziehung zwischen den Fangzahlen der Laufkäfer *Carabus glabratus* und *C. coriaceus* und der Anzahl von Stubben pro 500 m<sup>2</sup> in den untersuchten Tiefland-Buchenwäldern.

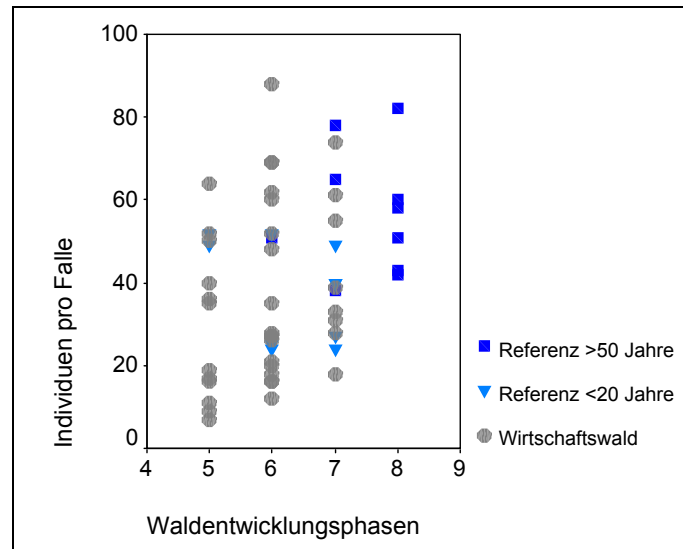
Die von WACHMANN et al. (1995) als Charakterart von Buchenwaldgesellschaften beschriebene Art *Carabus coriaceus* kommt mit einer Stetigkeit von 63 % in den Wirtschaftswäldern nur an Rasterpunkten mit einem geringen Stubbenvolumen vor. Bei einem Stubbenvolumen von mehr als 0,2 m<sup>3</sup> pro Probekreis konnte die Art nicht mehr nachgewiesen werden. In den r50-Flächen ist allerdings die Stetigkeit trotz geringer Stubbenvorkommen auch nur leicht erhöht (71 %). Eine positive Wirkung haben eine Deckung der Vegetation bis zu 10 m Höhe, die aber nicht zu dicht sein sollte, und das für Referenzwälder charakteristische Vorkommen von Buchen ab 80 cm BHD. Als Charakterart kommt *C. coriaceus* aufgrund der relativ geringen Stetigkeit aber nicht in Frage.

3. *Carabus hortensis* und *Cychnus caraboides* sind in den Buchenwäldern des nordostdeutschen Tieflandes hochgradig vom Totholz abhängig. Das Vorkommen (die Fangzahlen) von *C. hortensis* und *Cychnus caraboides* wird vom stehenden, liegendem und vom Gesamtotholz positiv beeinflusst, wobei es egal ist, ob die Objektanzahl, die Grundfläche oder das Volumen als Bezugsgröße verwendet wird (Tab. 3.54).

### 3.3.4.3 Waldentwicklungsphasen

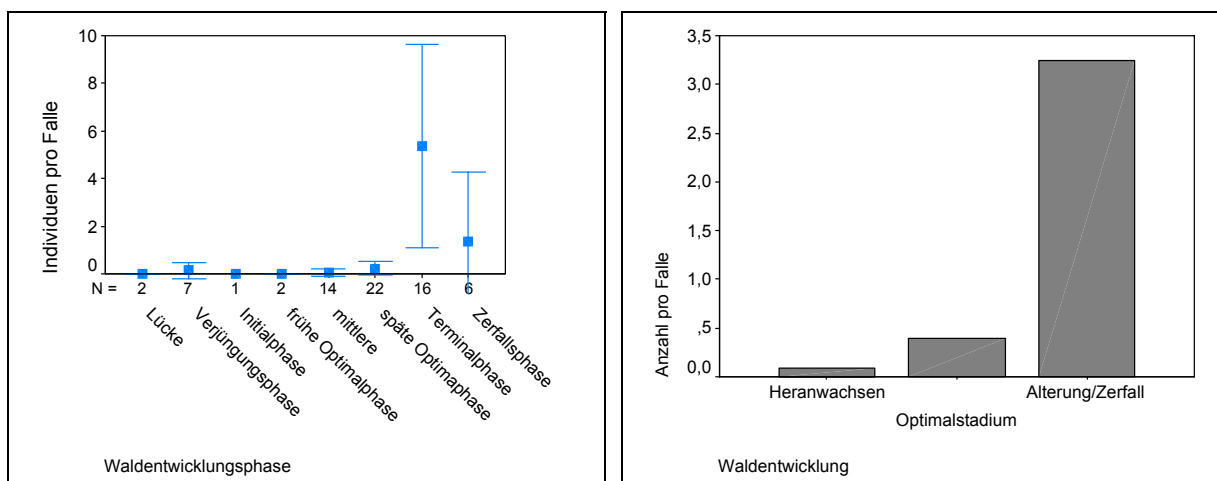
Die Fangzahl mesophiler Waldarten wird deutlich von der Waldentwicklungsphase beeinflusst (Abb. 3.105). Von der mittleren Optimal- bis Zerfallsphase kommen steigende durchschnittliche Fangzahlen pro Falle vor (Individuen/Falle: 32,6 mittlere Optimal-, 39,4 späte Optimal-, 43,8 Terminal- und 56,0 Zerfallsphase), wobei sich die Fangzahlen der mittleren Optimalphase signifikant von denen der Zerfallsphase unterscheiden ( $p = 0,026$ ).

Die Zuordnung der Bestandesstrukturdaten eines Probekreises zu einer Waldentwicklungsphase erfolgte im ersten Schritt (wep1) nach der nur leicht modifizierten Methodik von TABAKU (2000; Abb. 3.105). In einem zweiten Schritt wurde das Totholz als Repräsentant der Zerfallsphase weniger in der Vordergrund gestellt (wep2 = mehr Verjüngungs- und späte Optimalphase, weniger Zerfallsphase) und zur Ableitung von wep3 wurde die Kartierung in den drei Entwicklungsstufen nach KORPEL (1995) zusammengefasst: Heranwachs-, Optimal- und Alterungs-/Zerfallsphase (Kap. 2.2.3.1).



**Abb. 3.105:** Fangzahlen mesophiler Waldarten in Abhängigkeit von der Waldentwicklungsphase. 5: mittlere Optimal-, 6: späte Optimal-, 7: Terminal-, 8: Zerfallsphase; für Lücken und die Initialphase lagen keine Daten und für die Verjüngungs- und frühe Optimalphase nur ein bzw. zwei Datensätze vor, so dass eine Auswertung und Darstellung nicht möglich war.

Im Ergebnis zeigt sich, dass die nur leicht modifizierte Waldentwicklungsphasendefinition nach TABAKU (2000) zu den am besten differenzierten Ergebnissen führt. Mit dieser Methodik sind acht Korrelationen zwischen Waldentwicklungsphasen und den Carabiden nachweisbar (Tab. 3.54), während die Modifikation *wep2* nur zu drei und die nur dreistufige Einteilung *wep3* überwiegend nur zu schwach signifikanten Korrelationen führen. Von den acht signifikanten Beziehungen der *wep1* sind vier hoch signifikant: die Individuenzahlen von *Carabus glabratus*, *C. hortensis* und die Zahl mesophiler Arten stehen in einer positiven und *Carabus granulatus* in einer eindeutig negativen Beziehung zur Waldentwicklungsphase entlang eines Reifegraden, der von der Bestandslücke über die Verjüngungsphase bis hin Terminal- und Zerfallsphase reicht. Schwach positiv korrelieren *Carabus coriaceus*, *Leistus rufomarginatus*, die Anzahl der Waldarten und die Individuenzahl der mesophilen Waldarten.



**Abb. 3.106:** Beziehung von *Carabus glabratus* mit der Waldentwicklungseinteilung in Tiefland-Buchenwäldern: **links:** Individuen/Falle [Mittelwert + 95 %-Konfidenzintervall] von *C. glabratus* in den Waldentwicklungsphasen nach TABAKU (2000), **rechts:** Individuen/Falle [Mittelwert] von *C. glabratus* in den Waldentwicklungsstufen nach KORPEL (1995).

*Carabus glabratus* zeigt einen deutlichen Vorkommensschwerpunkt in der Terminalphase nach TABAKU (2000) (Abb. 3.106, links) bzw. im Alterungs-/Zerfallstadium nach der dreistufigen Klassifikation von Korpel (1995; Abb. 3.106, rechts).

### 3.3.4.4 Moospolster

Moose kommen auf verschiedenen Kompartimenten des Buchenwaldes vor. Wenn der Boden weder durch anthropogene Bodenbearbeitung noch durch Windeinfluss von der recht schwer zersetzbaren Laubstreu der Buchen freigelegt wird, kommen nur wenige Arten und vor allem nur sehr punktuell verbreitete und kleine epigäische Moospolster vor. Ausgerechnet *Notiophilus rufipes*, die für Brandenburg als seltene und stenotope Buchenwaldart beschrieben wird (Tab. 3.50, Anhang XVIII), profitiert von einem hohen Deckungsgrad epigäischer Moose (Tab. 3.55). Da die Signifikanz nur schwach ist, soll vorerst angenommen werden, dass es keinen kausalen Zusammenhang zwischen den epigäischen Moosen und der Art gibt, sondern andere Faktoren gleichlaufend die Verbreitung der epigäischen Moose und von *N. rufipes* beeinflussen (Kap. 3.3.5).

*Pterostichus oblongopunctatus* als zweite mit der epigäischen Moosbedeckung korrelierende Laufkäferart reagiert negativ auf eine zunehmende Deckung epigäischer Moose.

Zwischen der Moosbedeckung auf liegendem Totholz und den Carabidenfängen gibt es (wie mit den Waldentwicklungsphasen) acht meist hoch signifikante Beziehungen (Tab. 3.55). Eine zunehmende Moosbedeckung auf dem liegenden Totholz hat auf fünf Arten einen hoch signifikanten, aber unterschiedlichen Einfluss. Während *Carabus hortensis*, *Cychnus caraboides* und *Pterostichus niger* positiv beeinflusst werden, zeigen *Carabus nemoralis* und *Notiophilus rufipes* negative Korrelationen mit der Moosbedeckung des Totholzes. Beide Arten scheinen allerdings weniger von Moospostern beeinflusst zu werden, als vielmehr gar kein Totholz zu benötigen, da die Individuenzahlen in Probekreisen ohne Totholz (und somit ohne Moos auf liegendem Totholz) sehr unterschiedlich waren (0-10 Individuen pro Falle).

**Tab. 3.55:** Beziehung zwischen Moosbedeckung und Carabidenfängen in Tiefland-Buchenwäldern; Rangkorrelation nach Spearman, \*,-\* positive bzw. negative Korrelation  $p < 0,05$ , 2-seitig; \*\*, -\*\* positive bzw. negative Korrelation  $p < 0,01$ , 2-seitig.

Art	Moosdeckung in m <sup>2</sup> auf folgenden Substraten:							
	Boden (epigäisch)	Liegender Totholz	Stubben	Stamm-anlauf	Stein	gesamt	epig. - lieg. T.-Stubben	epig.- lieg. T.
<i>Bembidion lampros</i>				0,427 **				
<i>Carabus glabratus</i>					0,613 *			
<i>C. hortensis</i>		0,524 **		0,551 **	0,548 *	0,380 *		
<i>C. nemoralis</i>		-0,437 **						
<i>Cychnus caraboides</i>		0,499 **		0,489 **				
<i>Harpalus latus</i>						0,448 **	0,458 **	0,425 **
<i>Leistus rufomarginatus</i>		0,397 *		0,634 **		0,433 **		
<i>Nebria brevicollis</i>		0,343 *						
<i>Notiophilus rufipes</i>	0,321 *	-0,530 **						
<i>Pterostichus niger</i>		0,538 **						
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	-0,350 *							
<i>Trechus obtusus</i>			0,532 **					-0,338 *
Artenzahl gesamt				0,521 **				
Anzahl Waldarten				0,499 **				
Anzahl mesophiler Waldarten		0,350 *		0,511 **				
<b>Anzahl Korrelationen</b>	<b>2</b>	<b>8</b>	<b>1</b>	<b>7</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>2</b>

Die einzige durch das Vorkommen von Moosen auf Stubben nachweisbar beeinflusste Art ist *Trechus obtusus*.

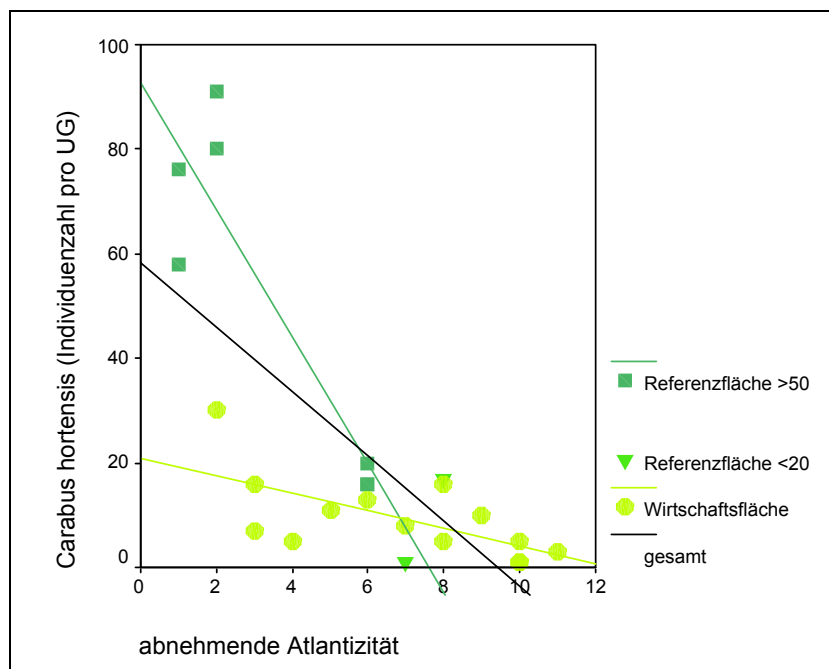
Aussagekräftiger erscheinen die vier hoch signifikanten Korrelationen auf Artniveau (*Bembidion lampros*, *Carabus hortensis*, *Cychnus caraboides*, *Leistus rufomarginatus*) mit der



Moosbedeckung auf Stammanläufen zu sein. Zusätzlich und zusammenfassend korrelieren die Artenzahlen insgesamt, die Anzahl der Waldarten und die Anzahl der mesophilen Waldarten hoch signifikant mit dem Vorkommen von Moospolstern an den Stammanläufen, wobei die Korrelation mit der Gesamtartenzahl am stärksten ausgeprägt ist.

Da die Höhe des Moosbezugs am Stammanlauf einerseits durch die Nähe zur Nord- und Ostsee (Atlantizität, Kap. 3.2.3.3) und andererseits aber auch durch die Besonderheiten der Bäume in den Referenzflächen, wie ältere Bäume mit rauen Rinden am Stammanlauf, positiv beeinflusst wird, müssten folglich in den Referenzflächen im atlantischeren Mecklenburg-Vorpommern mehr Arten und mehr Individuen von *Bembidion lampros*, *Carabus hortensis*, *Cychrus caraboides* und *Leistus rufomarginatus* vorkommen. Dieser Einfluss bestätigt sich jedoch nur für *Carabus hortensis* (Abb. 3.107). Die Individuenzahlen von *C. hortensis* sind in den beiden in Mecklenburg-Vorpommern liegenden Referenzflächen sehr hoch und hinsichtlich des abnehmenden Atlantizitätsgradienten auch in der Referenzfläche *Fauler Ort r3* im Vergleich zu den Wirtschaftsflächen noch überdurchschnittlich. Die Wirtschaftsflächen zeigen zwar auch eine abnehmende Zahl gefangener Individuen von *Carabus hortensis* mit abnehmender Atlantizität, aber der Gradient ist bedeutend flacher als bei den r50-Flächen.

Das Moosvorkommen auf Totholz und an Stammanläufen hat (nach der Spearmanschen Rangkorrelation) einen signifikanten bzw. hoch signifikanten Einfluss auf *Leistus rufomarginatus* als mäßig häufige Art der mesophilen Laubwälder. Da das Vorkommen nicht nur mit dem Vorkommen der Moose auf Totholz, sondern auch mit dem Totholzangebot direkt korreliert, ist anzunehmen, dass das liegende Totholz generell einen wichtigen Einflussfaktor für das Vorkommen von *L. rufomarginatus* darstellt. Hingegen gibt es zwar eine positive Korrelation mit der Moosbedeckung der Stammanläufe, nicht aber mit Parametern des lebenden Bestandes selbst, womit die Bedeutung der Moosbedeckung als wichtiges Habitatelement von *L. rufomarginatus* belegt ist.

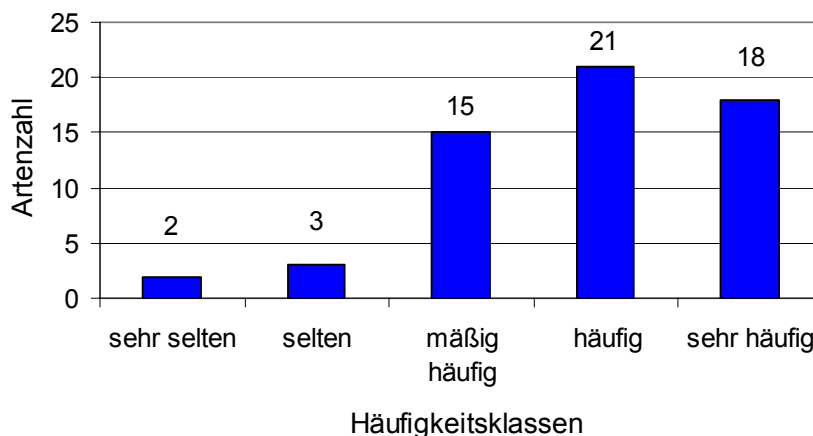


**Abb. 3.107:** Beziehung zwischen Individuenzahlen von *Carabus hortensis*, dem Einfluss der Atlantizität und der Bewirtschaftung in Tiefland-Buchenwäldern.

### 3.3.5 Teildiskussion: Laufkäfer

#### 3.3.5.1 Artenspektrum und Häufigkeitsverhältnisse der Carabiden

Die 18 nachgewiesenen mesophilen Waldarten repräsentieren zwei Drittel der im planaren Bereich möglichen mesophilen Waldarten. Die nachgewiesenen Arten sind allerdings überwiegend weder selten noch besonders gefährdet. Nach den Angaben zu den Häufigkeitsklassen der Carabiden in Brandenburg (SCHEFFLER et al. 1999) kommt ein Viertel der Arten mäßig häufig, 36 % häufig und 31 % der Arten sogar sehr häufig vor (Abb. 3.08). Die Betrachtung der Individuenverteilung auf die 59 nachgewiesenen Arten ist allerdings invers. 33 Arten wurden mit weniger als 10 Individuen, 14 Arten mit 10 bis 99 Individuen, 10 Arten mit 100 bis 999 Individuen und nur zwei Arten mit jeweils mehr als 1000 nachgewiesen. Das bedeutet, dass die meisten nach SCHEFFLER et al. 1999 in Brandenburg mäßig häufig bis sehr häufig vorkommenden Arten in den Buchenwäldern eher selten (<10 gefangene Individuen) sind.



**Abb. 3.108:** Häufigkeitsklassen der nachgewiesenen Carabidenarten, Einteilung für Brandenburg nach SCHEFFLER et al. (1999).

KRAUSE (1974) hat mit einem Durchschnitt von 10 Arten pro Barberfallenstelle (minimal 7, maximal 14) aufgezeigt, dass der Buchenwald carabidologisch verhältnismäßig artenarm ist. Die Zahlen der Tiefland-Buchenwälder gliedern sich mit durchschnittlich 9,4 Arten (minimal 5 und maximal 17) sehr gut in die von KRAUSE (1974) angegebene Spanne ein. Die hohe Gesamtartenzahl (59) wird zur einen Hälfte (28 Arten) aus Nicht-Waldarten im Sinne von MÜLLER-MOTZFELD (2001a) und aus 31 Waldarten gebildet, was die von KRAUSE (1974) genannte Gesamtartenzahl für Buchenwälder von insgesamt 28 weit überschreitet und somit deren Artenarmut deutlich relativiert.

Unter den 21 Arten, die entweder nur in den Wirtschafts- oder r50-Flächen gefunden wurden, gehören 10 zu den Einzelfunden mit nur 1-2 Individuen, die zudem keine typischen Waldarten sind. Sie sind typisch für Feucht- und Nassbiotop (vier Arten), Ackerunkrautfluren bzw. Ruderalflächen (vier Arten) und mit jeweils einer Art für Sandtroddenrasen und Feldwege. Die an Wegen vorkommende Sandlaufkäferart *Cicindela campestris*, die nur in *Chorin w12* mit zwei Individuen nachgewiesen wurde, ist die häufigste der acht in Deutschland vorkommenden Sandlaufkäferarten, steht aber in Brandenburg auf der Roten Liste (SCHEFFLER et al. 1999). Die restlichen 11 exklusiven Arten können aufgrund ihrer geringen Individuenzahlen (max. 17) und inhomogenen Verteilung ebenfalls keinen indikatorischen Wert entfalten.

Die Seltenheit der weiteren sporadischen Arten (Einzelfänge, Tab. 3.47) kann überwiegend durch die aus der Literatur bekannten Habitatpräferenzen außerhalb des Buchenwaldes erklärt werden. Vier der Arten sind zwar Waldarten, von denen aber zwei Trockenwälder (*Panageus bipustulatus*) und Feucht- und Auenwälder (*Patrobus atrorufus*) bevorzugen. Hin-

sichtlich der arboricolen Art *Dromius quadrimaculatus* ist anzunehmen, dass die an Bäumen lebende Art durch Bodenfallen nur unzureichend nachgewiesen werden kann. *Pterostichus quadrioveolatus* wurde trotz der Einklassifizierung als mesophile Waldart (MÜLLER-MOTZFELD 2001a) nur in einem der Wälder nachgewiesen. Eine Erklärung könnte eine Bevorzugung bodensaurer Mischwälder sein (SCHEFFLER et al. 1999). Das nachgewiesene Exemplar wurde auch dementsprechend in dem bodensauren, nährstoffarmen Luzulo-Fagetum *Eberswalde w13* gefangen (Anhang II). Warum die Art allerdings in der zweiten untersuchten, dem Luzulo-Fagetum angehörenden Fläche *Stechlin k1* nicht nachgewiesen werden konnten, kann lediglich mit dem nur mäßig häufigen Vorkommen der Art erklärt werden. Alle anderen carabidologisch untersuchten Flächen gehören überwiegend dem besser nährstoffversorgtem Waldmeister-Buchenwald an.

### 3.3.5.2 Unterschiede der Fangzahlen der Laufkäfer in bewirtschafteten und unbewirtschafteten Buchenbeständen

Vergleiche von Laufkäfergemeinschaften in Wald- und Offenlandbiotoptypen (NIEMELÄ et al. 1987, BUTTERFIELD et al. 1995, TALVI 1995), die Auswirkung von Kahlschlägen auf das Vorkommen von Carabiden (SZYSZKO 1987, 1990, DUCHESNE & MCALPINE 1993, NIEMELÄ et al. 1993, BUTTERFIELD et al. 1995, HELIÖLÄ 2001) und Veränderungen der Carabidengemeinschaft durch anthropogene Umweltfaktoren (TROJANOWSKI 1985, READ et al. 1987, SKLODOWSKI 1994) stellen neben autökologischen Untersuchungen (KOEHLER 1984, DESENDER et al. 1994, GRYUNTAL & SERGEEVA 1994, WESELOH 1997) die häufigsten carabidologischen Forschungsbereiche im Wald dar. Die Ergebnisse zeigen insgesamt, dass die Laufkäfer sehr stark von diesen Faktoren beeinflusst werden können. So ist z. B. die Artenvielfalt auf Kahlschlägen durch mehr sporadische Offenlandarten größer als im Wald (KOIVULA et al. 2002). Die Einbettung eines Kahlschlages in größere Waldkomplexe führt allerdings nur zu geringen Veränderungen beim typischen Waldarteninventar (HELIÖLÄ et al. 2001). In einer Untersuchung in Mecklenburg-Vorpommern, in der die Laufkäfergemeinschaften von unterschiedlich alten Forsten (Kiefer, Kiefer/Buche und Buche) und von einer Buchen-Naturwaldzelle (*Serrahn r1*) erfasst wurden, konnten in den Forsten hauptsächlich „unspezifische Wald- und Gehölzarten“, in der Naturwaldzelle hingegen hohe Fangzahlen von charakteristischen Waldcarabiden nachgewiesen werden (ALBERTI & MÜLLER-MOTZFELD 2003). Ein vergleichbares Ergebnis erhielten BUS DE WARNAFFE & LEBRUN (2004) in einer ähnlich aufgebauten Untersuchung in belgischen Kiefern-, Buchen- und Mischbeständen.

Einige Autoren fanden zwischen verschiedenen Biotoptypen nur geringe Unterschiede in der Laufkäfergemeinschaft. So ergab die Arbeit von HEIJERMAN & TURIN (1989), dass die geographische Lage einen höheren Einfluss auf die Carabidenzusammensetzung hat als die Baumartenzusammensetzung (Nadel- oder Laubholz) der Forsten. VIGNA-TAGLIANTI et al. (1994) fanden in Brasimone (Italien) sogar zwischen Nadelforsten, Kastanien- und Buchendickungen bzw. -hochwäldern und Grassland nur geringe Unterschiede.

Hingegen führt die Fragmentierung des Waldes stets zu deutlichen Auswirkungen auf die Laufkäfergemeinschaft innerhalb des Waldes (EYHOLZER 1995, BUTTERWECK 1998), wobei die Größe der Fragmentierungseinheit nur teilweise über die Intensität der Veränderung entscheidet (HALME & NIEMELÄ 1993). So konnten NIEMELÄ et al. (1988) zwischen der Laufkäferzusammensetzung von <5 und >30 ha großen Wäldern keinen Unterschied feststellen. Die minimal benötigte Waldfläche für das Vorkommen von *Abax parallelepipedus* konnte GRUTTKE (2001) mit 0,4 ha ermitteln. Zwischen >0,4 ha und 3,5 ha kommt *A. parallelepipedus* aber noch signifikant seltener als in Waldflächen >6,5 ha vor. Bei den untersuchten Tiefland-Buchenwäldern (minimale Größe 13,6 ha einer Haupt-UF innerhalb eines größeren Waldbestandes, Tab. 2.1) ist somit davon auszugehen, dass die häufigste Buchenwaldart *Abax parallelepipedus* nicht beeinflusst wird, wobei die teilweise hohe Dichte an Rückegassen bemerkenswert ist, aber nicht interpretiert werden kann.

Über die Fragmentierung hinaus sind Untersuchungen *innerhalb eines Biotoptypes* bisher vergleichsweise selten, wobei „falsche Zeitreihen“ von Alterklassenwäldern noch am häufigsten sind (LENSKI 1982, DAY & CARTHY 1988, KOIVULA et al. 2002). Zusammenfassend kann der Einfluss folgendermaßen beschrieben werden: 1. nach Kahlschlägen steigt die Artenvielfalt durch (sporadische) Offenlandarten, die überwiegend auch im noch ungeschlossenen Jungbestand erhalten bleibt; 2. im geschlossenen mittelalten Bestand kommen am wenigsten Arten und Individuen vor und manche typischen Waldarten fehlen; 3. im Altbestand steigt das Vorkommen wieder leicht an und die zuvor fehlenden Waldarten etablieren sich wieder.

Obwohl in der hier vorgestellten Untersuchung nur Wirtschaftswälder ab 120 Jahre aufgenommen wurden, ähneln sie hinsichtlich der Ausstattung mit sporadischer Arten den jungen Wirtschaftswäldern in den Untersuchungen von KOIVULA (2002) (Abb. 3.97, Tab. 3.48). Es entstehen in den Buchenwäldern nach Einschlag immer wieder sonnenexponierte Hänge oder auch nach Bodenbearbeitung vergraste Bereiche ohne Baumbestand, wo sich xerophile Arten einfinden. In den Referenzflächen kommen trotz vorhandener Lücken im Kronendach wohl aufgrund des überwiegend dunkleren Bestandesinneren (Abb. 3.38) und der bodennah insgesamt geringen mesoklimatischen Extreme weniger xerophile Arten vor. Es können durch Windwurf bzw. natürlichen Zerfall zwar Bestandeslücken entstehen, doch ist der Boden durch sich schnell einfindende Buchennaturverjüngung und durch das liegenbleibende Totholz nur sehr selten stark sonnenexponiert bzw. ausgetrocknet. Das Totholz wirkt kleinräumig durch die Aufnahme und Abgabe von Wasser ausgleichend auf die Feuchtigkeitsverhältnisse. Die von noch größerer Feuchtigkeit abhängigen, hygrophilen sporadischen Arten kommen hingegen in den Referenz- wie Wirtschaftsflächen (Referenz: 9 von 16 (56 %); Wirtschaftswald 15 von 31 (48 %) im annähernd gleichen Verhältnis vor.

Die schon von DÜLGE (1989) nachgewiesene hohe Konstanz der Artengemeinschaft in alten, seit längeren unveränderten Wäldern kann aufgrund der geringen Zahl sporadischer Arten (Abb. 3.97) trotz fehlender Zeitreihenuntersuchung auch für die r50-Flächen als sicher angenommen werden. In den unbewirtschafteten Buchenwäldern im Hainich konnte BRÜGGEMANN (2000) dies ebenfalls nachweisen.

Damit wird deutlich, warum weder die Artenausstattung noch die ermittelten Indizes einen Unterschied zwischen den Wirtschafts- und r50-Flächen erkennen lassen; stattdessen sind aber die höheren Individuenzahlen der mesophilen Waldarten und damit verbunden die geringere Flugfähigkeit und größere Biomasse der Carabiden in den Referenzwäldern kennzeichnend.

Aussagen anhand der Indizes (Diversität nach Shannon-Weaver, Evenness und Brouillon-Index) sollten somit, wenn überhaupt, mit größter Vorsicht erfolgen, da die Datenanalyse insgesamt durchaus interessante und signifikante Unterschiede ergeben hat, die diese summarischen Indizes nicht widerspiegeln. Dass die genannten Indizes ökologische Unterschiede häufig nicht adäquat abbilden, wurde auch schon in verschiedenen anderen Arbeiten (u. a. SUSTEK & POVOLNY 1980, SILBAUGH & BETTERS 1995, BEAUDRY et al. 1997, MÜLLER-MOTZFELD 2001b, NIWA & PECK 2002, ALBERTI & MÜLLER-MOTZFELD 2003, ALLEGRO & SCIAKY 2003) übereinstimmend beschrieben und kritisiert.

Auf Artebene zeigen sich zwar Häufigkeitsunterschiede, die aber mit Ausnahme von *Carabus hortensis* keine Signifikanz erreichen (Tab. 3.49). Die Individuenzahlen von *Abax parallelepipedus*, *Carabus hortensis* und *Cychrus caraboides* bestimmen die Unterschiede zwischen den Wirtschafts- und Referenzwäldern aber entscheidend mit (Tab. 3.57). FALKE et al. (2000) haben mit der Ausnahme von *Carabus glabratus* bei den stenotopen Waldlaufkäfern ebenfalls keine signifikanten Vorkommensunterschiede zwischen alten, beweideten Wäldern und nichtbeweideten, aber bewirtschafteten Altwäldern gefunden.

Beim Übergang vom Wald zur Freifläche findet eine Verschiebung des Artenspektrums statt. Große häufig flugunfähige Arten mit kühl-, feucht- sowie dunkelpräferenten Habitatansprü-

chen nehmen ab und kleinere meist flugfähige Arten mit warm-, trocken- bzw. hellpräferenten Ansprüchen nehmen zu, wobei die Wälder niedrigere Artenzahlen bei höheren Individuenzahlen und die Freiflächen höhere Artenzahlen und geringere Individuenzahlen besitzen. Daraus lässt sich schlussfolgern, dass eine höhere Anzahl flugfähiger Arten wie Individuen im Bestandesinneren immer auch mit der zumindestens kurzfristigen Schaffung von offendländähnlichen Verhältnissen einhergeht. Parallel dazu müsste die Biomasse der Laufkäfer sinken. In den Wirtschaftswäldern kommen zwar nicht mehr flugfähige Individuen als in den Referenzflächen vor (Abb. 3.99), weil die untersuchten Bestände keine offendländartige Bereiche aufweisen, doch spiegelt die weit unter den r50-Flächen liegende Biomasse eine erste graduelle Veränderung wider. Die Biomasse erweist sich als ein sehr guter Indikator zur Darstellung der carabidologischen Unterschiede zwischen den Wirtschafts- und Referenzwäldern (Abb. 3.100).

### 3.3.5.3 Charakteristische Buchenwaldarten des nordostdeutschen Tieflandes

Bei den anhand der Dominanzverhältnisse (ENGELMANN 1978) und Stetigkeiten ermittelten 10 typischen Buchenwaldarten (Tab. 3.51) ist stets zu berücksichtigen, dass die Fangwahrscheinlichkeit der Carabiden außer von der Häufigkeit der jeweiligen Art vor allem von der für jede Art „spezifischen Eigen-Aktivität“ (MÜLLER 1976) beeinflusst wird, die unter anderem von der individuellen Laufaktivität, dem Laufwiderstand bedingt durch die Strukturbeschaffenheit des Bodens und der Krautschicht (HEYDEMANN 1957, MÜLLER 1978, BUTTERWECK & JESCHKE 2001) sowie von den eventuellen artspezifischen Lockeffekten durch die verwendete Fangflüssigkeit (ADIS 1979) abhängt. SCHÜRSTEDT & GRUTTKE (2000) wiesen z. B. einen signifikanten Einfluss von Schwarzbier, Honig, Rotwein und Erdnüssen auf die Fanghäufigkeit von Großcarabiden wie *Carabus coriaceus* und *C. problematicus* nach; eine verstärkte Anlockung biotopunspezifischer Laufkäfer durch die eingesetzten Köder fand allerdings nicht statt. Der Einfluss der Krautschicht als Laufwiderstand konnte anhand der eigenen Untersuchung nachgewiesen werden (Tab. 3.52).

Die von ENGELMANN (1978) beschriebene Aufteilung, dass 85 % der Individuen zu einem Drittel der Arten (= Hauptarten) gehören, trifft auf alle Untersuchungsflächen zu. Trotz dieser bekannten Gesetzmäßigkeit lassen sich anhand der Dominanzverhältnisse differenzierte Aussagen (z. B. Festlegung des typischen Arteninventars) ableiten (JANS 1987). Es sollte aber bewusst bleiben, dass die Dominanzanalyse von Fangdaten eines Jahres problematisch ist: Arten mit zeitlich begrenzter hoher Dominanz (Frühjahrbrüter mit hoher Individuenzahl am Anfang der Vegetationsperiode) besitzen bei einer Dominanzanalyse, die sich z. B. auf eine halbjährige Fangperiode bezieht, immer nur eine geringe und damit etwas verzerrte Dominanz.

Eine Diskussion der dominanten Arten beschränkt sich auf vergleichbare Studien aus der Untersuchungsregion, da die Artenausstattung der Buchenwälder z. B. im Hainich (BRÜGGEMANN 2000) oder im Göttinger Wald (BORTMANN 1996) bereits von der vorgestellten Artenzusammensetzung deutlich abweicht. Die von HÜLPERT & ADAM (1994) in zwei bewirtschafteten Buchenmischwäldern im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin ermittelte Dominanzstruktur ist räumlich vergleichbar, zeigt aber eine etwas andere dominante Artenzusammensetzung als die in Tab. 3.50 und 3.51 dargestellte. *Pterostichus oblongopunctatus* war bei HÜLPERT & ADAM (1994) die am häufigsten nachgewiesene Art, während *Abax parallelepipedus* und vor allem *Pterostichus niger* (<5 %) einen vergleichsweise geringen Anteil an den Gesamtfängen aufwiesen. Nur in den Untersuchungsflächen *Eberswalde w13* und *Stechlin k1* wurde *Pterostichus oblongopunctatus* ebenfalls als dominante Art nachgewiesen. Die beiden Flächen sind die einzigen carabidologisch untersuchten Gebiete, die nach der Vegetationsausbildung vollständig zu den bodensauren, nährstoffarmen Buchenwäldern (Luzulo-Fagenion) gehören. Somit ist anzunehmen, dass hohe Individuenzahlen von *Pterostichus oblongopunctatus* im Buchenwald auf geringere Nährstoffverhältnisse bzw., wie von WACHMANN et al. (1995) beschrieben, auf saure Rohhumusböden verweisen. Werden die gefangenen Individuenzahlen

der bodensauren Buchenwälder bei der Dominanzberechnung nicht berücksichtigt, so kann *P. oblongopunctatus* mit 10,5 % der Gesamtfänge (708 von 6750 Individuen) nur noch knapp als dominante Laufkäferart bezeichnet werden.

*Abax parallelepipedus*, die häufigste Art in den untersuchten Tiefland-Buchenwäldern, verhält sich hinsichtlich den unterschiedlichen Fageten wie schon bei LAUTERBACH (1964) und GIERS (1973) beschrieben, relativ indifferent. BARNDT et al. (1991) haben das Schwerpunkt-vorkommen in mesophilen Laubwäldern mit nur gelegentlichen Vorkommen in bodensauren Mischwäldern beschrieben. Die mit Abstand geringste Individuenzahl von *A. parallelepipedus* wurde in der bodensauren UF *Eberswalde w13*, aber durchschnittlich viele in der ebenfalls bodensauren UF *Stechlin k1* gefunden, so dass kein eindeutiger Einfluss des Standortes bzw. der Waldgesellschaft abgeleitet werden kann.

Durch das eudominante Auftreten von *A. parallelepipedus* und das häufigere Vorkommen von Begleitarten ist die Dominanzstruktur der Wirtschaftswälder weniger ausgeglichen als in den Referenzwäldern. Die Standortverhältnisse in den Wirtschaftswäldern sind „unstet“ (ständige veränderte Lichtverhältnisse durch Nutzungen, Bodenverwundungen und -verdichtungen etc.), so dass sich teilweise eine Dominanzstruktur des Offenlandes einstellt. Obwohl statistisch nicht signifikant, spiegelt sich dies auch in der Varianz der Evennesswerte der Wirtschaftswälder wider (Abb. 3.98).

Die von WACHMANN et al. (1995) als Charakterart von Buchenwäldern beschriebene Art *Carabus coriaceus* kann aufgrund geringer Fangzahlen und niedriger Stetigkeit für die Tiefland-Buchenwälder nicht bestätigt werden.

#### **3.3.5.4 Einfluss der Bestandesstrukturen der Buchenwälder auf die Laufkäfergemeinschaft**

Die Faktoren, die innerhalb eines Lebensraumes zur kleinräumigen Verteilung der Carabiden führen, wurden in Wäldern bisher nur wenig untersucht (GIERS 1973, NIEMÄLA 1990, BORTMANN 1996). Da aber sogar eingehende Untersuchungen der Raumstruktur in einem relativ einfach aufgebauten Niedermoor mit Bulten und Schlenken zu guten Erklärungen der differenzierten räumlichen Nutzung durch Carabiden führten (MEIßNER 1998), ist von einer ebenfalls hohen Abhängigkeit der Laufkäfer von der Raumstruktur innerhalb eines Buchenwaldes auszugehen.

#### **Lichtverhältnisse, Vegetationsbedeckung und Baumanzahlen**

Als mögliche Steuergrößen für die Aktivitätsdichte der Carabiden innerhalb eines Buchenwaldes in Schleswig-Holstein (Bornhöveder Seenkette) hat schon BORTMANN (1996) die Krautschicht, Lichtungen, liegendes Totholzes und Baumstümpfe kartiert und herausgefunden, dass der Deckungsgrad der Krautschicht und die Totholzdicke einen hohen Einfluss auf das Vorkommen der Carabiden haben.

Die gewählte Ansprache der Lichtverhältnisse anhand von fünf Helligkeitsklassen (Methodik Kap. 2.2.3.2.2) scheint ein nur eingeschränkt geeigneter Parameter zur Beschreibung der Lichtsituation zu sein, da nur die vor allem auf intensiv bewirtschafteten Grünländern vorkommende Art *Pterostichus melanarius* höhere Fangzahlen bei geringer werdender Lichtintensität zeigt. Es kann nur vermutet werden, dass die gewählte Klassifikation einerseits keine ausreichend detaillierte Einschätzung bietet, und andererseits zu fein ist, um Unterschiede, die sich erst bei der Gegenüberstellung von Wald, Offenland und seinen Übergängen einstellen (LARSSON 1939, von BROEN 1965, THIELE 1973), nachzuweisen. BORTMANN (1996) konnte signifikant höhere Individuenzahlen auf Lichtungen innerhalb des Waldes nachweisen, was sich in der hiesigen Arbeit nicht bestätigen lässt. Unterschiede zwischen größeren Lich-

tungen bzw. Kahlschlägen wurden bereits vielfältig nachgewiesen (SZYSZKO 1990, HELIÖLÄ 2001, KOIVULA 2002), wobei KOIVULA (2002) belegt, dass die Baumanzahl (Fichte) allein 33 % des Einflusses der Umweltfaktoren auf die Fangergebnisse ausmachen kann.

LARSSON (1939) und nach ihm noch viele Autoren (THIELE 1962, 1977, KRAUSE 1974, LO-REAU 1986, VOGEL & KROST 1990) haben sich mit dem jahreszeitlichen Fortpflanzungsverhalten der Laufkäfer beschäftigt. Neben der Herbstfortpflanzung gibt es die Frühjahrsfortpflanzung mit oder ohne Herbstbestand und Imagoüberwinterung. Die Aktivität der Frühjahrsbrüter ist positiv mit der Strahlungsintensität korreliert. Herbstbrüter zeigen diese Abhängigkeit nicht (SCHILLER & WEBER 1975). Von den drei negativ mit der Baumanzahl ab 2, 7 bzw. 20 cm BHD korrelierenden Arten *C. coriaceus*, *C. glabratus* und *Harpalus latus* ist nur die letztgenannte ein Frühjahrsbrüter (BARNDT et al. 1991). Die Lichtpräferenz von *C. coriaceus* wird von GRUSCHWITZ (1983) und THIELE (1977) als negativ korreliert beschrieben, was der nachgewiesenen positiven Korrelation mit der Baumanzahl über 60 cm BHD (Tab. 3.53) entspricht.

KOIVULA (2002) konnte einen signifikanten Einfluss einer steigenden Anzahl von Fichten (ab 5 m Höhe) auf die Arten *C. glabratus*, *C. hortensis*, *Cychnus caraboides* nachweisen, wobei in der finnischen Studie ausnahmslos positive Beziehungen vorlagen. Die Grundfläche des lebenden Bestandes [ $\text{m}^2/500 \text{ m}^2$ ] ist auch nach den hier vorliegenden Ergebnissen ein geeigneter Strukturparameter, um auf die Carabidenausstattung der Tiefland-Buchenwälder zu schließen. Die drei charakteristischen Arten *Abax parallelepipedus*, *Carabus glabratus* und *Pterostichus oblongopunctatus* sowie die Individuenzahlen (insgesamt, alle Waldarten wie mesophile Waldarten) werden von einer steigenden Grundfläche positiv beeinflusst (Tab. 3.53, Abb. 3.102).

Da die Beziehung zwischen der Holzgrundfläche und der Individuenzahl der mesophilen Waldarten am stärksten ausgebildet ist und diese, wie in Kap. 3.3.2 gezeigt, gerade in den Referenzflächen besonders häufig vorkommen, besitzt die Grundfläche des lebenden Bestandes einen hohen qualitativen Indikatorwert. Dabei ist anzumerken, dass dieser Parameter nicht in direktem monokausalen Zusammenhang zu den Carabiden steht, sondern offensichtlich wichtige Habitatinformationen des Buchenwaldes in sich aggregiert (siehe auch Waldentwicklungsphasen, Kap. 3.3.4.3).

### **Einfluss von Totholz und Waldentwicklungsphasen auf die Laufkäferfangzahlen**

MÜLLER-MOTZFELD (2001a) beschreibt, dass viel liegendes, mächtiges Totholz als Konzentrationsstelle für *Carabus hortensis* dient, was in der hier vorliegenden Arbeit bestätigt werden kann (Tab. 3.54). Für die weiteren bei MÜLLER-MOTZFELD (2001a) in diesem Zusammenhang genannten Arten *Pterostichus niger*, *P. oblongopunctatus* und *Carabus granulatus* konnte dies allerdings nicht nachgewiesen werden. Allerdings zeigen *P. oblongopunctatus* und *C. granulatus* signifikante Korrelationen mit den Waldentwicklungsphasen (Kap. 3.3.4.3), was indirekt auch steigende Totholzvorkommen impliziert. Ebenso ist die Beziehung von *C. hortensis* und den Waldentwicklungsphasen hoch signifikant. Die kausale Beziehung besteht allerdings darin, dass *C. hortensis* in erster Linie durch den Moosbezug auf liegenden Tothölzern, an Stammanläufen und auf Steinen seine Lebensraumansprüche erfüllt findet (Tab. 3.55). Die flächige Moosverbreitung ist ihrerseits hoch signifikant mit den Waldentwicklungsphasen verbunden (Anhang XVII).

Zum Einfluss der Waldentwicklungsphasen auf die Laufkäfer gibt es, so weit bekannt, noch keine Untersuchungen. Die Waldentwicklungsphasen sind eine klassifizierte Kombination aus Merkmalen der lebenden Bestandesstruktur (Verjüngung, Baumdurchmesser, -höhe), dem Totholzvolumen und dem Lichtregime (Bedeckung durch Verjüngung bzw. Lücken), um Waldbereiche zusammenfassend beschreiben und abgrenzen zu können. Vorhandene signifikante Korrelationen zwischen Waldentwicklungsphasen und Laufkäferindividuen bzw. Moo-

sen sind somit keine direkten kausalen Beziehungen, sondern stellen den beschriebenen Faktorenkomplex in Beziehung zu den Carabiden.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Individuenzahlen mesophiler Waldarten ab der mittleren Optimalphase stetig ansteigen (Abb. 3.105). Das fast vollständige Fehlen der Terminal- und Zerfallsphase in den Wirtschaftswäldern führt somit zu einer großen Einschränkung des Lebensraumes der Laufkäfer.

*Carabus glabratus* könnte für die Buchenwälder des nordostdeutschen Tieflandes als Phasenspezialist bezeichnet werden. Aufgrund des dominanten Vorkommens in der erst seit kurzem unbewirtschafteten Referenzfläche *Grumsin-Ost k3*, das die Ergebnisse stark prägt, benötigt die Aussage allerdings eine Bestätigung anhand weiterer Untersuchungen in Tiefland-Buchenwäldern. Die negative Korrelation von *C. glabratus* mit der Anzahl und Grundfläche von Stubben bestätigt die Aussage von ASSMANN (1994), dass *C. glabratus* als Indikator für historisch alte Wälder bzw. Wälder mit lang andauerndem Nutzungsverzicht in Frage kommt (Abb. 3.104).

In der hier vorliegenden Arbeit wurden zwar weniger Korrelation mit Stubben als mit dem stehenden und liegendem Totholz gefunden, doch eignet sich die Stubbenanzahl noch besser als Bewirtschaftungszeiger als die eigens aggregierte Bewirtschaftungsintensität (Kap. 2.3.1): Die Stubbenzahl korreliert stark negativ mit dem Vorkommen von *Carabus coriaceus* (Abb. 3.104, Tab. 3.54), die, wie bereits oben erwähnt, von WACHMANN et al. (1995) als charakteristischen Buchenwaldart beschrieben wird. BORTMANN (1996) konnte insgesamt keine Korrelation zwischen Carabiden und Stubben nachweisen, was eventuell auf den zu kleinen Suchradius von nur 5 m um die Barberfallen herum zurückzuführen ist.

### **Einfluss von Moospolstern auf die Laufkäferfangzahlen**

Insgesamt zeigt sich, dass die Moose auf liegendem Totholz und an Stammanläufen einen sehr großen Einfluss auf die Laufkäfer ausüben (Tab. 3.55), wobei zwischen den beiden wichtigsten Gesellschaften, die sich im Verlauf der Holzzersetzung sukzessive aus Moosen (überwiegend Laubmoose) und Pilzen ausbilden, dem Hypno-Xylarietum und dem Lophocolleo-Dolichothecetum (heute Herzogiella, PHILIPPI 1965), nicht unterschieden werden kann. Warum das Moosvorkommen mit der Artenzahl der Laufkäfer, nicht aber mit den Individuenzahlen korreliert, kann nicht erklärt werden. Die Arbeitshypothese, dass eine zunehmende Moosbedeckung mehr Individuen Lebensraum bereitstellt, muss verworfen werden.

Allerdings beeinflusst die Moosbedeckung das Vorkommen von einzelnen Arten:

1. Eine positive Korrelation zwischen Totholz und *Pterostichus niger* und *Harpalus latus* hat schon BORTMANN (1996) nachgewiesen. Die in der eigenen Arbeit nachgewiesene Korrelation von *Harpalus latus* mit der Gesamtdeckung der Moose ist allerdings nicht überzeugend, da *H. latus* mit keinem der Einzelparameter korreliert und nur mit maximal zwei Individuen in einer Barberfalle nachgewiesen werden konnte. Bei BORTMANN (1996) korreliert das Totholz-vorkommen mit der Lichtintensität im Umkreis der Falle signifikant, so dass anzunehmen ist, dass der Lichtfaktor auch hier entscheidend ist: die Moosbedeckung korreliert negativ mit der Gesamtanzahl der Bäume (aufsummiert ab 7 bzw. 20 cm BHD,  $p < 0,001$ ), was letztlich schlicht verdeutlicht, dass dunkle Buchenbestände eine geringere Moosbedeckung aufweisen.

Die Korrelation zwischen der Moosbedeckung und *P. niger* könnte darauf zurückzuführen sein, dass die Art unter anderem feuchte Bereiche mit gut entwickelter Vegetationsdecke präferiert (Anhang XVIII).



2. Die hoch signifikant negative Korrelation von *Notiophilus rufipes* mit dem Moosvorkommen auf liegendem Totholz stellt ebenso ein Rätsel dar, wie dessen positive Korrelation mit den epigäischen Moosen. Insgesamt kann die Bestandesstruktur in den Probekreisen, in denen die Art gefangen wurden, folgendermaßen beschrieben werden: *N. rufipes* meidet hohe Lichtintensität ( $p < 0,05$ ) und wird durch ein eher geschlosseneres Kronendach ab 20 m Höhe ( $p < 0,05$ ) gefördert, wobei die Buchenbestände keine oder nur sehr wenig Verjüngung bis 2 m ( $p < 0,001$ ), eine gering ausgebildete Krautschicht, nur wenig Totholz, aber eine hohe Deckung epigäischer Moose aufwiesen. Diese die Fundorte verbindende Bestandesstruktur beschreibt einen relativ strukturarmen Altbestand, der sich von vielen anderen Probekreisen nicht unterscheidet, so dass unklar bleibt, warum *N. rufipes* nur teilweise in großer Zahl gefangen wurde. Die an den Fundorten nachgewiesenen Moose waren insgesamt häufige Arten der mesophilen Laubwälder, die weder auf anmoorige noch auf andere feuchtere Mikroklimaverhältnisse hinweisen. Die Nährstoffversorgung des Bodens war an den Fundorten, vor allem zwischen der Fläche *Stechlin k1* (mäßig nährstoffversorgt) und *Chorin w12* (gut nährstoffversorgt), sehr unterschiedlich. Wenn man annimmt, die Beziehung zwischen *N. rufipes* und der Deckung der epigäischen Moose sei kausal, so könnte man folgendes konstruieren: Der Windeinfluss am Boden wird durch liegendes Totholz so verringert, dass die Laubstreu den Boden bedeckt und eine Etablierung von epigäischen Moosen verhindert. Da *N. rufipes* die epigäischen Moose als Habitat benötigt, kommt die Art bei hohem Totholzvorkommen signifikant seltener vor. Dieser Zusammenhang ist spekulativ, genauso könnte die Lichtintensität der Schlüsselfaktor sein (Tab. 3.52), da die Art wie die epigäischen Moosen in lichten, aber nicht stark besonnten Waldbereichen häufiger ist (Korrelation Licht und epigäische Moose hoch signifikant,  $p = 0,004$ , Korrelationskoeffizient  $-0,459$ ). Vielleicht können andere Arbeiten die hier formulierten Hypothesen überprüfen, da ein besseres Verständnis der Habitatansprüche angesichts der Seltenheit und des Gefährdungsstatus von *N. rufipes* in Brandenburg (Rote Liste: gefährdet) wünschenswert ist.

3. Von mehreren Autoren (Anhang XVIII) wurde beschrieben, dass *Pterostichus oblongopunctatus* häufig unter Moospolstern nachzuweisen ist. Durch höheres Angebot von Moospolstern wird das Vorkommen aber nach meinen Ergebnissen (Kap. 3.3.4.4) nicht gefördert.

4. *Trechus obtusus*, die einzige durch das Vorkommen von Moosen auf Stubben nachweisbar beeinflusste Art, ist in Brandenburg häufig und kommt vor allem in langjährigen Ruderalfluren vor (SCHEFFLER et al. 1999). Es kann angenommen werden, dass oben genannte Korrelation in Buchenwäldern eher zufällig ist. Wenn die Korrelation eine inhaltlich kausale Beziehung beinhalten sollte, müssten die Habitatansprüche von *T. obtusus* im Wald mit der Zersetzungsdauer und der damit einhergehenden Moosausbreitung auf den Stubben in Beziehung stehen, da es zwischen den Fangzahlen von *T. obtusus* und dem zahlen- und volumenmäßigen Vorkommen von Stubben keine Korrelation gibt. Die Art kann somit nicht als Bewirtschaftungszeiger dienen.

### 3.3.5.5 Indikatoren

Als Indikatoren für naturnahe Tiefland-Buchenwälder können die drei Arten *Carabus glabratus*, *C. hortensis* und *Cychrus caraboides* bezeichnet werden. Die Häufigkeit dieser Arten korreliert positiv mit besonders aussagekräftigen Naturwaldparametern wie Zahl flugunfähiger Laufkäfer-Individuen, niedrigere Deckungsgrade in der Kraut-, aber höhere in der Strauchschicht, hohe Bestandesgrundfläche, viel Totholz, Vorkommen von Alterungs- und Zerfallsphasen sowie höheren Deckungsgraden an Moosen auf liegendem Totholz und an Stammanläufen (Tab. 3.56).

Die in der Literatur beschriebenen Habitatansprüche (Gesamtdarstellung: Anhang XVIII) unterstützen die hier analysierte Indikatorfunktion:

1. *Carabus hortensis* ist eine stenotope Art (BARNDT et al. 1991) lichter Bestände von Laub- und Mischwäldern (LINDROTH 1945, RIEGEL 1996, MÜLLER-MOTZFELD 2001a), die auch als „typisches Waldtier“ beschrieben wird (WACHMANN et al. 1995, DÜLGE 1992). Bevorzugte Kleinhabitats sind Steine, Moospolster, Laub, Reisig, morsche Stubben und Totholz (BURMEISTER 1939, KOCH 1989). LINDROTH (1945) beschreibt eine Bevorzugung von Wäldern mit ausgeprägter Humusschicht, was in Buchenwäldern gegeben ist. Die Aussage, dass *C. hortensis*, wenn sie in einem Wald vorkommt, dann meist die häufigste Art (GÜNTHER & ASSMANN 2000) ist, kann anhand der subdominanten Fangzahlen für die Tiefland-Buchenwälder nicht bestätigt werden.
2. *Carabus glabratus* gilt als stenotope, silvicole Art (KOCH 1989, WACHMANN et al. 1995) mit Schwerpunkt im mesophilen Laubwald (BARNDT et al. 1991, MÜLLER-MOTZFELD 2001a). Bereits LOHSE (1954), ARNDT (1989) und DÜLGE (1992) haben nachgewiesen, dass die Art nur in großen und alten Wäldern vorkommt. Auch ASSMANN (1994) konnte die Art nur in alten Wäldern finden und bezeichnet *C. glabratus* als Indikatorart für historisch alte Wälder. Seine Aussage konnte er im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide nochmals bestätigen, wo *C. glabratus* nur in oder in der Nähe von Waldflächen vorkommt, die nachweislich seit 1775 kontinuierlich bestockt sind (ASSMANN et al. 2001). Hinsichtlich der Mikrohabitatansprüche sind sich KOCH (1989) und WACHMANN et al. (1995) einig, dass die Art in älteren, morschen Stubben und in Moospolstern vorkommt, was in der eigenen Arbeit das massenhafte Vorkommen in der mit stark dimensionierten Stubben ausgestatteten und seit 1990 nicht mehr bewirtschafteten Flächen *Grumsin-West k2* erklären könnte. Darüber hinaus gehört aber eindeutig auch Totholz zu den Mikrohabitats (Tab. 3.56).

**Tab. 3.56:** Hauptparameter und -faktoreinflüsse auf die charakteristischen Laufkäferarten des Tiefland-Buchenwaldes.

Bei dieser Gesamtübersicht werden nur die charakteristischen Laufkäferarten (Kap. 3.3.3) und die anhand der Datenanalyse besonders wichtigen Einflussfaktoren berücksichtigt. Die für naturnahe Wälder besonders aussagekräftigen Parameter sind grau hinterlegt. Die Tabelle ist folgendermaßen zu lesen: Alle Signifikanzen verweisen darauf, dass die Fangzahlen der jeweiligen Art mit dem Parameter in den seit über 50 Jahren unbewirtschafteten Wäldern korrelieren: \*,-\* positive bzw. negative Korrelation  $p < 0,05$ ; \*\*, -\*\* positive bzw. negative Korrelation  $p < 0,01$ . Der Parameter „brachypter“ als morphologische Zustandsbeschreibung besagt, dass in den Referenzwäldern signifikant mehr Individuen der jeweiligen Art gefangen wurden.

(\*) Unterschiede zwischen Refrenz- und Wirtschaftswäldern signifikant, aber aufgrund der vorhandenen Datenheterogenität nicht sehr überzeugend.

Parameter	Arten												
	<i>Abax parallelepipedus</i>	<i>Carabus glabratus</i>	<i>Carabus hortensis</i>	<i>Carabus nemoralis</i>	<i>Carabus violaceus</i>	<i>Calathus rotundicollis</i>	<i>Cychnus caraboides</i>	<i>Nebria brevicollis</i>	<i>Notiphilus rufipes</i>	<i>Pterostichus melana-</i>	<i>Pterostichus niger</i>	<i>Pt. oblongopunctatus</i>	<i>Pterostichus strenuus</i>
brachypter		(*)	***		(*)		(*)						
Krautschicht											**		
Strauchschicht (5m)		-*	**				*					-*	
Baumschicht (>5-10m)	**	-*	*				*						
leb. Grundfläche [m <sup>2</sup> ]	*	*										*	
Totholz			**				**						
WEP (Tabaku 2000)		**	**										
Moose - lieg. Totholz			**	-*			**	*	-**		**		
Moose - Stammanlauf			**				**						
Anzahl Einflüsse	2	5	7	0	1	0	6	1	1	0	2	2	0

3. *Cychrus caraboides* wird von MÜLLER-MOTZFELD (1991) ebenfalls als mesophile Waldart beschrieben. Eine allgemeine Präferenz von Wäldern beschreiben auch BARNDT et al. (1991), MOSSAKOWSKI (1991) und DÜLGE (1992). Die Spezialisierung auf Schnecken als Beutetiere führt insgesamt zu einer Habitatpräferenz feuchter Lebensräume (VON BROEN 1965), weshalb sie häufig unter Moos, Laub, Steinen, der Rinde alter Stubben und liegendem, morschem Totholz zu finden ist (DAHL 1928, BURMEISTER 1939, LINDROTH 1945, KOCH 1989, WACHMANN et al. 1995).

**Tab. 3.57:** Fangzahlen [Individuen/5 Fallen] von *Carabus glabratus*, *Carabus hortensis* und *Cychrus caraboides* in den Wirtschafts- und Referenzwäldern >50 Jahre unbewirtschaftet.

Art	Wirtschaftswälder		Referenzwälder >50 J.		Irrtumswahrscheinlichkeit p
	Median (1. u. 3. Quartil)	min.-max.	Median (1. u. 3. Quartil)	min.-max.	
<i>Carabus glabratus</i>	0 (0 u. 1)	0-9	0 (0 u. 6,5)	0-20	0,826
<i>Carabus hortensis</i>	5 (1 u. 10,7)	0-30	58 (18 u. 78)	16-91	0,000
<i>Cychrus caraboides</i>	2,5 (1 u. 5)	0-8	5 (4 u. 7,5)	2-16	0,826

Allerdings sind nur die Fangzahlen von *Carabus hortensis* in den r50-Flächen signifikant höher als in den Wirtschaftsflächen (Tab. 3.57).

#### Fazit:

##### 1. Einfluss forstlicher Bewirtschaftung:

Die Bewirtschaftung der Tiefland-Buchenwälder führt dazu, dass es weniger Individuen und Biomasse der mesophilen Waldarten gibt. Durch das eudominante Vorkommen von *Abax parallelepipedus* und das häufige Vorkommen von sporadischen Nicht-Waldarten sind die Dominanzverhältnisse weniger ausgewogen als in den Referenzwäldern. Darüber hinaus kommt eine geringere Anzahl von brachypteren (flugunfähigen) Individuen vor.

##### 2. Indikatoren für naturnahen Tiefland-Buchenwald:

- a. >250 Individuen mesophiler Waldarten pro 5 Barberfallen in einer Untersuchungsfläche;
- b. Hohe durchschnittliche Fangzahlen (>2 Käfer pro Falle) von *Carabus glabratus* weisen auf das Vorkommen der Alterungsphase (späte Optimal-, Terminal- und Zerfallsphase) hin;
- c. Hohe durchschnittliche Fangzahlen (>51 Käfer pro Falle) von *Carabus hortensis* weisen auf eine hohe Naturnähe eines Tiefland-Buchenwaldes.

## 4. Gesamtdiskussion und Zusammenfassung der Indikatoren

### 4.1 Methodendiskussion

#### 4.1.1 Bestandesstrukturen

##### 4.1.1.1 Waldentwicklungsphasen

Die dynamische Waldentwicklung kann anhand einer einmaligen Zustandserfassung nicht gemessen werden. Ersatzweise werden seit der Waldentwicklungsphasen-Theorie von LEIBUNDGUT (1959) die räumlich nebeneinander liegenden bzw. miteinander verwobenen Stadien (Stufen einer Sukzessionsserie unterschiedlicher Pflanzengesellschaften) und Phasen (Stufen innerhalb einer Waldgesellschaft) beschrieben, um die komplexen und über lange Zeiträume stattfindenden Entwicklungen für einen bestimmten Zeitpunkt und im Gesamtzusammenhang darstellen zu können (u. a. KOOP 1982, FALINSKI 1986, KORPEL 1995, MEYER 1995, WEBER 1999). Obwohl verschiedene quantitative, aus strukturellen Messwerten ableitbare und damit reproduzierbare Verfahren entwickelt wurden, gibt es bisher kein Standard-Kartierverfahren. Die von TABAKU (2000) entworfene Kartiermethodik der Waldentwicklungsphasen wurde nun so modifiziert, dass eine schnelle, aber präzise Freilandaufnahme möglich wurde. TABAKU (2000) definierte neun Kartiereinheiten, die aus den acht Phasen Verjüngungs-, Initial-, frühe, mittlere und späte Optimal-, Terminal-, Zerfalls- und Plenterphase sowie Lücken bestehen, wobei die letztgenannte Phase in Tiefland-Buchenwäldern nicht vorkommt (Methodik Kap. 2.2.3.1).

Bei der Freilandaufnahme wird jedoch ein zu geringer Anteil der Terminalphase kartiert, da diese nach TABAKU (2000) nur dann ausgewiesen werden soll, wenn mindestens ein Baum des betrachteten Rasterfeldes 85 % der maximal möglichen Höhe ( $H_{\max}$ ) erreicht hat. Dies ist insbesondere deshalb problematisch, weil  $H_{\max}$  im Prinzip unbekannt ist. Bei TABAKU (2000) wird nicht erklärt, wie  $H_{\max}$  ermittelt wird. In Urwäldern ist es denkbar, den höchsten vermessenen Baum als Referenz zu verwenden. Für Wirtschaftswälder kann  $H_{\max}$  nicht auf der jeweiligen Fläche ermittelt werden, da die im Wirtschaftswald vorkommenden Bäume diese Höhe nicht erreichen.  $H_{\max}$  muss somit aus nahe gelegenen unbewirtschafteten Wäldern abgeleitet werden (siehe Abbildungstext zu Abb. 2.3). Da diese Wälder keine Urwälder sind und standörtlich von den Wirtschaftswäldern abweichen können, bleibt bei der Festlegung eine gewisse Unsicherheit.

##### 4.1.1.2 Lebender Bestand

Die Aufnahme des lebenden Bestandes folgte in verschiedenen Parametern (u. a. Standpunkt, Höhe, Durchmesser) den Messvorgaben für Naturwaldreservate (GEHLHAR 1998, MEYER et al. 2001) und den präzisen Durchführungsvorschriften von KRAMER & AKÇA (1987), wobei auch Fehlerrahmen für die Einzelmethoden angegeben werden.

Methodisches Neuland waren hingegen die Aufnahmen der Vitalität und der Lichtverhältnisse der Einzelbäume. Es gelang in beiden Fällen eine Definition, die einerseits eine ökologische Aussage in heterogenen Beständen und andererseits eine schnelle Freilandansprache ermöglichte.

Die **Vitalitätsklassen** ähneln inhaltlich der Baumklasseneinteilung nach IUFRO (1956), die ebenfalls die gesellschaftliche Stellung des Einzelbaumes berücksichtigt. Die Vitalitätsklassen unterscheiden sich grundlegend von der Baumklasseneinteilung nach KRAFT (1884), die nur in einschichtigen Beständen anzuwenden ist. In mehrschichtigen Beständen spiegelt die Anwendung der Kraftschen Klassen nur die Höhenstruktur des Bestan-

des wider, nicht aber die Vitalitätsunterschiede innerhalb der Schichten bzw. des Dauerwaldes. Die wissenschaftliche Ungenauigkeit durch die subjektive Einschätzung der Vitalität lässt sich jedoch auch bei dieser Schnellansprache nicht verhindern. Eine Schnellmethode für die Vitalitätsansprache für Verjüngungen wurde von KÄTZEL et al. (2003) entwickelt, bei der Merkmale wie Verzweigungsstruktur, Blattgrößen und -färbung summarisch berücksichtigt wurden. Diese praktikable Freilandmethode war allerdings nicht auf ältere Bäume übertragbar.

Die Ansprache der **Lichtverhältnisse** war angesichts der differenzierten Ergebnisse ein erfolgreicher Versuch, den komplexen Tagesverlauf der Strahlung für Einzelbäume mit einem zusammenfassenden Wert zu charakterisieren. Die Lichtverhältnisse lassen sich zwar auch anhand von präziser Messtechnik (z. B. Analyse von Kronenfotos oder Quantensensoren zur Ermittlung der photosynthetisch aktiven Strahlung) erfassen (DOHRENBUSCH 1987, 1989, WAGNER 1994), doch haben diese Methoden mehrere Nachteile:

1. selbst eine einmalige Erfassung ist sehr zeitaufwendig (Aufnahme, Auswertung);
2. der Tagesgang der Sonne kann trotz der aufwendigen Erfassung nicht für jeden Baum gesondert berücksichtigt werden;
3. verglichen mit der Abschätzung entstehen sehr hohe Messkosten durch Technik und Arbeitszeit.

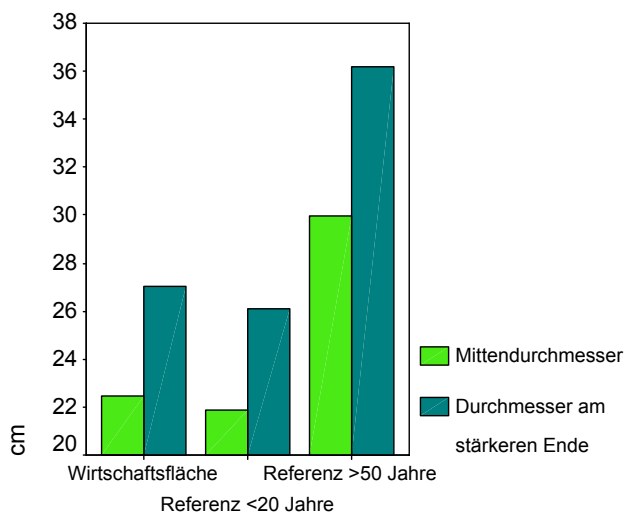
Nach DOHRENBUSCH (1997) eignen sich Stammzahl und Grundfläche zur Charakterisierung der Lichtverhältnisse. Diese Parameter wurden zur Ermittlung von Korrelationen des Bestandes mit der Vegetation (Tab. 3.32) und der Laufkäferausstattung (Tab. 3.53, Abb. 3.102) verwendet, doch zur Beschreibung des differenzierten Lichtmosaiks in den Untersuchungsflächen sind diese Parameter nicht nutzbar. Andere Schätzmethode wie die Ansprache des Kronenschlussgrades (BITTERLICH 1961) oder dessen verbale Beschreibung nach RÖHRIG (1980) „gedrängt, geschlossen, locker, licht“ sind für die Ansprache eines Einzelbaumes auch nicht geeignet, da die Ausrichtung von Lücken im Bestandesdach nicht berücksichtigt wird. Angenommen, der Kronenschluss um einen Baum herum betrage 70 %, so würde dies bei einer südlich ausgerichtete, breiten Lücke eine deutlich höhere Einstrahlung (Lichtklasse 1) als bei Nordausrichtung bedeuten (Lichtklasse 4). Wenn der Kronenschlussgrad gleichmäßig um den Baum herum aufgelichtet wäre, so würde dem Baum die Lichtklasse 3 zugeordnet werden.

#### 4.1.1.3 Totholz

In der Naturwaldforschung wie auch in dieser Arbeit wird meist der Mittendurchmesser als Maß für ökologische Stammqualitäten verwendet. Aber besitzt er überhaupt eine hinreichend genaue Aussagekraft? Ein Vergleich der Mittendurchmesser ermöglicht nur ein verzerrtes Bild der ökologischen Verfügbarkeit von unterschiedlichen Totholzdimensionen. Ein theoretisches Beispiel soll dies erläutern: Zwei liegende Stammstücke weisen einmal einen Durchmesser von 64 cm und einmal von nur 37 cm auf. Von diesen Werten her ist anzunehmen, dass das Stück mit 64 cm Mittendurchmesser naturschutzfachlich gesehen „wertvoller“ ist. Das stärkere Stammstück könnte aber nur 3 m lang sein, während das zweite Objekt z. B. 30 m lang (bis 7 cm am schwächeren Ende) sein könnte. Bei einer angenommenen Abholzigkeit von 2 cm pro Stammmeter hätten beide Stämme einen Anfangsdurchmesser von 67 cm. Da langes, unzertrenntes Totholz mehr und speziellere Lebensräume bietet als kurzes, ist das zweite Objekt mit niedrigerem Mittendurchmesser letztlich als naturschutzfachlich „wertvoller“ einzuklassifizieren.

Die mittleren Durchmesser liegender Totholzstücke steigen bei Betrachtung des stärkeren Endes der Objekte anstatt des Mittendurchmessers deutlich an (Abb. 4.1). Während sich in den Wirtschafts- und k20-Flächen der Mittelwert „stärkeres Ende“ gegenüber „Mittendurchmesser“ um 4,56 bzw. 4,23 cm erhöht, liegt der Mittelwert der r50-Flächen mehr als

6,2 cm höher. Die Dimensionsdifferenz zwischen r50- und Wirtschaftsflächen liegt beim Mittendurchmesser bei 7,48 cm und beim "Durchmesser am stärkeren Ende" bei 9,12 cm.



**Abb. 4.1:** Vergleich der mittleren Durchmesser (Mittendurchmesser und Durchmesser am stärkeren Ende) liegender Totholzobjekte nach Wirtschafts- und Referenzflächen getrennt.

Herleitung des Durchmessers am stärkeren Ende: <30 cm Mittendurchmesser wurde eine Abholzigkeit von einem cm und ab 30 cm Mittendurchmesser von zwei cm angenommen.

Eine weitere beispielhafte, aber reale Einzelstambetrachtung soll die Veränderung nochmals verdeutlichen: In *Serrahn r1* wurde ein liegender Stamm mit einem Mittendurchmesser von 71 cm gemessen. Der Stamm war 34,4 m lang, so dass der interpolierte Durchmesser des Stammanfangs ca. 105 cm betrug und damit einen außergewöhnlichen Totholzlebensraum darstellte. Aus diesem Grunde sollte in ökologischen Untersuchungen wie der Naturwaldforschung bei liegenden Totholzobjekten neben dem Mittendurchmesser zur Volumenermittlung auch der Durchmesser am stärkeren Ende, aber ohne Wurzelanlauf, gemessen werden, um genauere Aussagen zur Totholzdimension zu ermöglichen.

Über das beschriebene Erfassungsproblem des Totholzes anhand des Durchmessers hinaus ist insgesamt ein Vergleich von Totholzdaten aufgrund der verschiedenen Messmethoden außerordentlich schwierig. Einen Überblick über verschiedene innerhalb der Naturwaldforschung akzeptierte Messmethoden geben MEYER et al. (2003). Totholzdaten (Tab. 3.10 und 3.11), die von verschiedenen Autoren mit von einander abweichenden Aufnahmegrenzen erfasst wurden, können aufgrund der unterschiedlichen Aufnahmemethoden nur zu einer sehr groben vergleichenden Einschätzung der Daten herangezogen werden. Die angegebenen Totholz mengen müssten für eine statistische Bearbeitung auf dieselben Aufnahmegrenzen umgerechnet werden, wozu es bisher aber keinen verlässlichen Ansatz gibt.

Zudem sollte bewusst bleiben, dass die Totholzaufnahme weder die tote, unterirdische Wurzelmasse oder Totholzbereiche am lebenden Baum, noch das gering dimensionierte stehende und liegende Totholz berücksichtigt. Es ist zwar selbstverständlich, dass die ermittelten Totholz mengen immer von den definierten Aufnahmegrenzen abhängig sind (Kap. 2.2.3.3), jedoch wird dies angesichts der absolut erscheinenden Zahlen leicht übersehen.

#### 4.1.1.4 Sonderstrukturen

Die Kartierung von lebensraumtypischen Sonderstrukturen, die bisher in diesem Umfang weder im Rahmen von ertragskundlichen Aufnahmen, noch in der Naturwaldforschung,

noch in der Waldbiotopkartierung durchgeführt wurde, erfolgte in Probekreisen (Rastergrößen siehe Kap. 2.2.1) und in jeweils 5 bzw. 10 Hektarflächen pro Untersuchungsfläche, um einen Vergleich der Ergebnisse zu ermöglichen.

Zwei Fragen sind bei der Beurteilung des methodischen Ansatzes und der Brauchbarkeit der Einzelstrukturen als Indikatoren von Interesse:

1. Wird die jeweilige Struktur durch die Aufnahme so häufig erfasst, dass ein aussagekräftiger Datensatz entsteht?
2. Gibt es zwischen den Wirtschafts- und r50-Flächen derartige quantitative Vorkommensunterschiede, dass eine Aufnahme der Sonderstruktur zur Ermittlung der Annäherung von Tiefland-Buchenwäldern geeignet ist?

Beantwortet wurden diese Fragen anhand des

- a. Tests auf signifikante Unterschiede zwischen Wirtschafts- und r50-Flächen in Form des Mann-Whitney-U-Tests (Ergebnisse siehe Tab. 4.13);
- b. Tests auf Datenhomogenität anhand des Medianes (= 50er Perzentil), dem 25er Perzentil und der Spannweite (Differenz zwischen maximaler und minimaler Merkmalsausprägung, Tab. 4.1 und Anhang XX und XXI). Dazu wurden nur die Kartierungsergebnisse der r50-Flächen herangezogen, da nur diese die naturnahe Strukturausstattung der Tiefland-Buchenwälder repräsentieren. Die Daten wurden als heterogen angesehen, wenn der Median maximal ein Viertel der Spannweite ausmachte oder das 25er Perzentil null war.

Folgende methodische Einzelbewertung wird dadurch möglich (Tab. 4.1, Anhang XX-XXII, Übersicht Tab. 4.2):

#### 1. Probekreisaufnahmen von Bäumen ab 2 cm BHD:

Drei der 20 getesteten Sonderstrukturen werden für eine Kartierung von Bäumen ab 2 cm BHD in Probekreisen nicht empfohlen (*S2 Baumschwammbäume*, *S9 weitere Pilzbäume*, *S13 Höhlenetagen*), da die dadurch erfassten Daten zu heterogen sind (Tab. 4.1). Sieben weitere Strukturen (*S4 Teilkronenbrüche*, *S5 Kronenbrüche*, *S10 Risse und Spalten*, *S18 Krebsbildungen* und *S19 Schürfstellen*) wurden zwar hinreichend häufig erfasst, doch ergeben sich keine signifikanten Unterschiede zwischen Referenz- und Wirtschaftswäldern.

#### 2. Probekreisaufnahmen von Bäumen ab 60 cm BHD:

Sieben der 19 getesteten Sonderstrukturen können für eine Kartierung von Bäumen ab 60 cm BHD aus folgenden Gründen nicht empfohlen werden:

- a. Baumschwammbäume (*S2*) ab 60 cm BHD wurden in keiner der Untersuchungsflächen in Probekreisen nachgewiesen;
- b. Bei drei Strukturen *S3 weitere Pilzbäume*, *S10 Risse und Spalten*, *S11 aufgesplitterte Stämme* wurde eine heterogene Datenstruktur innerhalb der r50-Flächen und keine signifikanten Unterschiede zu den Wirtschaftsflächen gefunden;
- c. Die drei Strukturen *S6 Zwieselabbrüche*, *S9 Blitzrinnen* und *S13 Höhlenetagen* zeigen zwar signifikante Vorkommensunterschiede zwischen den Wirtschafts- und r50-Flächen, doch kann aufgrund der heterogenen Datenstruktur innerhalb der r50-Flächen eine Kartierung solcher Bäume ab 60 cm BHD nicht empfohlen werden.

*S20 Wurzelteller* als zwanzigste Sonderstruktur wurden nicht nach dem BHD differenziert, da im Wirtschaftswald überwiegend keine 1,3 m langen Stämme am Wurzelteller verbleiben, so dass der BHD nicht ermittelt werden kann.

#### 3. Hektaraufnahmen:

Nur zwei der 13 getesteten Sonderstrukturen können nicht als Aufnahmeparameter in Hektaraufnahmen empfohlen werden (Anhang XXI und Tab. 4.2). Baumschwammbäume (*S2*) wie Zwieselabbrüche (*S6*) kommen in den r50-Flächen nicht signifikant häufiger vor

als in den Wirtschaftswäldern, wobei die Baumschwammbäume in den Wirtschaftswäldern gar nicht und in den r50-Flächen nur sehr selten zu finden sind. Zwieselabbrüche hingegen sind in allen untersuchten Flächen zwar in geringer Zahl, aber kontinuierlich nachzuweisen.

Aus diesen Ergebnissen lässt sich eine passende Kartierempfehlung für jede einzelne Sonderstruktur ableiten (Tab. 4.2). Eine optimale Kartierung würde somit die folgende methodische Kombination darstellen:

- a. **11 Sonderstrukturen (S1, S3, S5, S7, S8, S10, S12-S15 und S20) werden am Verlässlichsten über die hektarweise Kartierung aufgenommen;**
- b. **S4 Teilkronenbrüche, S16 Mulmtaschen, S17 Rindentaschen und S18 Krebsbildungen werden in Probekreisen an Bäumen ab 60 cm BHD aufgenommen;**
- c. **S6 Zwieselabbrüche, S9 Blitzrinnen und S11 aufgesplitterte Stämme werden in Probekreisen ab 2 cm BHD kartiert;**
- d. **S2 Baumschwammbäume und S19 Schürfstellen werden für eine Kartierung nicht empfohlen.**



**Tab. 4.1:** Deskriptive Statistik der Sonderstrukturdaten aus Probekreisaufnahmen für Bäume ab 2 cm BHD, getrennt nach Wirtschafts-, kurz- (<20) und langfristig unbewirtschafteten Referenzwäldern (angegeben ist jeweils die Anzahl gefundener Bäume/ha und Strukturtyp).  
**Gelb** hinterlegt: Eine Probekreiskartierung der Sonderstrukturen wird weder ab 2 noch ab 60 cm BHD (siehe Anhang XX) empfohlen.  
**Grün** hinterlegt: Eine Probekreiskartierung ist ab 2 cm BHD zwar möglich, führte aber in den untersuchten Tiefland-Buchenwäldern zu keinem signifikanten Unterschied zwischen Wirtschafts- und r50-Flächen. Eine Aufnahme der Struktur kann in anderen Untersuchungsflächen sinnvoll sein.

Sonderstruktur	Referenz >50 Jahre			Referenz <20 Jahre			Wirtschaftswald		
	Median	25 Perzentil	Spannweite (max-min)	Median	25 Perzentil	Spannweite (max-min)	Median	25 Perzentil	Spannweite (max-min)
S1 Zunderschwammbäume	5,3	1,3	6,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,3
S2 Baumschwammbäume	0,3	0,0	1,8	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0
S3 weitere Pilzbäume	0,0	0,0	4,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9
S4 Teilkronenbrüche	10,0	3,7	27,9	3,6	3,4	5,6	4,5	0,6	27,1
S5 Kronenbrüche	5,9	2,0	17,4	5,3	0,3	29,1	3,5	0,0	24,8
S6 Zwieselabbrüche	1,8	1,2	2,0	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	1,4
S7 Stammbrüche	8,4	4,7	10,0	0,9	0,0	2,4	0,0	0,0	1,2
S8 Ersatzkronenbäume	3,6	0,9	12,1	1,1	0,3	1,8	0,9	0,0	7,1
S9 Blitzrinnen	2,1	0,9	3,1	0,8	0,0	3,3	0,0	0,0	1,0
S10 Risse und Spalten	13,8	1,5	22,0	6,9	3,0	10,7	1,2	0,0	20,0
S11 aufgesplitterte Stämme	2,6	1,0	6,7	0,6	0,0	3,6	0,0	0,0	2,0
S12 Höhlenbäume	18,5	10,8	22,9	13,3	4,3	29,3	6,7	2,7	12,0
S13 Höhlenetagen	0,5	0,0	3,6	0,0	0,0	2,0	0,0	0,0	2,4
S14 ausgehöhlte Stämme	3,7	1,9	3,4	2,0	1,3	3,8	0,0	0,0	1,3
S15 Höhlen mit Mulm	16,3	4,6	21,1	1,1	0,3	5,0	0,0	0,0	2,4
S16 Mulmtaschen	22,0	8,7	30,5	3,5	0,8	11,8	1,3	0,5	9,0
S17 Rindentaschen	15,3	10,5	20,9	4,5	2,5	4,8	1,3	0,0	13,0
S18 Krebsbildungen	20,3	16,5	14,7	12,5	5,2	16,7	10,7	2,0	38,6
S19 Schürfstellen	60,5	32,0	93,1	30,4	22,3	12,2	35,7	26,8	72,9
S20 Wurzelteller	1,8	1,0	9,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,3

**Tab. 4.2:** Kartiervorschlag für Sonderstrukturen. **X:** Kartierung empfehlenswert; (x): Kartierung nur eingeschränkt empfehlenswert, da die Ergebnisse in den Tiefland-Buchenwäldern keine signifikanten Unterschieden zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten Flächen anzeigen; n. g.: nicht getestet, siehe Methodenbeschreibung Kap. 2.2.3.4.3.

Sonderstruktur	Kartierung empfehlenswert?			Bemerkungen
	Probekreis		Hektar- aufnah- me	
	ab 2 cm BHD	ab 60 cm BHD		
S1 Zunderschwammbäume	X	X	X	
S2 Baumschwammbäume	nein	nein	nein	Struktur ist so selten, dass sie mit den getesteten Verfahren nicht kartiert werden sollte.
S3 weitere Pilzbäume	nein	nein	X	Struktur wird in Probekreisen zu selten erfasst, um aussagekräftige Daten zu erhalten.
S4 Teilkronenbrüche	(x)	X	n. g., x <sup>1</sup>	Die Daten streuen sehr, deshalb gibt es keine signifikanten Unterschiede zwischen Wirtschafts- und r50-Flächen; x <sup>1</sup> Eine Aufnahme der Struktur ist zwar möglich, doch nicht empfehlenswert, da sie sehr häufig vorkommt und der Kartieraufwand somit sehr hoch wäre.
S5 Kronenbrüche	(x)	X	X	Eine Aufnahme ab 2 cm BHD in Probekreisen führt zu einer großen Streuung der Daten und deshalb zu keinen signifikanten Unterschieden zwischen Wirtschafts- und r50-Flächen. Eine Aufnahme ab 40 (Hektaraufnahme) bzw. 60 (Probekreis) cm BHD führt zu aussagekräftigen Daten.
S6 Zwieselabbrüche	X	nein	(x)	Aufnahme in jedem Fall möglich; warum die Daten der Hektaraufnahme stark streuen, obwohl dies in den Probekreis-aufnahmen nicht der Fall ist, kann nicht erklärt werden.
S7 Stammbrüche	X	X	X	
S8 Ersatzkronen	(x)	X	X	Eine Probekreis-aufnahme ab 2 cm BHD ist zwar möglich, doch zeigt dies keinen signifikanten Unterschieden zwischen Wirtschafts- und r50-Flächen. Eine Kartierung ab 40 (Hektaraufnahme) bzw. 60 (Probekreis) cm BHD führt hingegen zu aussagekräftigen Daten.
S9 Blitzrinnen	X	nein	n. g.	Eine Kartierung ab 60 cm BHD ist aufgrund der seltenen Erfassung der Struktur nicht empfehlenswert.
S10 Risse und Spalten	(x)	nein	X	Eine Kartierung in Probekreisen ist nicht empfehlenswert, da die Daten eine große Streuung aufweisen und zu keinen signifikanten Unterschieden zwischen Wirtschafts- und r50-Flächen führen.
S11 aufgesplitterte Stämme	X	nein	n. g.	
S12 Höhlenbäume	X	X	X	
S13 Höhlenetagen	(x)	X	X	Eine Aufnahme von Höhlenetagen ohne untere Dimensionsbegrenzung hat für die Wirtschafts- wie Referenzwälder ein heterogenes Bild (große Datenstreuung) ergeben, so dass eine Kartierung nur eingeschränkt empfehlenswert ist. Am besten werden Höhlenetagen anhand von Hektaraufnahmen erfasst.
S14 ausgehöhlte Stämme	X	X	X	
S15 Höhlen mit Mulm	X	X	X	
S16 Mulmtaschen	X	X	n. g.	
S17 Rindentaschen	X	X	n. g.	
S18 Krebsbildungen	(x)	X	n. g.	
S19 Schürfstellen	(x)	(x)	n. g.	
S2 W0urzelteller	nein	nein	X	
<b>Anzahl sinnvoll kartierbarer Sonderstrukturen</b>	<b>10 (+ 7)</b>	<b>12 (+ 2)</b>	<b>11 (+1)</b>	

## 4.1.2 Vegetation

Die vegetationskundliche Aufnahme der **Kraut- und Strauchschicht** nach BRAUN-BLANQUET (1964) ist eine allgemein akzeptierte Standardmethode (DIERSCHKE 1994, FISCHER 1995), wobei diverse nicht standardisierte Modifikationen entwickelt wurden, um vor allem die von BRAUN-BLANQUET angegebenen geringen Deckungsgrade („r“ und „+“) in prozentuale Deckungsangaben zu überführen (DIERSCHKE 1994). Auch in dieser Arbeit wurde eine Übersetzung (Kap. 2.2.4.1) durchgeführt, um die digitale Auswertung mit dem Vegetationsanalyseprogramm sort 4.0 zu ermöglichen.

Nicht die gewählte Methodik, sondern vielmehr die sich anhand der Kartiererergebnisse ergebene pflanzensoziologische Einklassifizierung der Untersuchungsflächen bereitet bei der Gesamtinterpretation der Daten gewisse Schwierigkeiten (siehe auch Teildiskussion Kap. 3.2.1). Anhand der Standortangaben (Tab. 2.1) war zu erwarten, dass aufgrund der nur mäßigen Nährstoffversorgung nur die Fläche *Stechlin k1* vollständig und drei weitere Flächen teilweise dem Luzulo-Fagetum angehören. Die Vegetationsanalyse hat aber gezeigt, dass zusätzlich *Thomsdorf w3* und *Eberswalde w13* vollständig und die Flächen *Schwarzes Loch w10*, *Senftenthal w11* und *Chorin w12* teilweise zu den bodensauren, nährstoffärmeren Buchenwäldern gehören (Tab. 3.25). Somit ist die Homogenität als Grundlage für den Vergleich der Untersuchungsflächen geringer als anfänglich angenommen ausgebildet. Dies machte zahlreiche statistische Vortests notwendig, um stets homogene Datensätze zu analysieren bzw. sicher zu gehen, dass die unterschiedlichen Waldgesellschaften keinen wesentlichen Einfluss auf die Testergebnisse hatten.

Eine Standardmethodik zur Erfassung von **Moosen** auf unterschiedlichen Substraten in Waldökosystemen gibt es nicht. Weder der Umfang der Aufnahme noch die quantitative Erfassung sind standardisiert. Mooskartierungen können einzelobjektweise (z. B. SCHUMACHER 2000, OLSSON 1995), in Kernflächen (z. B. GUSTAFSSON & HALLINGBÄCK 1988, MÜLLER 1993) oder, wie in dieser Arbeit, in Probekreisen (z. B. HÄRDTLE et al. 2003) erfasst werden, wobei die Anzahl der Aufnahmeeinheiten von der Biotopausstattung (Standort, Vegetation, Strukturangebot) abhängt. Deshalb war es notwendig, anhand der Arten-Areal- bzw. Arten-Substratoberflächen-Kurven für die Tiefland-Buchenwälder zu überprüfen, ob das aufzunehmende notwendige Minimum-Areal (FREY & LÖSCH 1998) im Rahmen der Untersuchung erreicht wurde (Abb. 3.86). Es zeigte sich, dass das Artenspektrum (ohne Einzelfunde) in den Referenzwäldern etwa 30 Arten umfasst und mit nur acht Probekreisen zuverlässig erfasst werden kann. In den Wirtschaftswäldern müssen hingegen 12-14 Probekreise aufgenommen werden (Ausnahme *Schwarzes Loch w10*: neun Probekreise), um das Hauptartenspektrum zu erfassen. SCHUMACHER (2000) hat für mitteleuropäische Buchenwälder anhand von Arten-Objekt-Kurven nachgewiesen, dass es ausreicht, jeweils zehn Buchenobjekte (Stammanläufe, Stubben, liegendes Totholz) auf Moose abzusuchen, um die charakteristische Artenausstattung eines Buchenwaldes erfassen zu können. PALMER (1986) hat ebenfalls mit dieser Anzahl gearbeitet. Diese Anzahlen wurden in der vorliegenden Arbeit durch die Aufnahme aller Baumobjekte in Probekreisen [314 m<sup>2</sup>] um ein Vielfaches überschritten, wodurch vergleichsweise hohe Artenzahlen auf den verschiedenen Substraten nachgewiesen werden konnten.

Die Methodik zur Aufnahme der Moossynusien wurde neu entwickelt (Kap. 2.2.4.2), so dass die Artmächtigkeiten in fein differenzierten Klassen aufgenommen werden konnten (Tab. 2.17). Die praktische Aufnahme hat gezeigt, dass es trotz der kleinen Artmächtigkeitsstufen zu keinen Unsicherheiten bei der Einschätzung der Deckungsgrade gekommen ist. Ebenso hat sich die Ermittlung der maximalen Besiedlungshöhe der Moose am Stamm als einfach und praktikabel erwiesen. Hingegen kann die Ermittlung des besiedelbaren Substrats aufgrund der dazu notwendigen immensen Fülle an Strukturdaten nur dann empfohlen werden, wenn die Strukturdaten im Rahmen eines über die Mooskartierung hinausgehenden Gesamtprojektes erfasst werden.

### 4.1.3 Laufkäfer

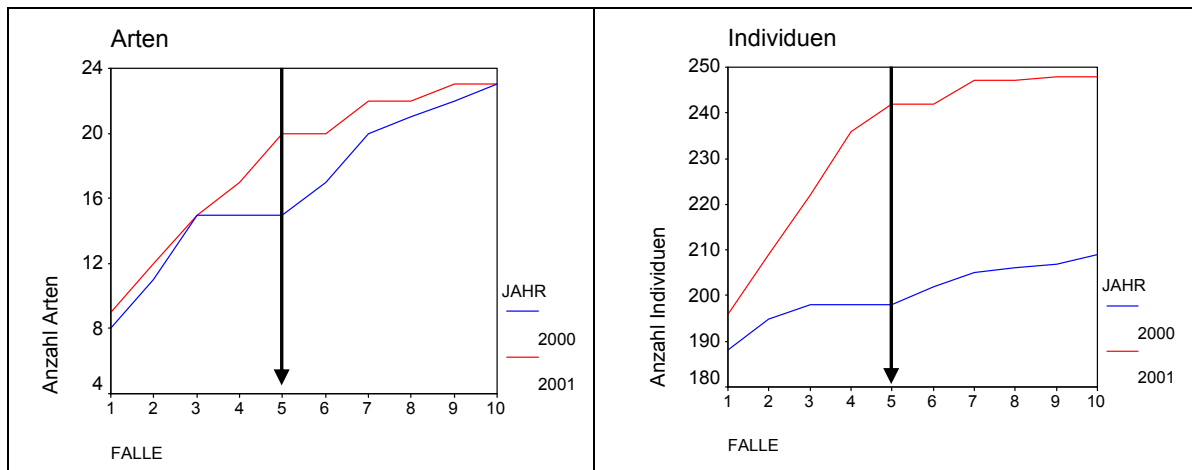
Die Verwendung von Barberfallen (BARBER 1931) zur Erfassung der Laufkäfer ist, wie bereits in Kap. 2.2.5 beschrieben, eine etablierte Standardmethode, die in der Carabidologie mit Abstand am häufigsten verwendet wird. Umfangreiche Beschreibungen und Bewertungen der Methode können ADIS (1979), LOHSE (1981), HUK (1993) und REICH (1995) entnommen werden.

Methodisch zu hinterfragen war bei den Aufnahmen somit nur, ob die verwendete Anzahl von fünf Barberfallen pro Untersuchungsfläche zu aussagekräftigen Ergebnissen geführt hat. Um dies zu überprüfen, wurden in der Fläche *Chorin w12* in den Jahren 2000 und 2001 jeweils 10 Barberfallen ausgebracht. Die Daten zeigen (Tab. 4.3), dass das Fangergebnis entscheidend von der Anzahl der Fallen sowie vom Fangjahr – wie auch für die Gesamtfänge nachgewiesen (Abb. 3.95) – abhängt (Tab. 4.4).

**Tab. 4.3:** Zusammenfassende Betrachtung der Laufkäferfänge in der Untersuchungsfläche *Chorin w12*.

Fallenauswahl	2000	2001	Erläuterung
Gesamtartenzahl Falle 1-10	23	23	
Artenzahl Falle 1-5	15	17	
Artenzahl Falle 6-10	20	19	
bei nur 5 Barberfallen fehlend	8	3	Anzahl Arten, die mit nur fünf Fallen nicht erfasst worden wären (Vergleich Falle 1-5 mit 6-10 im jeweiligen Fangjahr).
Einfluss des Fangjahres Falle 1-10	4		Anzahl Arten, die nicht erfasst worden wären, wenn nur in einem Jahr Fänge mit 10 Fallen durchgeführt worden wären (Vergleich 2000 mit 2001).
Einfluss des Fangjahres Falle 1-5	4		Anzahl Arten, die nicht erfasst worden wären, wenn nur in einem Jahr Fänge mit fünf Fallen durchgeführt worden wären (Vergleich 2000 mit 2001).
Einfluss des Fangjahres Falle 6-10	7		siehe zuvor
Gesamtartenzahl Falle 1-10	<b>27</b>		

Mit fünf Fallen liegt die Anzahl nachgewiesener Arten mit 15 (2000) bzw. 20 (2001) jeweils bei nur etwa zwei Dritteln der Gesamtartenzahl (27). Es wurden nur acht Arten (*Abax parallelepipedus*, *Carabus nemoralis*, *C. violaceus*, *Nebria brevicollis*, *Notiophilus rufipes*, *Pterostichus oblongopunctatus*, *P. niger* und *P. strenuus*) in allen vier Fangeinheiten (2000 und 2001 jeweils Falle 1-5 und 6-10) nachgewiesen, was einer Ähnlichkeit von 30 % entspricht. Die Arten/Fallenanzahl-Sättigung ist mindestens im Jahr 2000 mit fünf Fallen noch relativ gering (Abb. 4.2, links).



**Abb. 4.2 links:** Laufkäferarten/Fallensättigungskurve für die Fangjahre 2000 und 2001 anhand von 10 Barberfallen (kumulativ); **rechts:** Summe der Individuen, die durch die Arten in den jeweiligen Fallen repräsentiert werden (kumulativ). Der Pfeil markiert die Ergebnisse bei fünf Barberfallen.

Die rechte Graphik soll durch ein Beispiel verdeutlicht werden: Der Gesamtfang von 10 Fallen besteht aus z. B. 200 Individuen. In der ersten Falle kommt nur eine Art vor, die aber in den 10 Fallen mit 100 Individuen vorkommt. In der zweiten Falle werden eine zweite Art, die 50 Individuen und eine dritte, die 25 Individuen des Gesamtfanges repräsentieren, nachgewiesen, d. h., die drei Arten der ersten zwei Fallen repräsentieren mit 175 Individuen 87,5 % des Fanges.

Dieses Ergebnis scheint auf den ersten Blick darauf hinzuweisen, dass die gewählte Anzahl von fünf Fallen als zu gering bewertet werden müsste, doch legen die Daten letztlich den umgekehrten Schluss nahe:

1. 80 % der Individuen gehören den acht oben genannten gemeinsamen Arten an.
2. Die in fünf Fallen nachgewiesenen Arten repräsentieren im Jahr 2000 93,3 % und im darauffolgenden 97,6 % der gefangenen Individuen (Abb. 4.2, rechts). Dies zeigt, dass durch die Fallen 6-10 nur noch Arten mit sehr geringer Individuenzahl hinzukamen. Im Jahr 2000 wurden die acht zusätzlichen Arten der Fallen 6-10 mit nur 14 Individuen und die drei zusätzlichen Arten im Jahr 2001 mit nur sechs Individuen nachgewiesen.

Durch mehr als fünf Fallen wurden somit nur sporadisch vorkommende Arten nachgewiesen, die, wie in Abb. 3.97 dargestellt, in den Wirtschaftswäldern häufiger als in den unbewirtschafteten Referenzwäldern vorkommen, wobei die zusätzlichen Arten eine unbedeutende Rolle bei der Gesamtanalyse spielen. Die Arbeitseffizienz ist mit fünf Barberfallen pro Fläche also sehr hoch: minimierter Aufwand bei hoher Aussagekraft der Fangergebnisse.

Nach BORTMANN (1996) reicht bereits eine Falle aus, um die zehn dominanten Arten eines Buchenwaldes zu erfassen. Allerdings werden erst mit 15 Fallen 70 % der Arten des „typischen Waldklimas“ erfasst. Auch RÜMER & MÜHLENBERG (1988) fanden heraus, dass die Artenzahlen bei Wiesencarabiden ab der vierten Falle und bei Waldcarabiden bereits ab der dritten Falle nur noch langsam ansteigen.

Neben der Anzahl von Fallen kann auch die Fangdauer innerhalb einer Vegetationsperiode Einfluss auf die Ergebnisse haben. In dieser Arbeit wurden die Barberfallen über die gesamte Aktivitätszeit der Laufkäfer fängisch gehalten. SCHÜRSTEDT & GRUTKE (2000) wiesen darauf, dass ein repräsentativer Teil des Artenspektrums eines Waldstandortes mit nur vier Fallen und einem kurzen Fangzeitraum (26 Tage) im Spätfrühjahr ermittelt

**Tab. 4.4:** Laufkäferfänge in der Untersuchungsfläche *Chorin w12* in den Jahren 2000 und 2001 mit jeweils 10 Barberfallen (BARBER 1931).

**Dunkelblau/ rot:** Arten, die innerhalb des Jahres **2000/2001** nur in den Fallen 6-10 gefangen wurden. **Grau** hinterlegt: Arten, die im Fangjahr 2001, aber in keiner der 10 Fallen im Jahr 2000 gefangen wurden. Indiv\*: Fangzahlen (Anzahl Individuen) der jeweiligen Art pro Fangjahr und zehn Fallen.

Art	2000	Fallen									
	Indiv*	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>Abax parallelepipedus</i>	86	12	7	11	9	8	5	6	8	11	9
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	32	6	2	4	3		3	4	3	2	5
<i>Carabus nemoralis</i>	25	7	1	3	1	3	3		5	2	
<i>Pterostichus niger</i>	17	3	1	2	3	2		1	3		2
<i>Carabus violaceus</i>	7			1		2	1		2		1
<i>Notiophilus rufipes</i>	7			1		1	1	2	1		1
<i>Pterostichus strenuus</i>	7	2		1	1			1	2		
<i>Nebria brevicollis</i>	4		2		1			1			
<i>Asaphidion flavipes</i>	3							2	1		
<i>Notiophilus biguttatus</i>	3						2		1		
<i>Calathus rotundicollis</i>	2										2
<i>Carabus glabratus</i>	2	1		1							
<i>Carabus hortensis</i>	2			1							1
<i>Cicindela campestris</i>	2							2			
<i>Trechus obtusus</i>	2		1								1
<i>Amara aenea</i>	1								1		
<i>Bembidion lampros</i>	1	1									
<i>Calathus micropterus</i>	1									1	
<i>Carabus coriaceus</i>	1	1									
<i>Cychrus caraboides</i>	1						1				
<i>Poecilus versicolor</i>	1			1							
<i>Pseudophonus rufipes</i>	1		1								
<i>Pterostichus melanarius</i>	1							1			
<i>Amara communis</i>	0										
<i>Bembidion lampros</i>	0										
<i>Harpalus latus</i>	0										
<i>Leistus rufomarginatus</i>	0										
<i>Microlestes minutulus</i>	0										
<b>Anzahl Arten</b>		<b>8</b>	<b>7</b>	<b>10</b>	<b>6</b>	<b>5</b>	<b>7</b>	<b>9</b>	<b>10</b>	<b>4</b>	<b>8</b>
<b>Anzahl neue Arten</b>		<b>8</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>

Art	2001	Fallen									
	Indiv*	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>Abax parallelepipedus</i>	64	7	6	5	8	4	4	5	6	10	9
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	31	5	4	4	6		3	4	4		1
<i>Carabus nemoralis</i>	3					1			1	1	
<i>Pterostichus niger</i>	43	3	2	4	5	5	2	7	7	4	4
<i>Carabus violaceus</i>	13	3		1	3			1	2	3	
<i>Notiophilus rufipes</i>	14	1	1		1		3	3	4		1
<i>Pterostichus strenuus</i>	7	1	1	1			1		2		1
<i>Nebria brevicollis</i>	8		1					3			4
<i>Asaphidion flavipes</i>	3		1					1			1
<i>Notiophilus biguttatus</i>	2			1				1			
<i>Calathus rotundicollis</i>	20	3	5		7	1		1	1		2
<i>Carabus glabratus</i>	0										
<i>Carabus hortensis</i>	5			1	3	1					
<i>Cicindela campestris</i>	0										
<i>Trechus obtusus</i>	1									1	
<i>Amara aenea</i>	0										
<i>Bembidion lampros</i>	0										
<i>Calathus micropterus</i>	10				2	1			7		
<i>Carabus coriaceus</i>	4				1		1	1		1	
<i>Cychrus caraboides</i>	6			1	1	1	1		2		
<i>Poecilus versicolor</i>	1					1					
<i>Pseudophonus rufipes</i>	0										
<i>Pterostichus melanarius</i>	2		1			1					
<i>Amara communis</i>	1							1			
<i>Bembidion lampros</i>	4							3		1	
<i>Harpalus latus</i>	1	1									
<i>Leistus rufomarginatus</i>	3	2					1				
<i>Microlestes minutulus</i>	2					1	1				
<b>Anzahl Arten</b>		<b>9</b>	<b>9</b>	<b>8</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>9</b>	<b>12</b>	<b>10</b>	<b>7</b>	<b>8</b>
<b>Anzahl neue Arten</b>		<b>9</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>0</b>

werden kann, wenn neben Fallen mit abtötender Wirkung auch Köder in Lebendfallen eingesetzt werden. Eine Fangzeit von jeweils nur einer Woche im Mai, Juli und August ohne Köderfänge erscheint aufgrund der nicht überzeugenden Ergebnisse von WILMERING & MÖLLER (1999) nicht empfehlenswert.

Zusammenfassend kann davon ausgegangen werden, dass die Fangintensität mit fünf Fallen pro Untersuchungsfläche über die gesamte Aktivitätsperiode der Laufkäfer hinweg ausreichend repräsentative Ergebnisse für die Tiefland-Buchenwälder erbracht hat.

Die Repräsentativität der Fangergebnisse auf Ebene der Untersuchungsflächen war für den Vergleich der Wirtschafts- mit den unbewirtschafteten Referenzwäldern von großer Bedeutung (Kap. 3.3.1 bis 3.3.3). Unerheblich war dies hingegen bei der Analyse des Struktureinflusses (Waldentwicklungsphasen, Vegetationsbedeckung usw.) auf die Laufkäfergemeinschaft, da hier probekreisbezogene Auswertungen (vor allem Korrelationen) durchgeführt wurden, die unabhängig von der Zuordnung zur Untersuchungsfläche durchgeführt wurden.

## **4.2 Bedeutung von Waldstrukturen für die Ausbildung der Lebensgemeinschaft der Tiefland-Buchenwälder**

Die Waldstruktur als Grundlage für die Ausbildung der Biozönose der Tiefland-Buchenwälder wurde bereits in der Einleitung (Kap. 1.4.1.1) und in den Teildiskussionen - soweit jeweils thematisch zugehörig - beschrieben und diskutiert. Um ein breites Verständnis für die viele Teilaspekte umfassende Bedeutung der Waldstruktur zu ermöglichen, wird sie im Folgenden anhand von weiterer Literatur sowie besonders anhand der auf denselben Untersuchungsflächen erhobenen Daten zu Avifauna, xylobionten Insekten und Pilzen diskutiert. Die Indikatorfunktion einzelner Struktur-Indikatoren wird zusätzlich in Kurzform in Tab. 4.15 in Kap. 4.3.3 dargestellt.

### **4.2.1 Wälder und Artenvielfalt**

Die Bedeutung der Wälder für ihre charakteristische Artenvielfalt bzw. die lokale Gesamtheit der Nischenvielfalt ergibt sich, wie bereits im einführenden Kap. 1.4.1.1 dargestellt, aus der komplexen Kombination der Hauptfaktoren wie vorkommende Baumarten, räumliche Verteilung der Bäume und des Totholzes (horizontale und vertikale Strukturierung), Sonderstrukturen und Boden. Wie viele Arten in den Wäldern Deutschlands vorkommen, ist allerdings immer noch unbekannt. Dies hängt zum einen auch wesentlich von der Definition ab, was ein Wald ist (in- oder exklusive Lücken, Waldwiesen, Waldränder, Feldgehölze usw., siehe z. B. ERLBECK et al. 2002), liegt zum anderen aber im noch bedeutenderen Ausmaß an der Unkenntnis der vorkommenden Arten (BFN 2002) und schließlich auch an der Definition, was eine Art ist.

Die Anzahl verschiedener Waldbiotoptypen beträgt nach RIECKEN et al. (1994) 80, wobei 11 Biotoptypen der Waldmäntel und Vorwälder eingeschlossen sind. Die Laub(misch)-wälder und -forste stellen mit 48 Biotoptypen nicht nur den Hauptanteil der Waldbiotope, sondern auch die höchste Anzahl innerhalb einer Biotopgruppe. Insgesamt stellen die Wälder auf Biotopenebene 18 % der für Deutschland beschriebenen Biotoptypen dar und bedecken heute etwa ein Drittel der Gesamtfläche. Von den schätzungsweise 45.000 Tier- und 28.000 Pflanzenarten (einschl. Pilze, Algen und Flechten) Deutschlands kommen nach GERCKE (1986) mindestens 11.035 Arten im Buchenwald vor, von denen 2.961 Buchenwald-„Spezialisten“ sein sollen. Bereits BERTSCH (1947) hat mit 10.600 Arten eine ähnliche Gesamtartenzahl angegeben.

In den untersuchten Tiefland-Buchenwäldern wurden neben 59 Laufkäferarten (Kap. 3.3.1), 239 Pflanzenarten in der Kraut- und 83 Arten in der Mooschicht (Kap. 3.2.2, 3.2.3), im Rahmen der Gesamtuntersuchung auch 48 Brutvogelarten (SCHUMACHER 2004) und 711 xylobionte Käferarten (ohne Laufkäfer) nachgewiesen (Tab. 4.5, WINTER et al. 2003c).

**Tab. 4.5:** Vergleich der Artenzahlen in Tiefland-Buchenwäldern mit den für Buchenwäldern angegebenen Zahlen von GERCKE (1986).

	Artenzahl im Buchenwald (GERCKE 1986)	im Tiefland-Buchenwald nachgewiesene Artenzahl	Anteil [%] der Artenausstattung im Tiefland-Buchenwald an der Gesamtanzahl
Farn- und Blütenpflanzen	215	239	111
Laub- und Lebermoose	190	83	44
Vögel	70	48	69
Käfer (einschl. Laufkäfer)	1.500	770	51
gesamt	1.975	1.081	55

Die Anzahl von Blüten- und Farnpflanzen liegt über der erwarteten (Tab. 4.12), was in erster Linie am hohen Nichtwaldartenanteil in den Wirtschaftswäldern liegt (Abb. 3.75). Von den von SCHMIDT, M. et al. (2002) aufgelisteten 634 typischen Waldgefäßpflanzen des norddeutschen Tieflandes wurden immerhin 28 % in den Untersuchungsflächen nachgewiesen, wobei für die Ermittlung der Repräsentanz leider keine Zuordnung der aufgelisteten Waldarten zu den Buchenwäldern möglich ist.

Einen sinnvollen wertgebenden Bezugsrahmen für die Artenvielfalt der Tiefland-Buchenwälder kann somit insgesamt nicht konstruiert werden. Auf die Schwierigkeit der naturschutzfachlichen Bewertung der Artenvielfalt haben unter vielen bereits PLACHTER (1991), FLADE (1994), USHER & ERZ (1994), REIF (1998), SCHMIDT, P. A. (2000) und PLACHTER et al. (2002) hingewiesen. PETERS (1997) zweifelt darüber hinaus an, dass reine Buchenwälder in Mitteleuropa überhaupt natürlich seien.

Grundlegend ist, dass bei einer Bewertung nicht die Erzeugung einer hohen absoluten Diversität (STURM 1994), also keine „regionale Maximierung“ (MÜLLER-MOTZFELD 2000b, SCHMIDT, P. A. 2000), sondern die natürliche, speziell angepasste, charakteristische Artenkombination eines Ökosystems die Bezugsbasis darstellen muss. Somit kann es zum Beispiel kein Argument sein, Fichten, Douglasien oder Lärchen in Tiefland-Buchenwälder zu pflanzen, um die Biodiversität des Buchenwaldes zu erhöhen. Diese Argumentationsweise verkennt den Sinn des Erhalts der globalen Biodiversität, die nur durch den Schutz der regionalen Besonderheiten möglich wird (PLACHTER et al. 2003). Die künstliche Erhöhung der Biodiversität im Wald durch Einbringung von Holzarten, die nicht zur Pflanzengesellschaft gehören, führt insgesamt zu einer Homogenisierung, wenn nicht gar zu einer ruderalisierten, „anspruchlosen“ und wenig spezialisierten Artenausstattung (KÖHLER 1996, OHEIMB et al. 1999).

#### 4.2.2 Habitatvielfalt durch Bestandesstruktur

Es bestehen unterschiedliche Beschreibungen der natürlichen Bestandesstruktur eines Buchenwaldes. Während z. B. RUBNER (1930), LEIBUNDGUT (1993) und OTTO (1994) die Buchenwälder als strukturarm beschreiben, wiesen DENGLER (1931), KORPEL (1992, 1995), KOŠIR (1970), TABAKU & MEYER (1999) und MEYER & POGODA (2001) einen hohen Strukturreichtum nach. Die Strukturanalyse der Tiefland-Buchenwälder ergab, dass naturnahe, unbewirtschaftete Referenzflächen wie die *Heiligen Hallen r2* und der *Faule Ort r3*



sehr strukturreich sind und nur forstlich stark überprägte Untersuchungsflächen homogene, relativ strukturarme Bestände darstellen.

Im Folgenden wird nur auf die nach den Untersuchungsergebnissen vier wichtigsten Strukturkategorien (Schichtung/Waldentwicklungsphasen, Altbäume, Totholz und Sonderstrukturen) eingegangen, wobei die Ergebnisse der Vogel- und Xylobiontenuntersuchungen, die auf den selben Untersuchungsflächen ermittelt wurden (WINTER et al. 2003c und darüber hinaus weitere Daten der Aufnahme xylobionter Käfer), besonders berücksichtigt wurden, um den Einfluss dieser Strukturen auf die Ausprägung der Tiefland-Buchenwaldbiozönose zu verdeutlichen.

#### 4.2.2.1 Schichtung und Waldentwicklungsphasen

Die in den naturnahen Tiefland-Buchenwäldern nachgewiesene kleinräumige, mehrschichtige Struktur führt zu einem ausgeprägten Lichtmosaik im Bestand (Kap. 3.1.1.2). Bestandesniederschlag und Wärmehaushalt werden kleinflächig beeinflusst, was sich auf die Bodenvegetation (Arten, Deckung) auswirkt. Zugleich stellen die Bäume jeder Schicht eine Lebensraumstrukturierung dar, die z. B. als Ansitzwarte oder Nestunterlage verwendet werden kann. STURM & WESTPHAL (1994) beschrieben einen kleinflächigen Wechsel verschiedener Vegetationsstrukturen oder Entwicklungsphasen ebenfalls als naturnah. Der Zusammenhang zwischen der biologischen Vielfalt und der Strukturdiversität wurde von verschiedenen Autoren nachgewiesen (unter vielen ERDELEN 1978, SOUTHWOOD et al. 1982, HOWE & WESTLEY 1988, ABRAHAMSON & WARREN 1989, MÖLLER 1991, FRANKLIN 1992, siehe auch Kap. 4.3.1., 4.3.3 Tab. 4.15). So steigt beispielsweise der Anteil von Höhlenbrütern unter den Vögeln vom 85-jährigen bis zum 183-jährigen strukturreichen Buchenbestand von 24 % auf 50 % an und auch die Siedlungsdichte der Vögel liegt mit 84,7 Brutpaaren/10 ha fast viermal so hoch wie im jungen Vergleichswald (WEISS 1989). WINTER et al. (2003c) haben festgestellt, dass die Brutvogel-Siedlungsdichte in den unbewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern *Heilige Hallen r2* und *Fauler Ort r3* zwei- bis dreimal so hoch ist wie in bewirtschafteten >120-jährigen Beständen. In verschiedenen anderen Untersuchungen lagen die Siedlungsdichten in bewirtschafteten Buchenwäldern teilweise sogar unter 20 Revieren/10 ha (DIERSCHKE 1968, CORSMANN 1989).

**Tab. 4.6:** Einfluss der Deckungsgrade der Waldvegetationsschichten auf die Siedlungsdichte von Brutvögeln in Tiefland-Buchenwäldern.

\* Nach den bekannten ökologischen Ansprüchen der Arten (GLUTZ VON BLOTZHEIM, BAUER & BEZZEL 1966-1997, FLADE 1994) bleibt es unklar, worin die funktionale Beziehung zwischen Art und Schichtungsausprägung besteht.

Schichtung (zunehmende Deckung in Höhe von ... m)	Anzahl Korrelationen (Bezug 48 Brutvogel- arten)	Vogelarten (Dichte)	
		positive Korrelationen	negative Korrelationen
0-5	6	Amsel, Grünspecht*, Mönchsgrasmücke, Rin- geltaube, Rotkehlchen, und Zilpzalp	
>5-10	9	Amsel, Blaumeise, Eichel- häher, Grünspecht*, Mönchsgrasmücke, Rin- geltaube, Rotkehlchen, Waldkauz* und Zilpzalp	
>10-20	3	Blaumeise, Buntspecht, Schwarzspecht	
>20	8	Sommergoldhähnchen	Goldammer, Grünspecht, Mönchsgrasmücke, Rin- geltaube, Rotkehlchen, Schwanzmeise und Zilpzalp

Ein starker Einfluss der **Schichtung** auf die Avifauna konnte in den Tiefland-Buchenwäldern nachgewiesen werden (WINTER et al. 2003a, SCHUMACHER in WINTER et al. 2003c). 14 von insgesamt 48 nachgewiesenen Brutvogelarten werden signifikant von der Schichtung des Baumbestandes beeinflusst (Tab. 4.6). Höhere Siedlungsdichten der Avifauna in mehrschichtigen unbewirtschafteten Bannwäldern (Naturwaldzellen) konnte auch BÜCKING (1998) nachweisen.

KÖHLER (1996) hat anhand vergleichender Untersuchungen von Naturwaldzellen und Wirtschaftswäldern unabhängig von der Streustärke eine höhere Individuendichte von Käfern auf dem Waldboden unbewirtschafteter Wälder gefunden, die er auf eine stärkere Beschattung, geringere Austrocknung und stärkere Verpilzung der Bodenstreu zurückführt. Diese Parameter werden ihrerseits stark von der Schichtung beeinflusst.

Die kleinflächig wechselnde Ausprägung verschiedener Schichten im unbewirtschafteten Referenzwald stellt allerdings in Kombination mit dem verwobenen, ebenfalls kleinflächigen Vorkommen der Waldentwicklungsphasen und dem damit verbundenen vielfältigeren Lichtmosaik, den differenzierteren Feuchtigkeitsverhältnissen und Windeinflüssen eine völlig andere Lebensraumkomponente dar als im Wirtschaftswald, wo sie bewirtschaftungsbedingt großflächig und oft räumlich getrennt (Altersklassen) auftritt, was zu einer Homogenisierung der abiotischen Verhältnisse im Bestand führt (Kap. 3.1.2.7 und 3.1.3.2).

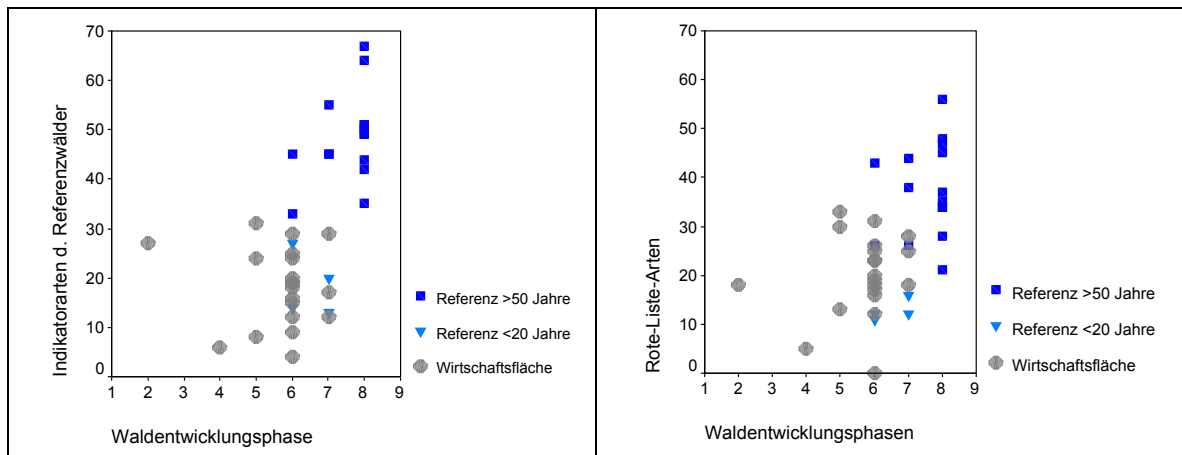
Neben dem starken Einfluss der **Waldentwicklungsphasen** auf das Vorkommen von Carabiden (Tab. 3.54, Kap. 3.3.4.3, Abb. 3.105 und 3.106) konnte auch bei der Avifauna der Tiefland-Buchenwälder eine hohe Präferenz für die Altersphasen, insbesondere die Zerfallsphase, nachgewiesen werden. 28 von 48 Arten bevorzugen diese Phase mit ihrer besonderen Strukturausstattung (relativ licht stehende Altbäume, höhere Sonneneinstrahlung, viel Totholz und beginnende Verjüngung; SCHUMACHER in WINTER et al. 2003c).

Da es keine Grundlagenwerke gibt, die die Lebensraumsprüche xylobionter Käfer in Abhängigkeit von den Waldentwicklungsphasen darstellen, wurde zunächst stellvertretend die Zuordnung zu charakteristischen Absterbe- und Zerfallsparametern gewählt, um die Bedeutung der Altersphasen für die Ausprägung der charakteristischen xylobionten Käfergemeinschaft der Tiefland-Buchenwälder zu beschreiben (Tab. 4.7). 85 % der in den Tiefland-Buchenwäldern nachgewiesenen Arten (602 von 711) sind von besonnten, absterbenden oder bereits abgestorbenen Bäumen abhängig. Von Bäumen mit stark reduzierter Vitalität und von stehendem Totholz sind etwa zwei Drittel bis drei Viertel aller gefangenen Arten abhängig, so dass diese beiden Parameter auch im Tiefland-Buchenwald als die Hauptfaktoren für das Vorkommen xylobionter Käfer gelten.

**Tab. 4.7:** Abhängigkeit xylobionter Käfer von charakteristischen Zerfallsparametern;

\*Definition der Vitalitätsklassen siehe Kap. 2.2.3.2.2.

<b>Charakteristika der Zerfallsphase</b>	<b>profitierende Arten</b>	<b>% des Gesamtfangs (Bezug 711 Arten)</b>	<b>stark abhängige Arten</b>	<b>% stark abhängige Arten an der Gesamtanzahl der profitierenden</b>
geringe oder sehr geringe Baumvitalität	417	<b>59</b>	45	11
gerade abgestorbene Bäume	77	11	51	<b>66</b>
stehendes Totholz	543	<b>76</b>	151	28
besonnte Bäume oder Totholz	225	32	140	<b>62</b>
besonnte Bäume mit geringer oder sehr geringer Vitalität	139	20	71	51
besonntes gerade abgestorbenes Totholz	41	6	24	59
besonntes stehendes Totholz	188	26	113	<b>60</b>



**Abb. 4.3 links:** Korrelation der Anzahl xylobionter Indikatorarten für naturnahe Tiefland-Buchenwälder (Definition siehe WINTER et al. 2003c) und **rechts:** der Anzahl Rote-Liste-Arten mit den **Waldentwicklungsphasen** (1: Lücke, 2: Verjüngungs-, 3: Initial-, 4: frühe, 5: mittlere, 6: späte Optimal-, 7: Terminal- und 8: Zerfallsphase) auf Probekreis-Ebene; links:  $r_s = +0,636^{**}$ ; rechts:  $r_s = +0,654^{**}$ .

Eine Korrelation zwischen den Indikatorarten der Referenzwälder (Abb. 4.3, links) sowie dem Vorkommen von Rote-Liste-Arten (Abb. 4.3, rechts) und den verschiedenen Waldentwicklungsphasen, die an den untersuchten Probekreisen vorherrschten, zeigt eine Zunahme der gefährdeten Arten und Naturwald-Indikatoren von der frühen Optimal- bis zur Zerfallsphase. Diese Korrelation zeigt sich allerdings nicht, wenn die Daten der Wirtschafts- und Referenzwälder getrennt analysiert werden, da die Daten dann jeweils nur einen Teil der Waldentwicklungsphasen in ausreichender Datenmenge abdecken.

Insgesamt lässt sich folgern, dass eine Integration von Altersphasen, insbesondere der Zerfallsphase, in den Wirtschaftswald zu einer immensen Erweiterung des Lebensraumes der Avifauna und der holzbewohnenden Insekten führt.

#### 4.2.2.2 Altbäume

Die Bedeutung von alten Bäumen für ein naturnahes Waldökosystem ist vielfach beschrieben und belegt worden (u. a. KAULE 1986, HEIß 1990, POTT 1994, SAMUELSSON et al. 1994, SCHERZINGER 1996). PHILIPPI (1981) hat Abhängigkeiten der Vegetation von Altbäumen beschrieben, so auch von zwei Moosarten, *Anomodon viticulosus* und *Neckera complanata*, die in den untersuchten Tiefland-Buchenwäldern, seine Aussage bestätigend, nur in einer Fläche mit vielen Altbäumen (*Faulen Ort r3*) gefunden wurden. ERNST & HANSTEIN (2001) haben in einer umfangreichen Studie nachgewiesen, dass viele Flechtenarten in der Lüneburger Heide an Alteichen und -buchen gebunden sind. Mit zunehmenden Bestandalter konnten ALBERTI & MÜLLER-MOTZFELD (2003) mehr Insektenarten und auch Rote-Liste-Arten nachweisen. Nach MÖLLER (1994), KÖHLER (1996) und BÜCKING (1998) liegen Besiedlungsunterschiede von xylobionten Käfern in Wirtschafts- und Naturwäldern vor allem am häufigeren Vorkommen von Pilz- und Altholzbewohnern in den Referenzwäldern. In Untersuchungen von Naturwaldzellen Baden-Württembergs konnte nachgewiesen werden, dass insbesondere stark dimensionierte kränkelnde oder absterbende Bäume sowie stehendes Totholz für die Avifauna von hoher Wichtigkeit ist (BÜCKING 1998). Insbesondere baumbrütende Großvögel und höhlenbrütende Tiere wie Waldfledermäuse, Hornissen und Spechte benötigen Altbäume (BLAB 1993). Aufgrund der hohen Bedeutung von Altbäumen wurde sogar auf politischer Ebene der Erhalt und vor allem die Mehrung von Altbäumen in Programmen (häufig auch Altholz-Programme genannt) gefordert und festgesetzt (u. a. STEIN 1981, MELFF 2002, MLUR 2004).

Anhand der eigenen Untersuchungsergebnisse in den Tiefland-Buchenwäldern konnte das Vorkommen von alten, stark dimensionierten Bäumen in unbewirtschafteten Beständen quantifiziert (35 Bäume  $\geq 60$  cm BHD/ha einschl. Bäume  $\geq 100$  cm BHD/ha, Tab. 3.2 und Kap. 3.1.2.3.3) und deren positiver Einfluss auf die Ausbreitung von Moosen (Abb. 3.90) ermittelt werden.

Die avifaunistischen Untersuchungen in den Tiefland-Buchenwäldern weisen dem Vorkommen von Altbäumen eine herausragende Bedeutung zu. Von allen getesteten Strukturparametern korreliert das Vorkommen von Bäumen  $\geq 100$  cm BHD am stärksten mit der Siedlungsdichte (14 der 48 nachgewiesenen Brutvogelarten). Fünf Arten (Gartenbaumläufer, Kleiber, Kleinspecht, Mittelspecht, Rotmilan und Star) zeigen sogar eine hoch signifikante, positive Abhängigkeit von diesen stark dimensionierten Altbäumen. Für den Mittelspecht konnte HERTEL (2003) anhand von Untersuchungen in den UF *Melzow w9*, *Heilige Hallen r2*, *Fauler Ort r3* zeigen, dass die Art für die Nahrungssuche an Buchen raue, rissige Rinden und Rindenstörstellen oder Totholzbereiche benötigt. Diese Eigenschaften werden mit Dimension und Alter der Buchen zunehmend ausgeprägt und sind substantiell für das Vorkommen des Mittelspechts in Tiefland-Buchenwäldern (SCHUMACHER in WINTER et al. 2003c). Aber auch für den Kleiber konnte HERTEL (2003) zeigen, dass er im Herbst im besonderen Maße absterbende Altbäume und Totholz aufsucht.

Während zwischen der Anzahl von Altbäumen  $\geq 80$  cm BHD und der Avifauna noch sechs positive Korrelationen nachweisbar waren, korrelieren die Baumanzahl  $\geq 60$  cm BHD sowie  $\geq 20$  cm BHD fast nicht mehr (jeweils zwei signifikante Korrelationen, von denen aber nur eine positiv war, SCHUMACHER 2004). Nach FLADE & SCHWARZ (2005) werden Bestandsentwicklung und Dichte von 10 Waldvogelarten maßgeblich von der Intensität der Waldbaummasten, insbesondere der Rotbuche (mind. 7 Arten) gesteuert, deren Samen-erträge mit zunehmendem Baumalter lange ansteigen (RÖHRIG & GUSSONE 1990).

Aufgrund der hohen Bedeutung von Altbäumen für Fauna und Flora wurden zwei Indikatoren (Indikator 4 und 7 siehe Tab. 4.15) mit unterschiedlichen BHD-Grenzen (60, 80 und 100 cm) definiert, wobei die Bäume ab 60 cm, wie oben dargelegt, noch am Anfang der Alterungsentwicklung stehen.

#### 4.2.2.3 Totholz

Totholz ist von zentraler Bedeutung für die biologische Vielfalt im Buchenwald (SAMUELSSON et al. 1994). Es ist in seiner Struktur und seinen Erscheinungsformen so vielfältig, dass es allein in Deutschland Lebensraum für etwa 1.350 xylobionte Käferarten (ALBRECHT 1991, MÖLLER 1994a), für holzbewohnende Ameisen (BUSCHINGER 1991), etwa 1.600 Arten holzbewohnender Pilze mit einem Fruchtkörper von mehr als 4 mm Größe (SCHLECHTE 1986) und eine große Zahl von Moos- (PHILIPPI 1965, DANIELS 1990), Algen- und Flechtenarten (ERNST & HANSTEIN 2002) bereitstellt. Totholz ist "evolutionär vorgegebener Lebensraum" (BARTH 1995) und außerordentlich vielgestaltig, so dass mit steigender Totholzmenge auch die Nischenvielfalt und die Artzahlen zunehmen (AMMER 1991, UTSCHICK 1991, KÖHLER 1996, SCHERZINGER 1996). Es gibt zahlreiche auf Totholz hoch spezialisierte Pflanzen und Tiere (HARMON et al. 1986), deren Habitatsprüche sehr komplex und differenziert sein können: So lebt zum Beispiel der Mattschwarze Schnellkäfer *Megapenthes lugens* carnivor von der Jagd auf Holzrüsselkäfer an den In-

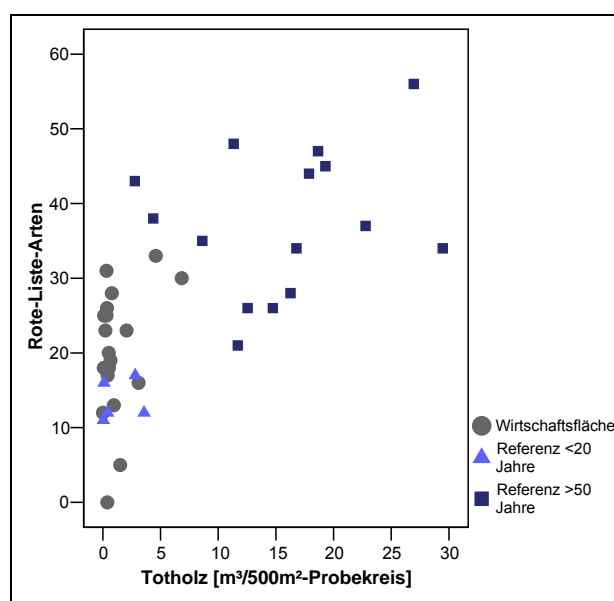
Allgemein kann man sagen, dass je langsamer der Absterbe- bzw. der Zersetzungsprozeß eines Baumes voranschreitet, sich die Zahl der Xylobiontenarten erhöht und mit steigendem Stammquerschnitt des Totholzes auch der Anspruch der Arten steigt, die ihn besiedeln können. Daraus folgt, dass in Bezug auf die Artendiversität starkes Totholz nicht durch eine größere Menge schwachen Totholzes ersetzt werden kann.

SCHERZINGER 1996

nenwänden großer Stammhöhlen. Die Substrateigenschaften des Totholzes verändern sich zudem durch das Fortschreiten des Zersetzungsprozesses und bieten sehr unterschiedlich besiedelbaren Lebensraum (DANIELS 1990, ANDERSSON & HYTTEBORN 1991, ANDERSSON 1995).

Das Totholz beeinflusst ganz wesentlich die Oberflächenstruktur des Waldbodens und damit den Raumwiderstand für die Laufkäfer (HEYDEMANN 1957). Das liegende Totholz dient als Habitat für Beutetiere, als Versteck-, Übernachtungs- und Überwinterungsstruktur der Laufkäfer (BURMEISTER 1939, BORTMANN 1996). Darüber hinaus verändert vor allem schon stärker zersetztes, liegendes Totholz (einschl. Moosbezug) durch die Speicherung von Regenwasser das Mikroklima in der bodennahen Schicht (LAUTERBACH 1964). Die Bedeutung des Totholzes für Carabiden konnte anhand der Fänge in den hier untersuchten Tiefland-Buchenwäldern (Kap. 3.3.4.2) wie auch schon in anderen Wäldern nachgewiesen werden (z. B. RAUH et al. 1994, MÜLLER-MOTZFELD 2001).

Von 711 in den Tiefland-Buchenwäldern nachgewiesenen xylobionten Käferarten nutzen 622 Totholz (WINTER et al. 2003c), wobei sich mit der Anzahl und dem Volumen stehender wie liegender Totholzobjekte die Besiedlung mit Indikatorarten für naturnahe Tiefland-Buchenwälder und mit Rote-Liste-Arten (JEDICKE 1997) erhöht (Abb. 3.2.3, Abb. 4.4 und Tab. 4.8). Hingegen sinkt das Artenvorkommen der Indikatoren und gefährdeten Arten mit steigender Stubbenanzahl. Eine steigende Anzahl Sägestubben in den Wirtschaftswäldern korreliert allerdings nicht mit der Nutzungsintensität im Bestand (Teildiskussion zu Kap. 3.1.3.7), sondern verweist wohl eher auf Probekreise mit geringerem Bestandesalter und hoher Stammzahl, die durchforstet worden sind.



**Abb. 4.4:** Korrelation xylobionter Rote-Liste-Arten [Anzahl/500 m<sup>2</sup>-Probekreis] mit der vorkommenden Totholzmenge [m<sup>3</sup>/500 m<sup>2</sup>-Probekreis].

Korrelationskoeffizient siehe Tab. 4.8; die Korrelation zeigt sich nur abgeschwächt, wenn die Daten der Wirtschafts- und Referenzwälder getrennt analysiert werden, da die Daten dann nur einen Teil der Totholz mengen in ausreichender Datenmenge abdecken.

Das stehende Totholz ist am artenreichsten, wenn es weder gerade abgestorben (Totholzzustandstyp 1) noch relativ stark zersetzt ist (Totholzzustandstyp 4), sondern bei mittlerer Zersetzung (Tab. 4.9). Während die xylobionten Käferarten allerdings nur zu etwa zwei Dritteln von mäßiger Zersetzung abhängig sind, zeigen fast alle an gerade abgestorbenen Bäumen nachgewiesenen Arten eine hohe Spezialisierung von dieser Substrateigenschaft (Tab. 4.9).

**Tab. 4.8:** Korrelationen von Naturnähe-Indikatoren für Tiefland-Buchenwälder sowie Rote-Liste-Arten (JEDICKE 1997) unter den xylobionten Käfern mit verschiedenen Bestandesparametern pro Probekreis [500 m<sup>2</sup>, n = 40] (Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman, \* = p < 0,05, \*\* = p < 0,01).

Bestandesparameter (pro Probekreis mit 500 m <sup>2</sup> )	Indikatoren für naturnahe Tiefland-Buchenwälder		Rote-Liste-Arten (RL Deutschland)
	Artenzahl	Individuen	
Anzahl stehende Totholzobjekte stehend	+0,633**	+0,593**	+0,567**
Anzahl liegende Totholzobjekte liegend	+0,680**	+0,636**	+0,592**
Grundfläche stehendes Totholz (m <sup>2</sup> )	+0,661**	+0,632**	+0,634**
Gesamtvolumen Totholz (m <sup>3</sup> )	+0,703**	+0,652**	+0,670**
Volumen liegendes Totholz (m <sup>3</sup> )	+0,726**	+0,691**	+0,643**
Volumen stehendes Totholz (m <sup>3</sup> )	+0,718**	+0,678**	+0,639**
Anzahl Sägestubben	-0,736**	-0,687**	-0,616**

Aber auch vom liegenden Totholz sind diverse Käferarten abhängig: liegende Totholzstämme einschließlich Wurzelteller und Krone 228, unzerschnittene, liegende Krone 208, liegende Totholzstämme ohne Krone und Wurzelteller 165, Stammstück 116, Starkast 77, (zerschnittene) liegende Kronenteile 21, Fauläste 34 und Stubben 45 (Die Zahlen geben die Anzahl von Arten an, die eine sehr enge Bindung an die jeweilige Struktur besitzen und auf den Untersuchungsflächen im Tiefland-Buchenwald nachgewiesen wurden). Es zeigt sich deutlich, dass kleine Tothölzer wie Äste, Kronenteile und Stubben eine reduzierte Bedeutung für die Käfer besitzen, da nur wenige Arten eine enge Bindung an diese Strukturen haben. Die in Kap. 3.1.3.3.3 dargestellte Bewertungsklassifikationen, die zwar die Totholzdimension, nicht aber den Totholzzustandstyp und die liegende Erscheinungsform des Totholzes berücksichtigt, greift für eine Gesamtbewertung des Totholzes noch nicht weit genug. Es ist eine differenzierte Bewertung erforderlich, die die Erscheinungsform, die Dimension und die Häufigkeit der Struktur umfasst. Die in Tab. 4.15 aufgelisteten Indikatoren 9-18 versuchen dieser Erkenntnis gerecht zu werden.

**Tab. 4.9:** Abhängigkeit von xylobionten Käfern von verschiedenen Totholzzustandstypen des stehenden Totholzes.

Totholzcharakteristik	profitierende Arten	stark abhängige Arten	% stark abhängige Arten
Totholzzustandstyp 1: Baum gerade abgestorben, Feinäste vorhanden	126	117	93
Totholzzustandstyp 2: Baum abgestorben, Feinäste fehlen weitgehend, Äste >3 cm Durchmesser am stärkeren Ende sind noch reichlich vorhanden	436	299	69
Totholzzustandstyp 3: Starke Steiläste, Aststümpfe oder Zwiesel sind noch vorhanden	344	249	72
Totholzzustandstyp 4 und 5: Die Krone ist vollständig abgebrochen, der Reststumpf ist mindestens 1,3 m hoch	221	157	71

Auch für die Pilze gilt, dass neben der Totholzmenge auch die Totholzdimension und -vielfalt für das Vorkommen von Arten entscheidend ist (KOST 1991). KERSTAN (2003) fand in den acht von ihm untersuchten Tiefland-Buchenwäldern (w1, w5, w9, w11, w12, k2, r2 und r3, Kap. 2.1.2 und 2.1.3) z. B. den seltenen Ästigen Stachelbart *Hericeum clathroides*,

der ausschließlich an stärker zersetztem, groß dimensioniertem Totholz vorkommt (SCHMID & HELFER 1995), entsprechend nur in den langfristig unbewirtschafteten Referenzwäldern *Heilige Hallen r2* und *Fauler Ort r3*. Aber auch noch weitere Arten wie u. a. *Pluteus umbrosus*, *P. romellii*, *Ramaria stricta*, die die Referenzwälder mykologisch charakterisieren, sind im besonderen Maße an stark dimensioniertes Totholz gebunden (KERSTAN 2003).

Totholz an noch lebenden Bäumen wie Totholzäste in der Krone oder Rindenstörstellen am Stamm mit lokalen Absterbeerscheinungen (Schürfstellen) wurden in der hier vorgelegten Arbeit zwar als Sonderstrukturen kartiert, doch wurde dieses Totholz nicht so erfasst, dass dessen Volumina berechenbar gewesen wären. Die Bedeutung dieses Totholz wird in Kap. 4.3.3 in Tab. 4.15 dargestellt.

All diese Ergebnisse zeigen deutlich, dass das Totholz auch in den Tiefland-Buchenwäldern eine herausragende Bedeutung für die Ausbildung der typischen Biozönose hat. Aufgrund der sehr hohen Abhängigkeit vieler Arten erscheint es plausibel, dass die Totholzmengen in den unbewirtschafteten Referenzflächen nicht nur durchschnittlich, sondern auch in den verschiedenen Entwicklungsphasen bedeutend höher liegen als in den Wirtschaftsflächen (Kap. 3.1.3.1.1 und 3.1.3.2). Die im Wirtschaftswald *Schwarzes Loch w10* nachgewiesene Totholzmenge von  $>30 \text{ m}^3/\text{ha}$  (detaillierte Diskussion siehe Kap. 3.1.3.1.1) stellt weniger als ein Viertel der niedrigsten ermittelten Menge ( $142 \text{ m}^3/\text{ha}$ ) in den r50-Flächen dar. Da die seit ca. 50 Jahren unbewirtschaftete Fläche *Serrahn r1* mit immerhin  $>140 \text{ m}^3$  Totholz/ha hinsichtlich der xylobionten Käfern noch deutlich geringer ausgestattet ist als die seit über 100 Jahren fast „unberührten“ Flächen *Heilige Hallen r2* und *Fauler Ort r3*, wird überdeutlich, dass der Erhalt der vom Totholz abhängigen Arten nur in der Kombination von starker Totholzmehrung in den Wirtschaftswäldern und möglichst weitgehender Vernetzung von unbewirtschafteten Referenzflächen gelingen kann. Auch AMMER (1991) und KNAPP & JESCHKE (1991) haben schon solch ein kombiniertes „realistisches Naturschutzkonzept für den Wald“ (AMMER 1991) zur Mehrung des Totholzes entworfen, wobei aber nur KNAPP & JESCHKE (1991) hohe Totholzmengen von 10 % des Altbestandsvorrats im Wirtschaftswald als möglich erachteten.

#### 4.2.2.4 Sonderstrukturen

Unter Strukturvielfalt wurde bisher meist die anhand einer Bestandesanalyse aus waldbaulicher Sicht abgeleitete Ausprägung der vertikalen und horizontalen Struktur verstanden. Selbst die Naturwaldforschung, die die Strukturen unbewirtschafteter Wälder im Vergleich zum Wirtschaftswald ins Zentrum des Interesses stellt, um die daraus gewonnenen Erkenntnisse in den naturnahen Waldbau einfließen zu lassen, hat bisher - mit Ausnahme des Totholzes - keine Parametererweiterung vorgenommen, um die den unbewirtschafteten Wäldern innewohnende Charakteristika zu quantifizieren. Sonderstrukturen wurden bisher in Einzelstudien nur sehr selten erfasst und wenn, meist nur genannt, aber keinen wissenschaftlichen Vergleichen zugänglich gemacht. Eine Diskussion der vorhandenen Literatur findet sich in Kap. 3.1.4.4. Grundlegende Erkenntnis ist, dass die Ausbildung von Sonderstrukturen mit dem Baumalter und der damit verbundenen morphologischen Differenzierung zunimmt. Die Häufigkeitsunterschiede in bewirtschafteten und langfristig unbewirtschafteten Wäldern ermöglichen eine Ableitung von Naturwaldstrukturen (Kap. 4.3.2 und 4.3.3).

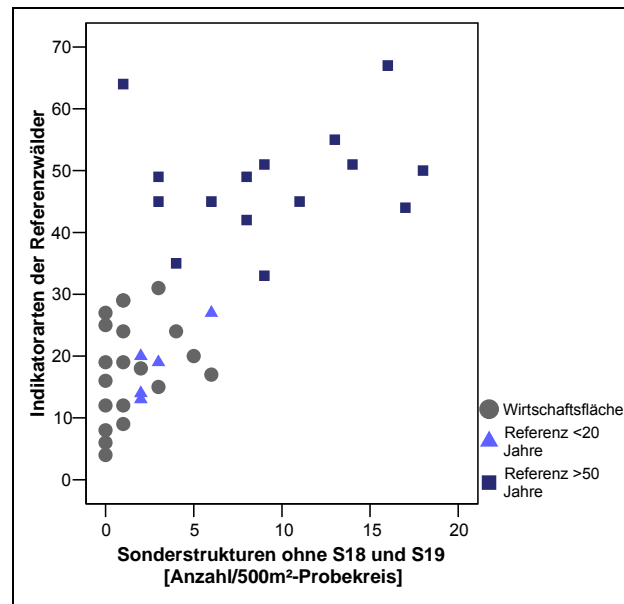
Im Folgenden wird deshalb nur noch aufgezeigt, wie stark die auf den Untersuchungsflächen nachgewiesenen xylobionten Käfer von den Sonderstrukturen in ihrem Vorkommen profitieren oder sogar von ihnen weitestgehend abhängen (Abb. 4.5, Tab. 4.10, Tab. 4.11, siehe auch WINTER et al. 2003c).

**Tab. 4.10:** Von Sonderstrukturen in ihrem Vorkommen profitierende und stark abhängige xylobionte Arten (Daten aus WINTER et al. 2003c); Mehrfachzuordnungen sind möglich.

Sonderstruktur	profitierende Arten*	stark abhängige Arten*	% stark abhängige Arten
S1 Zunderschwammbäume	464	56	12
S2 Baumschwammbäume	207	4	2
S3 weitere pilzbesiedelte Bäume	513	172	34
S4 Teilkronenbrüche	259	82	32
S5 Kronenbrüche	212	52	25
S6 Zwieselabbrüche	447	182	41
S7 Stammbrüche	483	161	33
S8 Ersatzkronenbäume	482	72	15
S9 Blitzrinnen	442	177	40
S10 Risse und Spalten	258	40	16
S11 aufgesplitterte Stämme	222	21	9,5
S12 Höhlenbäume	215 Specht-, 276 Großhöhlen	42 Specht-, 140 Großhöhlen	20 Specht-, 51 Großhöhlen
S13 Höhlenetagen	272	120	44
S14 ausgehöhlte Stämme	259	80	31
S15 Höhlen mit Mulmkörper	221	84	38
S16 Mulmtaschen	187	22	12
S17 Rindentaschen ohne Mulm	12	0	0
S18 Krebsbildungen	4	4	100
S19 Schürfstellen	447	190	43
S20 Wurzelteller	keine Daten		

Die meisten xylobionten Käferarten profitieren von Pilzbesiedlungen der Buchen, nutzen also die durch die Pilze geschaffene Zersetzungsstruktur, deren Fruchtkörper oder Hyphen. Mit Ausnahme von Krebsbildungen und den sehr kleinen Strukturen *Mulmtaschen* und *Rindentaschen ohne Mulm* zeigen jeweils etwa ein Drittel der nachgewiesenen Arten auch eine zumindest schwache Abhängigkeit von anderen Strukturen. Die höchste Anzahl stark abhängiger Arten zeigt sich an Schürfstellen. Das Ergebnis ist überraschend, da Schürfstellen die häufigste Sonderstruktur der Wirtschaftswälder sind, ohne dass die Arten hier vermehrt vorkommen würden. Um die Abhängigkeit plausibler darstellen zu können, müsste bei der Kartierung eine Größendifferenzierung der Schürfstellen durchgeführt werden. An den kleinen, häufigen Schürfstellen auf den Starkwurzeln der Stammläufe (minimale Kartiergröße 5 cm x 5 cm, Kap. 2.2.3.4.1) kommen weniger Arten als an größeren Stellen mit starkem Saftfluss und beginnender Holzzerlegung im Schürfbereich vor. Diese eigentlich notwendige Differenzierung lässt der Datensatz von MÖLLER (siehe WINTER et al. 2003c) aber nicht zu.





**Abb. 4.5:** Korrelation xylobionter Rote-Liste-Arten [Anzahl/500 m<sup>2</sup>-Probekreis] mit dem Vorkommen von Sonderstrukturen [Anzahl/500 m<sup>2</sup>-Probekreis], wobei die häufigen Strukturen S18 Krebsbildungen und S19 Schürfstellen nicht berücksichtigt wurden; Korrelationskoeffizient siehe Tab. 4.11

**Tab. 4.11:** Vorkommen von xylobionten Indikatorarten für naturnahe Tiefland-Buchenwälder und Rote-Liste-Arten (JEDICKE 1997) in Abhängigkeit von der Sonderstrukturausstattung pro Probekreis [500 m<sup>2</sup>, n = 40] (Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman, \* = p < 0,05, \*\* = p < 0,01; aus WINTER et al. 2003c).

Bestandesparameter pro Probekreis mit 500 m <sup>2</sup>	Referenzwald-Indikatoren		Rote-Liste-Arten (RL Deutschland)
	Artenzahl	Individuen	
Sonderstrukturtypen	+0,608**	+0,404**	+0,560**
Anzahl Sonderstrukturen gesamt	+0,489**	+0,355*	+0,435**
Anzahl Sonderstrukturen ohne Schürfstellen und Krebse	+0,689**	+0,569**	+0,623**

Eine auf der Struktur von Probekreisen basierende Auswertung der Fänge xylobionter Käfer auf den hier untersuchten Probeflächen zeigt, dass die Anzahl von Indikatorarten für naturnahe unbewirtschaftete Tiefland-Buchenwälder und von Rote-Liste-Arten mit der Sonderstrukturausstattung steigt. Die Korrelationen sind allerdings nicht mehr signifikant, wenn die Daten nach Wirtschafts- und r50-Flächen getrennt werden, da in den ersten die Anzahl an Sonderstrukturen meist niedrig und in den letzteren meist hoch liegt, so dass nur ein vereinigter Datensatz eine Beziehung ausweist. Nur die Anzahl Rote-Liste-Arten steigt in den Referenzwäldern mit der Anzahl Sonderstrukturen (nicht berücksichtigt Krebsbildungen und Schürfstellen), was die hohe Spezialisierung der gefährdeten Käferarten repräsentieren mag.

Die Sonderstrukturen ergeben einzeln für sich betrachtet wohl aus methodischen Gründen meist keine statistisch signifikanten Korrelationen mit den Vorkommen xylobionter Käfer (Ausnahme z. B. Teilkronenbrüche), da die Nachweishäufigkeit der Strukturen in den Probekreisen teilweise zu gering ist. Für eine repräsentative Erfassung waren deshalb flächige Strukturaufnahmen notwendig (Kap. 4.1.1.4 und 4.3.2), doch deren Ergebnisse können nicht direkt mit den dendroentomologischen Probekreisdaten korreliert werden (nur auf UF-Ebene, aber dies bringt keinen Erkenntniszuwachs).

Eine mögliche Erweiterung der Sonderstrukturtypen des Tiefland-Buchenwaldes um eine bodenbezogene Struktur könnte sinnvoll sein. Nach den Ergebnissen von SCHULZ (1996) stellen neben aufgeklappten Wurzeltellern auch die häufig zu ihnen gehörenden Bodenhohlformen (mit dicken eingewehten Laubschichten, höherer Feuchtigkeit als im umliegende Boden und seitliche Nährstoffeinspülungen) eine für unbewirtschafteten Wälder charakteristische Struktur dar.

## 4.3. Indikatoren für Naturnähe

### 4.3.1 Indikatoren der Vegetation und Fauna für naturnahe Wälder

Im Naturschutz sollen Indikatoren den Erhaltungs- oder Entwicklungszustand von Bioto- pen, Arten, Populationen oder Lebensgemeinschaften widerspiegeln. GUSTAFSSON (2000) beschreibt drei in Frage kommende Indikator-Haupttypen: a. Arten und Lebensgemein- schaften, b. Strukturen und c. Prozesse, die in enger Beziehung zu den zu indizierenden Lebewesen stehen müssen.

Es wird zwischen qualitativen und quantitativen Indikatoren unterschieden. Während bei qualitativen Indikatoren der einfache Nachweis (presence/absence) die zuvor ermittelte Indikatorfunktion entfaltet, wird quantitativen Indikatoren die Bedeutung erst durch festge- legte Vorkommensunterschiede („Grenzwerte“) zugewiesen.

Vorschläge für Indikatoren bedürfen genauer Kenntnisse der Beziehung (Korrelation) zwi- schen dem Indikator und dem Indizierten. Zudem muss die Erfassung des Indikators rela- tiv einfach, schnell und verlässlich möglich sein. Kommt ein Indikator im Freiland sehr sel- ten vor, so ist nur der Positivnachweis aussagekräftig. Das Fehlen des Indikators kann auch auf eine zu geringe Kartier- oder Fangintensität hinweisen und bleibt damit insge- samt aussagegelos.

Die Verwendbarkeit der **Vegetation** als Indikator wurde vielfältig beschrieben. So erlaubt das Zeigerwertesystem von ELLENBERG et al. (1992), das das synökologische Verhalten vieler Pflanzenarten beschreibt, die Vegetation als Indikator für den Biotop, d. h. klimati- sche Rahmenbedingungen, Bodenchemismus, -feuchte und die Lichtverhältnisse am Wuchsort zu verwenden. Aber auch die Charakter- und Differenzialarten zur Bestimmung von Pflanzengesellschaften, ihrer Naturnähe oder Repräsentanz stellen Indikatoren dar (TÜXEN 1937, PASSARGE 1964, ELLENBERG 1986, WILMANN 1989b, FISCHER 1995). Die Struktur bzw. die Wuchsformen der Vegetation hat z. B. ZONNEFELD (1982a) als Indi- kator vorgeschlagen. So weist er nach, dass die Raunkiaerschen Lebensformen sehr gut Faktoren wie Grundwasserschwankungen und Humusformen widerspiegeln können (ZONNEFELD 1982 b). SCHMIDT, W. (1999) beschreibt hingegen die Bodenvegetation all- gemein als „Indikator für biotische Mannigfaltigkeit von Wäldern“. STAUDHAMMER & LEMAY (2001) postulieren ebenfalls, dass die Bestandesstruktur mit der Biodiversität des Waldes allgemein verbunden ist und versuchen dies anhand von neu entwickelten Indizes zu be- schreiben. Dass die Bestandesstruktur eines Waldes in enger Beziehung zur Vegetation der Kraut- und Strauchschicht steht, haben z. B. auch AVENA et al. (1982) in Eichenwäldern Zentral-Italiens nachweisen können. SCHMIDT, P. A. et al. (2004) konnten zudem an- hand der Bodenvegetation Indikatorarten für unterschiedlich intensiv bewirtschaftete bzw. veränderte Wälder (Kiefernforsten, bewirtschaftete und unbewirtschaftete Buchenwälder) in der Dübener Heide ermitteln, wobei allerdings die ermittelten Indikatorarten zumindest teilweise nur regionale Aussagekraft besitzen. ZACHARIAS (1994) beschrieb für das nördli- che Harzvorland Niedersachsens die Auswirkungen des Alters von Waldbiotopen auf die Ausbildung der Vegetation. So zeichneten sich alte Wälder durch ein starkes Vorkommen von Waldarten mit dem Schwerpunkt der Wuchsorte hochgradig gefährdeter Arten aus. In

Sekundärwäldern traten gefährdete Arten nur vereinzelt auf. Der floristische Vergleich ergab eine große Anzahl ebenfalls regionaler Indikatorarten für alte Waldstandorte.

Der Zusammenhang zwischen der Bestandesstruktur und **Fauna** wurde vor allem im ornithologischen Bereich wiederholt dargestellt (u. a. ERDELEN 1978, ELLENBERG jun. 1981, STURM 1984, ELLENBERG jun. et al. 1985, HOWE & WESTLEY 1988, FLADE 1994), was aufgrund der agilen, angepassten Lebensweise der Vögel im dreidimensionalen Raum gut nachvollziehbar ist. Aber auch deutliche Beziehungen zwischen Einzelstrukturen wie Totholz- und Höhlenvorkommen und der Artenvielfalt von Insekten und Vögeln wurden mehrfach nachgewiesen (u. a. DERKSEN 1941, ALBRECHT 1991, PLACHTER 1991, MÖLLER 1991, UTSCHICK 1991, BLAB 1993, WALANKIEWICZ 2002). Die höhlenbrütenden Spechte wurden sogar allgemein als Indikatoren für nachhaltige Forstwirtschaft getestet (WÜBBENHORST & SÜDBECK 2001). Die Autoren konnten in der Lüneburger Heide wie im Solling strenge Beziehungen zwischen dem Anteil von Bäumen über 80 Jahre und der Anzahl von Spechtrevieren/10 ha aufzeigen. Diese Abhängigkeit sogleich als einen auf die Naturnähe bezogenen Weiser nachhaltiger Waldbewirtschaftung zu diskutieren, ist aber angesichts des zugrunde gelegten sehr niedrigen Baumalters (nur 80 Jahre!) nicht nachvollziehbar.

Eine Beziehung zwischen der Artenvielfalt der Vegetation und dem Reichtum an (monophagen) Insektenarten wurde inzwischen mehrfach bestätigt (u. a. HOWE & WESTLEY 1988, ABRAHAM & WARREN 1989). Insekten, meist Käferarten, dienen aber auch ihrerseits als Indikatoren. Für Sand-Laufkäfer (Cicindelidae) konnten PEARSON & CASSOLA (1992) zeigen, dass ihre Artenvielfalt mit dem Artenreichtum der Gesamtheit der Laufkäfer, Vögel und Schmetterlinge auf mehreren Kontinenten (Nord-Amerika, Indien und Australien) signifikant korreliert. Dass Laufkäfer gut als Indikatoren für Habitatveränderungen verwendbar sind, wurde in Deutschland z. B. von MÜLLER-MOTZFELD (1984, 1989) und HÜLPERT & ADAM (1994) nachgewiesen, wobei teilweise auch einzelne Arten als Indikatoren, z. B. für historisch alte Wälder, diskutiert werden (ASSMANN 1994, GÜRLICH 1997).

Trotz dieser langen, bei weitem nicht vollständigen Liste positiver Forschungsergebnisse gibt es aber auch eine Vielzahl von Veröffentlichungen, in denen gesuchte Beziehungen zwischen den potenziellen Indikatoren und den mit ihnen mutmaßlich verbundenen Lebensgemeinschaften nicht nachgewiesen werden konnten. Vor allem in großräumigen Untersuchungen wurden meist keine starken Korrelationen nachgewiesen (PRENDERGAST et al. 1993, GASTON et al. 1995). Auch auf der Ebene von Landschaften oder Waldbeständen gibt es zahlreiche Untersuchungen, die keine signifikanten Korrelationen z. B. zwischen Vögeln, Schmetterlingen, Käfern, Termiten und Nematoden oder zwischen Moosen und Flechten (kurze Übersicht bei GUSTAFSSON 2000) aufzeigen konnten.

Somit ließ sich für die Untersuchung in den Tiefland-Buchenwäldern zwar die Hypothese aufstellen, dass es deutliche Beziehungen zwischen der Naturnähe eines Tiefland-Buchenwaldes und den darin vorkommenden Laufkäfern und der Vegetation gibt, doch wurden erst anhand der Ergebnisse Indikatoren ableitbar. Anhand des Vergleichs von seit über 50 Jahre nicht bewirtschafteten mit bewirtschafteten Buchenwäldern konnten neun Indikatoren definiert werden (Kap. 3.2 und 3.3), von denen einer qualitativ und sieben quantitativ sind. Ein weiterer Indikator ist sowohl qualitativ als auch quantitativ (Tab. 4.12).

Erst der Nachweis, dass die Vegetation der Kraut- und Strauchschicht (vier Indikatoren), aber auch der Moosschicht (zwei Indikatoren) sowie die Ausprägung der Laufkäfergemeinschaft (drei Indikatoren) durch Bewirtschaftung deutlich verändert wird, ermöglichte es, das Hauptziel dieser Arbeit, Struktur-Indikatoren zu definieren (Kap. 1.3), weiterzuerfolgen.

**Tab. 4.12:** Indikatoren der Vegetation und Fauna für die Naturnähe von Tiefland-Buchenwäldern (Strukturindikatoren siehe Tab. 4.15).

\* Es ist allerdings zu berücksichtigen, dass das Vorkommen von *Impatiens parviflora* regional auch durch eine unterschiedliche Atlantizität beeinflusst wird (siehe Kap. 3.2.2.4.1).

		Indikatoren für Naturnähe im Wald	Qualitativer Indikator	Quantitativer Indikator
<b>Vegetation</b>				
1.	Kraut- und Strauchschicht	>99 % der Arten sind Waldarten nach ELLENBERG et al. (1992) wie auch nach SCHMIDT, M. et al. (2002)		X
2.	Kraut- und Strauchschicht	>40 % alte Waldarten nach ZACHARIAS (1994)		X
3.	Kraut- und Strauchschicht	Diversität nach Shannon-Weaver <2 und Dominanz der zwei häufigsten Arten >59 %		X
4.	Kraut- und Strauchschicht	Deckung von <i>Juncus effusus</i> und <i>Impatiens parviflora</i> * ist <1 %		X
5.	Moosschicht	Vorkommen von <i>Metzgeria furcata</i> an Buchen	X	
6.	Moosschicht	Vorkommen von stark gefährdeten Moosarten auf Totholz (1 Art/11 Probekreise à 314 m <sup>2</sup> )	X	X
<b>Fauna</b>				
7.	Laufkäfer	>250 mesophile Waldarten/5 Barberfallen		X
8.	Laufkäfer	>2 Individuen von <i>Carabus glabratus</i> /Barberfalle		X
9.	Laufkäfer	>51 Individuen von <i>Carabus hortensis</i> /Barberfalle		X

Darüber hinaus unterstützten die Ergebnisse der avifaunistischen und weiteren coleopterologischen Aufnahmen, die auf denselben Flächen erhoben wurden (WINTER et al. 2003c, SCHUMACHER 2004, siehe auch Einzelergebnisse in der Teildiskussion zu Kap. 3.1.3.1.1), die in den nächsten zwei Kapiteln (4.2.3 und 4.2.4) beschriebene Ableitung von Strukturindikatoren.

#### 4.3.2 Ableitung von Naturwaldstrukturen aus den Ergebnissen der Sonderstrukturkartierung und Zielgrößen für naturnahe Waldbewirtschaftung

Die Beziehungen zwischen Bestandesstruktur des Waldes, Sonderstrukturen der Bäume und der Buchenwaldbiozönose sind außerordentlich komplex und vielschichtig. Deshalb kann es nicht eine oder zwei Schlüsselstrukturen geben, die die Gesamtheit der Habitatbedingungen ausreichend repräsentieren (MEYER & POGODA 2001), wenngleich dies für ein effizientes Monitoring des Erhaltungszustandes sehr vorteilhaft wäre. Es ist aber anzustreben, anhand von ausgewählten Schlüsselfaktoren (Indikatoren) eine praktikable Zusammenfassung und Bündelung der komplexen Habitatvielfalt und der daran gebundenen Biozönosen zu erreichen.

Schon vor 32 Jahren standen in einem Bayerischen Naturschutzgebiet Naturschützer und Coleopterologen fassungslos vor gefällten anbrüchigen, stark dimensionierten alten Eichen und Hainbuchen, die nicht nur eine Höhle eines Waldkauzes, sondern auch den Lebensraum des Hirschkäfers *Lucanus cervus* beinhalteten. Schon damals wurde von der Forstverwaltung darauf verwiesen, dass es den Forstleuten nicht möglich sei, die wertvolle Besiedlung der Bäume zu erkennen. FREUDE (1971)

Als Indikatoren für die natürliche biologische Vielfalt der Tiefland-Buchenwälder können von den in den Ergebniskapiteln vorgeschlagenen nur diejenigen mit einem hohen Indika-

tionswert ausgewählt werden: 1. in quantitativer oder qualitativer Hinsicht eine Mangelstruktur im Wirtschaftswald darstellen und 2. leicht erkennbar sind. Auf diese Weise ist es möglich, dass sich die von FREUDE (1971) beschriebene Situation (siehe Textbox) nicht beständig fortsetzt, sondern bei Beachtung der Struktur-Indikatoren (Tab. 4.15) eine spezielle Artenkenntnis für den Erhalt der Biozönose der Tiefland-Buchenwälder nicht mehr nötig ist.

Die 20 kartierten Sonderstrukturen (Kap. 3.1.4) sind nicht gleichermaßen als Naturnähe-Indikatoren geeignet (Tab. 4.13). Nur 10 Sonderstrukturen zeigen bei der Analyse der Probekreisdaten für Bäume mit einem Mindestdurchmesser von 2 cm BHD hoch signifikante Abundanzunterschiede. Für Bäume ab 60 cm BHD gibt es 12 hoch signifikante Unterschiede in der Sonderstrukturausstattung der Wirtschafts- und r50-Flächen. Die Hektaraufnahmen weisen hingegen nur neun deutliche Unterschiede auf.

**Tab. 4.13:** Übersicht über das Vorkommen von Sonderstrukturen in den Wirtschafts- und r50-Flächen und Signifikanz der Unterschiede (Mann-Whitney-U-Test, angegeben ist jeweils die Irrtumswahrscheinlichkeit p), einschließlich einer verbalen Bewertung der Wirtschaftswälder anhand der einzelnen Sonderstrukturen;

keine: Der Datensatz ist zu klein für eine statistische Auswertung;

keine<sup>1</sup>: Für die Wurzelteller (S20) gibt es keine Dimensionsdifferenzierung, d. h. für Bäume ab 60 cm BHD liegen keine Daten vor.

Sonderstruktur	Signifikanz der Unterschiede zwischen Wirtschafts- u. Referenzwäldern			verbale Bewertung
	Probekreise		Großflächige Aufnahme	Vorkommen der Struktur im Wirtschaftswald
	alle Bäume	ab 60 cm BHD		
S1 Zunderschwammbäume	* 0,026	* 0,017	** 0,004	selten
S2 Baumschwammbäume	** 0,009	keine Bäume	0,517	sehr selten
S3 weitere Pilzbäume	0,312	0,312	* 0,049	selten, kleiner Datensatz
S4 Teilkronenbrüche	0,212	** 0,004		stark dimensioniert: selten
S5 Kronenbrüche	0,569	** 0,001	** 0,001	stark dimensioniert: sehr selten
S6 Zwieselabbrüche	** 0,001	** 0,009	0,631	selten bis naturnah
S7 Stammbrüche	*** 0,000	** 0,001	** 0,002	extrem selten
S8 Ersatzkronenbäume	0,064	** 0,001	** 0,001	sehr selten
S9 Blitzrinnen	*** 0,000	* 0,050		sehr selten
S10 Risse & Spalten	0,118	0,612	* 0,026	naturnah bis selten
S11 aufgesplitterte Stämme	** 0,007	0,094		naturnah bis selten
S12 Höhlenbäume	** 0,009	** 0,009	** 0,001	sehr selten
S13 Höhlenetagen	0,508	** 0,009	*** 0,000	sehr selten
S14 ausgehöhlte Stämme	** 0,001	*** 0,000	*** 0,000	extrem selten
S15 Höhlen mit Mulm	** 0,002	** 0,001	*** 0,000	extrem selten
S16 Mulmtaschen	** 0,005	** 0,002		sehr selten
S17 Rindentaschen	** 0,009	** 0,005		sehr selten
S18 Krebsbildungen	* 0,027	** 0,001		selten bis sehr selten
S19 Schürfstellen	0,258	1,000		naturnah
S20 Wurzelteller	0,205	keine Aufnahme <sup>1</sup>	*** 0,000	nicht eindeutig

Die meisten Sonderstrukturen sind in den Wirtschaftswäldern viel seltener als in den langfristig unbewirtschafteten Wäldern (Tab. 4.13, Kap. 3.1.4.2 und 4.1.3.4). Vergleichsweise sehr selten oder sogar extrem selten sind folgende acht Sonderstrukturen: Stammbrüche am lebenden Baum, Ersatzkronenbäume, Höhlenbäume, Höhlenetagen, Höhlen ohne und

mit Mulm, Mulm- und Rindentaschen, die eindeutig als Naturwaldstrukturen einklassifiziert werden können (siehe unten und Tab. 4.14). Weitere Sonderstrukturen wie Zunderschwammbäume, (Teil-)Kronen- und Zwieselabbrüche sowie Krebsbildungen kommen zwar in den r50-Flächen häufiger vor, doch ist der Unterschied zum Wirtschaftswald kleiner als bei den acht zuvor genannten Sonderstrukturen. Manche Sonderstrukturen sind natürlicherweise relativ selten und können nur hinsichtlich aller Bäume ab 2 cm BHD, aber hinsichtlich stark dimensionierter Bäumen (sehr kleine Datensätze) nicht eindeutig analysiert werden (Baumschwammbäume, Bäume mit Blitzrinnen und aufgesplitterte Stämme).

Das Vorkommen der Sonderstrukturen „weitere Pilzbäume“, „Risse und Spalten“ und „Wurzelteller“ ergeben kein einheitliches Bild. Diese drei Sonderstrukturen können über Probekreisaufnahmen nicht repräsentativ aufgenommen werden. Vor allem die Strukturen „weiteren Pilzbäume“ und „Wurzelteller“ werden für eine verlässliche Datenanalyse über Probekreise zu selten und zufallsbedingt erfasst. Großräumig kommen alle drei Strukturen in den Wirtschaftswäldern zwar relativ stetig, aber seltener als in den r50-Flächen vor.

**Tab. 4.14:** Naturwaldstrukturen, Referenz- und Erwartungswerte sowie Bewertung der Indikatorfunktion für naturnahe Waldwirtschaft.

Die Referenzwerte der Sonderstrukturen wurden aus der großflächigen Sonderstrukturkartierung von Bäumen ab 60 cm BHD hergeleitet. Nur die Werte für die Sonderstrukturen S9, S16 und S17 stammen aus den Probekreisdaten (S9: ab 2 cm BHD, sonst ab 60 cm BHD), da diese Strukturen im Rahmen der flächigen Sonderstrukturkartierung nicht erfasst wurden. Der Naturwald-Referenzwert leitet sich großflächig als Mittelwert von den Daten der *Heiligen Hallen* r2 und dem *Faulen Ort* r3 ab. Bei den Probekreisdaten wurde der Datensatz der *Heiligen Hallen* r2 mit zwei multipliziert und die Werte des *Faulen Ortes* jeweils als Probekreis- und 1-Hektar-Wert berücksichtigt, d.h. Referenzwert =  $(r2 \times 2 + r3 + r3_{ha})/4$ . Für die Naturwaldstrukturen S16 und S17 wurden alle Vorkommen berücksichtigt, die der Definition einer Mulm- bzw. Rindentasche entsprachen. Für den Fall, dass die Strukturen nur an Bäumen ab 60 cm BHD kartiert werden, gelten für S16 und S17 als Referenzwert 13,9 bzw. 11,5 und als Erwartungswert 2,78 bzw. 2,30 Strukturen/ha.

Der Erwartungswert für eine naturnahe Waldwirtschaft beträgt ein Fünftel des Referenzwertes.

Naturwaldstrukturen	Referenzwert	Erwartungswert für naturnahe Wirtschaftswälder	Indikatorfunktion für naturnahe Waldwirtschaft
S1 Zunderschwammbäume	3,2	0,6	hoch
S5 Kronenbrüche	2,6	0,5	hoch
S7 Stammbrüche am lebenden Baum	1,5	0,3	sehr hoch
S8 Ersatzkronenbäume	2,7	0,5	sehr hoch
S9 Blitzrinnen	2,5	0,5	hoch
S12 Höhlenbäume	8,2	1,6	sehr hoch
S13 Höhlenetagen	1,8	0,3	sehr hoch
S14 ausgehöhlte Stämme	6,0	1,2	sehr hoch
S15 Höhlen mit Mulm	5,7	1,1	sehr hoch
S16 Mulmtaschen	24,4	4,9	sehr hoch
S17 Rindentaschen	20,0	4,0	sehr hoch

Krebsbildungen kommen in den unbewirtschafteten Wäldern zwar eindeutig häufiger vor, aber trotzdem wird diese Struktur nicht als empfehlenswerte Schlüsselstruktur vorgeschlagen. Besiedelbar durch Insekten, Pilze, Bakterien usw. werden Krebsbildungen erst, wenn es der Baum nicht mehr schafft, die Krebsbildung vollständig mit Rinde zu überziehen. Da diese Differenzierung bei der Aufnahme nicht berücksichtigt wurde, kann über die Habitatqualität nichts Genaueres ausgesagt werden.

Nur eine Sonderstruktur kommt in den Wirtschaftswäldern genauso häufig wie in den Referenzflächen vor: die Schürfstellen. Sie entstehen unabhängig von der betrachteten Dimension und der Aufnahmemethodik im Wirtschaftswald in ähnlich hoher Dichte wie natürlicherweise in unbewirtschafteten Beständen, wobei aber die Entstehungsprozesse unterschiedlich sind. Im Wirtschaftswald verursacht das Rücken von Stämmen und im unbewirtschafteten Wald das Herunterfallen von Kronenästen bzw. das Umfallen von meist altersschwachen Bäumen die meisten Schürfstellen.

Als Naturwaldstrukturen werden im folgenden Strukturen bezeichnet, die in den langfristig unbewirtschafteten Wäldern entweder generell signifikant häufiger oder an stark dimensionierten Bäumen (ab 60 cm BHD in den Probekreisen oder in der großflächigen Sonderstrukturkartierung) hoch signifikant häufiger vorkommen (Tab. 4.13). Es können somit elf aussagekräftige Naturwaldstrukturen festgelegt werden, von denen vier Strukturen verschiedene Höhlentypen betreffen. Zudem werden verschiedene Kronen-, Stamm- und Rindenstrukturen und mit den Zunderschwammbäumen eine pilzbedingte Struktur als Indikator für naturnahe Waldbewirtschaftung bestimmt (Tab. 4.14).

Die Ableitung der Naturwaldstrukturen stellt somit eine kombinierte Berücksichtigung der quantitativen Unterschiede zwischen Wirtschafts- und r50-Flächen und zugleich der Kartierverlässlichkeit der jeweiligen Sonderstruktur dar (Kap. 4.1.1.4).

### **4.3.3 Gesamtliste der Struktur-Indikatoren für die charakteristische Ausprägung der Buchenwaldbiozönose des Tieflandes**

Im norddeutschen Tiefland kommen keine Buchenurwälder mehr vor. Obwohl die Referenzflächen *Heilige Hallen r2* und *Fauler Ort r3* auf den ersten Blick urwaldartig erscheinen, besitzen sie eine stark anthropogen beeinflusste Geschichte (Anhang I). Die Urwaldstruktur der Tiefland-Buchenwälder ist uns nicht bekannt und Beschreibungen können nur hypothetisch sein. Dennoch ließ sich anhand der beiden vorhandenen Referenzflächen in Kombination mit Daten und vorhandenem Wissen über Buchenurwälder, beispielsweise aus Albanien (TABAKU 2000), Österreich (MAYER 1971), Slowenien (KOŠIR 1970, MLINŠEK 1971), Slowakei (KORPEL 1995), dem Standardüberblickswerk über Urwälder von LEIBUNDGUT (1993) sowie dem Computersimulations-Modell für die Entwicklung von Buchenwäldern „before“ (RADEMACHER & WINTER 2003), bei aller Vorsicht die „urwaldartige“ Bestandesstruktur rekonstruieren.

Aus der Perspektive von Spezialisten (Bodenkundlern, Botanikern, Dendroentomologen, Ornithologen, Mykologen, Hydrologen, Klimatologen usw.) mag es vielleicht gewagt erscheinen, überhaupt Schlüsselstrukturen für die natürliche biologische Vielfalt der Tiefland-Buchenwälder zu definieren, doch ist es für den Naturschutz von immenser Bedeutung, Naturschutzziele für genutzte Wälder anhand von einfach verwendbaren Zielgrößen (Tab. 4.15) zu bestimmen (PLACHTER et al. 2003).

Die darüber hinausgehende Einhaltung von notwendigen Bewirtschaftungsgrundsätzen wie z. B. Erhalt/Sanierung eines naturnahen Wasserhaushalts, Verzicht auf Pestizide und Bodenbearbeitung und Etablierung von Feinerschließungssystemen ist ebenfalls grundlegend für den Erhalt von Tiefland-Buchenwäldern, doch sollten diese Grundsätze bereits selbstverständlicher Bestandteil einer naturnahen Waldwirtschaft sein (MLUR 2004, FLADE et al. 2004). Zu diesen Themen liegen zahlreiche Untersuchungen und Erkenntnisse vor, die bereits in Kriterien- und Indikatoren-Kataloge zur naturnahen Waldbewirtschaftung eingeflossen sind und hier nur kurz genannt werden können: CIFOR (1999), WOODLEY et al. (1999), LARSSON et al. (2001), MROSEK (2002) und WINTER et al. (2004a).

In der folgenden Liste (Tab. 4.15) wird eine Übersicht aller anhand der Ergebnisse vorgeschlagenen Struktur-Indikatoren für naturnahe Tiefland-Buchenwälder (Kap. 3.1) und der

in Kap. 4.3.2 abgeleiteten Naturwald-Sonderstrukturen gegeben. Durch die Ableitung der Indikatoren anhand des Strukturvergleichs von Wirtschafts- und unbewirtschafteten Referenzflächen ist die allgemeine Indikation aller Indikatoren eine strukturelle Naturnähe von Tiefland-Buchenwäldern, d. h. alle Indikatoren sind Zielgrößen für charakteristische Naturwaldstrukturen. Darüber hinaus erfolgt in Tab. 4.15 eine kurze Beschreibung der Indikation für die Ausbildung der naturnahen Biozönose der Tiefland-Buchenwälder. Nach den vorliegenden Gesamtergebnissen kann davon ausgegangen werden, dass mit Erreichen der abgeleiteten Zielgrößen (Tab. 4.15) die Bestände die für die jeweiligen Standortverhältnisse typische Tiefland-Buchenwaldbiozönose ausbilden können.

10 Indikatoren beziehen sich auf Strukturen des lebenden Bestandes und weitere 10 auf das Totholz. Sechs Indikatoren können alternativ am lebenden Baum wie am Totholz vorkommen (Sonderstrukturen siehe Indikatoren 24-29) und nur drei Indikatoren (1, 2 und 22) umfassen den lebenden Bestand und das Totholz gleichzeitig.

Abschließend lässt sich zusammenfassen, dass die Naturschutzfunktion des Waldes bei weiten nicht allein durch eine standortgemäße Baumartenwahl und eine relativ bestandesschonende Bewirtschaftung gewährleistet werden kann. Denn ein standortgemäßer Buchenforst kann sehr jung und großflächig homogen, einschichtig und sonderstrukturarm sein. Damit ist das Buchenwald-Ökosystem nur rudimentär und weit entfernt von der potentiellen natürlichen Strukturvielfalt ausgebildet und vermag die Lebensgemeinschaft nicht zu erhalten.



**Tab. 4.15:** Naturwald-Indikatoren und Indikationen für die natürliche Biodiversität in Tiefland-Buchenwäldern sowie Angaben zum Strukturbereich des Indikators.

Strukturbereich	Naturwald-Indikatoren	Indikationen	
1.	lebende und tote Bestandesstruktur	6 verschiedene Waldentwicklungsphasen/ha	<p>Die Indikation wird weitestgehend anhand der eigenen Ergebnisse (Kap. 3) und des Gesamtprojektes, zu dem auch avi-faunistische, mykologische und weitere entomologische Untersuchungen gehörten, nachgewiesen (HERTEL 2003, KERSTAN 2003, SCHUMACHER 2004, WINTER et al. 2003c, 2004b). Bei den xylobionten Käfern wird darüber hinaus auf verschiedene frühere Arbeiten von MÖLLER (1991, 1993, 1994a, b, 1997, 2000) zurückgegriffen. Nur in seltenen Fällen wird darüber hinausgehende Literatur verwendet. Die Zusammenstellung stellt somit keine umfassende Literaturlauswertung dar.</p> <p>Alle Gefährdungsangaben beziehen sich auf die bundesweiten Roten Listen (RL) (JEDICKE 1999).</p> <p>Das Vorkommen verschiedener Waldentwicklungsphasen (WEP) indiziert eine hohe Vielfalt des Lebensraumangebots (Nischenvielfalt). Die WEP-Vielfalt ermöglicht das Vorkommen von Arten mit unterschiedlichen Habitatansprüchen innerhalb eines Tiefland-Buchenwaldes. So können Zwergschnäpper in dunklen geschlossenen Bereichen (vor allem in der Terminalphase) und Bruten des Mittelspechts vor allem in sonnenexponierteren Bereichen nachgewiesen werden (SCHUMACHER 2004). Für xylobionte Insekten, holzbewohnende Pilze und die Avifauna stellt die Zerfallsphase den wichtigsten Lebensraum dar (KERSTAN 2003, WINTER et al. 2003b, SCHUMACHER 2004). Nach den Alterungsphasen wird die frühe Optimalphase von der Avifauna als Lebensraum präferiert (SCHUMACHER 2004). Die für mesophile Laubwälder charakteristischen Laufkäferarten kommen von der mittleren Optimalphase bis zur Zerfallsphase in zunehmenden Individuendichten vor. <i>Carabus glabratus</i> (Tab. 4.12) kommt relativ häufig vor. Aber auch die ersten Phasen des Regenerationszyklus, die Verjüngungsphasen, fördern im reichstrukturierten Wald nachweisbar, wenn auch im geringeren Maße als die Zerfallsphase, die Insektenfauna (HÖLLING 2000).</p>
2.	lebende und tote Bestandesstruktur	20 Waldentwicklungsphasenpatches /ha	<p>Der kleinräumige Wechsel von Waldentwicklungsphasen ermöglicht ein Lichtmosaik, das z. B. thermophilen Rote-Liste-Arten und teilweise Referenzwaldarten unter den xylobionten Insekten wie die Käfer <i>Synchita separanda</i>, <i>Necydalis major</i>, <i>Pseudathous hirtus</i> und die Faulholzmotte <i>Schiffermuelleria stroemella</i> (RL 0! – aber in allen drei r50-Flächen nachgewiesen) ein Vorkommen neben seltenen, feuchtes Bestandesklima bevorzugende Referenzwaldarten wie der Käfer <i>Atomaria umbrina</i> ermöglicht (WINTER et al. 2003c).</p>
3.	lebende Bestandesstruktur	<p>Vorrat:</p> <p>späte Optimalphase: ~600 m<sup>3</sup>/ha</p> <p>Terminalphase: ~800 m<sup>3</sup>/ha</p> <p>Zerfallsphase: ~450 m<sup>3</sup>/ha</p>	<p>Ein hoher Holzvorrat in den für die Avifauna und xylobionte Insekten besonders wichtigen Waldentwicklungsphasen (siehe Indikator 1) führt zu einem besseren Lebensraumangebot als ein geringerer Holzvorrat in den gleichen Phasen des Wirtschaftswaldes (WINTER et al. 2003b, c, SCHUMACHER 2004).</p> <p>Die Holzgrundfläche korreliert positiv mit der Individuenzahl mesophiler Waldcarabidenarten (Kap. 3.3.4.1, Abb. 3.102).</p>

**Fortsetzung Tab. 4.15:** Naturwald-Indikatoren und Indikationen für die natürliche Biodiversität in Tiefland-Buchenwäldern sowie Angaben zum Strukturbereich des Indikators.

	Strukturbereich	Naturwald-Indikatoren	Indikationen
4.	lebende Bestandesstruktur	600-700 Bäume $\geq 2$ cm BHD/ha mit mindestens 35 Bäumen $\geq 60$ cm BHD/ha und einem oder mehreren Bäumen $\geq 100$ cm BHD/ha	Die Anzahl von Bäumen/ha verweist auf einen Bestand, der weder homogen licht (geringe Baumzahlen) noch durch dichte Verjüngung sehr dunkel (sehr hohe Baumzahlen) ist (Abb. 3.5 bis 3.7). Der Indikator ist eine stark vereinfachte Zielgröße mit einem deutlich geringeren, wenn auch nicht genau bezifferbaren Indikatorwert im Vergleich zu den Indikatoren 1 und 2. Das Vorkommen von Bäumen zwischen 2 und 7 cm BHD korreliert signifikant mit der Anzahl von Brutparasiten diverser Vogelarten wie Rotkehlchen, Mönchsgrasmücke, Zilpzalp und Heckenbraunelle (SCHUMACHER 2004). Ein hoher Anteil von Bäumen starker Dimensionen ermöglicht das Vorkommen von seltenen Insektenarten wie z. B. den FFH-Arten Eremit <i>Osmoderma eremita</i> , dem Hirschkäfer <i>Lucanus cervus</i> und dem Heldbock <i>Cerambyx cerdo</i> (WINTER et al. 2004b) und wirkt sich positiv auf die Häufigkeit von Kleinspecht, Gartenbaumläufer, Kleiber und Star aus. An Bäumen $\geq 100$ cm BHD kann die Rindenwanze <i>Mezira tremulae</i> vorkommen (MÖLLER 1994a). Altbäume mit der ihr eigenen Rindenrauigkeit sind für die Ausbreitung von epiphytischen Moosen und Flechten und auch für die Nahrungssuche des Mittelspechts von hoher Bedeutung (WINTER et al. 2003c, ERNST & HANSTEIN 2001, HERTEL 2003).
5.	lebende Bestandesstruktur	plenterartige Stammzahlverteilung mit einer unter der normalen Plenterkurve liegenden Baumzahl in einem BHD-Bereich zwischen 20 und 60 cm	Die Abweichung von einer plenterartigen Stammzahlverteilungskurve (Baumanzahl in BHD-Klassen) ist eine abstrakte Beschreibung der Wuchsdynamik im naturnahen Buchenwald, so dass es keine von dem Indikatorparameter abhängigen Arten geben kann. Der Indikator beschreibt die horizontale Naturwaldstruktur von Tiefland-Buchenwäldern. Die Zielgröße ist wie der Indikator 4 eine einfache Kenngröße zur Strukturausstattung des naturnahen Buchenwaldes mit dem Vorteil, dass sie anhand von Daten aus z. B. Kontrollstichproben leicht ermittelt werden kann und somit keine über Forstinventuren hinausgehenden Aufnahmen benötigt werden.
6.	lebende Bestandesstruktur	schwache Korrelation zwischen BHD $\geq 60$ cm und der Höhe	Dieser Indikator ist eine einfache strukturelle Beschreibung von Alterungs- und Zerfallserscheinungen im Tiefland-Buchenwald. Zur Indikation siehe Indikator 1, 2 und 7. Eine Angabe eines Korrelationskoeffizienten ist nicht möglich, da die Baumanzahl $\geq 60$ cm BHD in manchen Untersuchungsflächen zu gering ist. Dadurch ist der Indikator vorerst nicht anwendbar.
7.	lebende Bestandesstruktur	mindestens 1,8 vitalitätsschwache Bäume $\geq 80$ cm BHD/ha (Vitalität 3, 4 und 4,5 siehe Methodik Kap. 2.2.3.2.2)	Etwa 500 Käferarten der Roten Liste hängen von stark dimensionierten Altbäumen ab. Diverse Holzpilze benötigen lebende, in irgendeiner Weise mechanisch oder physiologisch geschwächte Stämme zur Etablierung ihres Myzels, wobei die Fruchtkörper zum Teil noch lange am abgestorbenen Substrat weiter wachsen. Beispiele sind der Zunderschwamm <i>Fomes fomentarius</i> , der Igel-Stachelbart <i>Hericium erinaceum</i> , der Goldfell-Schüppling <i>Pholiota aurivella</i> und als überaus seltener Starkholzbewohner der Riesen-Stachelporling <i>Climacodon septentrionalis</i> (MÖLLER 1991). Vitalitätsschwache Laubbäume $\geq 80$ cm BHD stellen den grundlegenden Lebensraum für die FFH-Art <i>Osmoderma eremita</i> und die mit ihr vergesellschafteten, teilweise ebenfalls hochgradig gefährdeten Insektenarten dar (WINTER et al. 2004b).  395 xylobionte Käferarten wurden in den Tiefland-Buchenwäldern nachgewiesen, deren Vorkommen eine mittlere (350 Arten) oder sogar enge Bindung (45 Arten) an vitalitätsschwache Bäume besitzen (WINTER et al. 2003c).

**Fortsetzung Tab. 4.15:** Naturwald-Indikatoren und Indikationen für die natürliche Biodiversität in Tiefland-Buchenwäldern sowie Angaben zum Strukturbereich des Indikators.

	Strukturbereich	Naturwald-Indikatoren	Indikationen
8.	lebende Bestandesstruktur	mindestens 1,8 (Probekreis-) bzw. 4,0 (Hektaraufnahmen) stark besonnte, stehende Bäume mit $\geq 40$ cm BHD (Lichtklasse 1 siehe Methodik Kap. 2.2.3.2.2)	Der Bestand entwickelt eine hohe Kronendachrauigkeit durch die exponierten und teilweise großkronigen Altbäume. See- und vor allem Fischadler, Schwarzstorch und Schreiadler finden hier ihre Horstbäume, die auch den benötigten freien Anflug an den Horst gewährleisten. Fledermäuse profitieren bei der Nahrungssuche von der mikroklimatischen Thermik um sonnenexponierte Bäume herum (MESCHÉDE & HELLER 2000). 172 überwiegend in den naturnahen unbewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern gefundene Käferarten kommen nur in lichten, sonnenexponierten Waldbereichen vor (WINTER et al. 2003c). Wenige Einzelarten siehe Indikator 2.
9.	tote Bestandesstruktur	$\geq 140$ m <sup>3</sup> Totholz/ha (Messgrenzen siehe Kap. 2.2.3.3)	Mind. 1.600 Pilze, 1.300 holzbewohnende Käferarten (Kap. 3.1.3.1.1, Abb. 3.23), gefährdete Moosarten (Kap. 3.2.3.1.3), Flechten (ERNST & HANSTEIN 2001) und manche Carabiden (Kap. 3.3.4.2, Tab. 3.54) können nur bei einer ausreichenden Ausstattung mit Totholz vorkommen. Bei hohen Totholz mengen können extrem gefährdete Käferarten im Tiefland-Buchenwald nachgewiesen werden, so z. B. die vom Aussterben bedrohten Arten <i>Corticus bicoloroides</i> , <i>Euplectus kirbyi</i> , <i>Euthiconus conicicollis</i> , <i>Latridius consimilis</i> , <i>Pycnomerus terebrans</i> (WINTER et al. 2003c).
10.	tote Bestandesstruktur	20-40 % Totholzvorrat am lebenden Vorrat bzw. 20-30 % Totholz vorrat am Gesamtvorrat	Der Indikator ist eine zu Indikator 9 alternative Beschreibung hoher Totholz vorkommen in naturnahen Tiefland-Buchenwäldern. Zur Bedeutung siehe Indikator 9.
11.	tote Bestandesstruktur	Verhältnis von 1:3 bis 1:1,5 für stehendes zu liegendem Totholz volumen	Stehendes und liegendes Totholz sind deutlich von einander abweichende Lebensräume. An Hochstubben wie auch an stehend abgestorbenen Bäumen bildet sich ein vertikaler Gradient des Mikroklimas aus, der eine ausgeprägte Kompartimentierung des Holzkörpers in Einzellebensräume zur Folge hat. So ergeben sich im Vergleich zum liegenden Holz erheblich breitere Einnischungs- bzw. Spezialisierungsmöglichkeiten. Da höhergelegene Stammteile sowohl räumlich als auch mikroklimatisch vom Lebensraum Boden weitgehend abgeschlossen sind, bilden sie eigenständige Habitate mit entsprechend angepassten Artenspektren. Sie behalten die spezifischen Eigenschaften des Substrates (z.B. Mulmkörper oder verpilzte Innenwände der Höhlen) lebender Stämme bei, weil keine Durchmischung mit den recht einheitlichen Produkten der Streumineralisation erfolgt. Der vertikale Temperatur- und Feuchtigkeitsgradient wird begleitet von einem horizontal im Stamm ausgebildeten Wechsel der Holzbeschaffenheit: Das härtere Außenholz ist oft trocken und schützt einen darunterliegenden, oft faserig-weichen Bereich mit konstanterem Wassergehalt. Hohe Stammdurchmesser fördern und erweitern die erwähnten Differenzierungen noch (MÖLLER 1991, 1994b, 2000).
12.	tote Bestandesstruktur	20-40 stehende Totholzstämme/ha und 110-160 liegende Tothölzer/ha (Dimensionsgrenzen siehe Kap. 2.2.3.3)	Hohe Anzahlen stehender Tothölzer sind für die Ausprägung der Biozönose von entscheidender Bedeutung (siehe Indikator 11). Der im norddeutschen Tiefland zur Zeit ausgestorbene Weißrückenspecht <i>Dendrocopos leucotos</i> , der als Indikatorart für großräumig sehr naturnah bewirtschaftete, sehr totholzreiche Buchenwälder gilt (FRANK 2002), benötigt sehr viel stehendes Totholz möglichst mit noch anhaftender Rinde, um unter der Rinde im Splintholz nach den Larven des Kammfühler-Pochkäfers <i>Ptelinus pecticornis</i> (mdl. MÖLLER) zu suchen.

**Fortsetzung Tab. 4.15:** Naturwald-Indikatoren und Indikationen für die natürliche Biodiversität in Tiefland-Buchenwäldern sowie Angaben zum Strukturbereich des Indikators.

	Strukturbereich	Naturwald-Indikatoren	Indikationen
13.	tote Bestandesstruktur	≥30 m³ Totholz/ha in der Optimalphase	Dieser Indikator gibt die minimale Totholzausstattung in einer Waldentwicklungsphase naturnaher Tiefland-Buchenwälder an. Die Zielgröße soll dem Bewirtschafter verdeutlichen, dass eine naturnahe Totholzausstattung sich nicht allein über Zerfallsphasen, sondern auch in den Optimalphasen entwickelt. In allen anderen Phasen kommt natürlicherweise bedeutend mehr Totholz vor. Der Indikator verweist somit auf die unter Indikator 9 kurz skizzierte Artenausstattung.
14.	tote Bestandesstruktur	durchschnittlich ≥30 m³ stehendes Totholz/ha mit ≥80 cm BHD	Die Anzahl von xylobionten, spezialisierten und gefährdeten Käfer- und andere Insektenarten steigt mit zunehmender Durchmesserdimension des Totholzes (SCHMITT 1992). Die bereits unter Indikator 4 genannten Arten <i>Osmoderma eremita</i> , <i>Lucanus cervus</i> , <i>Cerambyx cerdo</i> und <i>Mezira tremulae</i> können nicht nur in und an „dicken“ Bäumen, sondern auch an stark dimensioniertem Totholz vorkommen (MÖLLER 1994a). Der Schimmelkäfer <i>Cryptophagus fuscicor</i> benötigt ausschließlich Totholz großer Dimensionen.
15.	tote Bestandesstruktur	>50 % des stehenden und liegenden Totholz-volumens befindet sich in Stämmen ≥10 m Länge	130 Käferarten mit einer engen und 195 mit einer mittleren Bindung an stehende meterhohe Hochstubben konnten im Tiefland-Buchenwald nachgewiesen werden, wobei das stark dimensionierte meterlange/-hohe Totholz die seltensten Käfer beherbergen. Der Schiefe Schillerporling <i>Ionotus obliquus</i> ist nur ein Beispiel einer Pilzbesiedlung, die zwar am lebenden, anbrüchigen Baum beginnt, aber nur vollendet werden kann, wenn das befallene, stehende Totholz zusammenhängend erhalten bleibt. An ihm kommt die in Deutschland vom Aussterben bedrohte Käferart <i>Eledonoprius armatus</i> (RL 1) vor, die in größerer Anzahl in den <i>Heiligen Hallen r2</i> und im <i>Faulen Ort r3</i> nachgewiesen werden konnte (WINTER et al. 2003c). Zur mikroklimatischen Differenzierung von stehenden Tothölzern siehe Indikator 11.
16.	tote Bestandesstruktur	>90 % des Totholzes besitzt mindestens zwei Totholznachbarn (Definition siehe Kap. 2.2.3.3)	Räumliche Nähe von Totholz ist für alle Tiere, die nur eine geringe Ausbreitungsfähigkeit besitzen, von großer Bedeutung. In unbewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern wurden 14 flugunfähige Laufkäferarten mit signifikant höheren Individuenzahlen nachgewiesen. Die Erreichbarkeit von Totholz in „Laufentfernung“ gehört z. B. für <i>Carabus glabratus</i> , <i>C. hortensis</i> und <i>Cychrus caraboides</i> zur grundlegenden Lebensraumausstattung (Kap. 3.3.2.3.1 und Kap. 3.3.4.2). Als weiteres Beispiel soll der schon mehrfach genannte Käfer <i>Osmoderma eremita</i> dienen: Er kann nur 50-100 m (max. 300 m) fliegen, um einen neuen Brutbaum mit Großhöhle für die Etablierung einer neuen Eremitenpopulation zu finden (HEDIN 2003). Weiter auseinander stehende großvolumige Höhlenbäume können nicht besiedelt werden.
17.	tote Bestandesstruktur	vollständiges Lichtmosaik von stark besonnt bis dunkel	siehe Waldentwicklungsphasen Punkt 1 und 2; eine Quantifizierung ist nicht möglich.
18.	tote Bestandesstruktur	>30 % des Totholzes (Anzahl) ist stark zersetzt (Zersetzungsgrad mindest. 4) und mindest. 5 Zersetzungsgrade kommen vor (Definition der Zersetzungsgrade Kap. 2.2.3.3, Tab. 2.13)	Die einzelnen Phasen der Zersetzung haben jeweils charakteristische Artenspektren (Kap. 3.1.3.6). DERKSEN (1941), SCHIMITSCHEK (1953) und ANDERSSON (1997) haben die Bedeutung der Zersetzungssukzession für die Ausbildung der xylobionten Gemeinschaft an Buchen beschrieben. Rote-Liste-Arten wie der Käfer <i>Caenoscelis sibirica</i> (RL 2) können liegendes, rindenloses, stark weißfau verpilztes und weitgehend zersetztes Totholz nutzen (WINTER et al. 2003c).

**Fortsetzung Tab. 4.15:** Naturwald-Indikatoren und Indikationen für die natürliche Biodiversität in Tiefland-Buchenwäldern sowie Angaben zum Strukturbereich des Indikators.

	Strukturbereich	Naturwald-Indikatoren	Indikationen
19.	Sonderstruktur an lebenden Bäumen	3,2 Zunderschwamm-bäume ≥60 cm BHD/ha	Eine Großzahl von Insekten, vor allem Käfer (Dresdner Schwammkäufer <i>Dorcatoma dresdensis</i> , Balkenschrüter <i>Dorcus parallelipedus</i> , Kopfhornschröter <i>Sinodendron cylindricum</i> , <i>Latridius consimilis</i> , <i>Thoracophorus corticinus</i> und auch der Werftkäfer <i>Hylecoetus dermestoides</i> ) nutzen die Pilzfruchtkörper des Zunderschwamms als Nahrung oder sind in ihrem Fortpflanzungszyklus sogar auf sie spezialisiert (Eiablageplatz, Larvenentwicklung im Fruchtkörper). Darüber hinaus kommen während der Sporulationsphase des Zunderschwamms in den Abend- und Nachtstunden Ansammlungen von Nahrungsgästen vor, die sich nicht in bzw. an den betreffenden Fruchtkörpern entwickeln.
20.	Sonderstruktur an lebenden Bäumen	2,6 Bäume ≥60 cm BHD mit ≥50 % Kronenbruch/ha	Anbrüchige Bäume sind die notwendige Vorstufe eines Alterungsprozesses, der zur Bildung von Großhöhlen führen kann. Auslöser der Strukturentwicklung sind Alterungserscheinungen, die durch Blitzschlag, Wind-, Schnee- und Eisbruch, den Bruthöhlenbau des Schwarzspechtes (WEISS 1990), Trockenschäden oder mechanische Verletzungen der schützenden Borke während der forstlichen Holznutzung ausgelöst werden. Der Schwarzspecht spielt als Begründer von Lebensräumen eine wichtige Rolle, indem er die Borke als chemischen und mechanischen Schutz des lebenden Baumes durchbricht und Eintrittspforten für eine Vielzahl Pilze und Insekten schafft. Die Erklärung für den Artenreichtum liegt in der Evolutionsgeschichte: Im Laufe der seit über 300 Millionen Jahren andauernden Entwicklung der Waldökosysteme haben sich für jedes nur denkbare der anfallenden Holzsubstrate eigene Zuständigkeiten und Arbeitsteilungen bezüglich der Remineralisationsprozesse herausgebildet (MÖLLER 1991, 1994a).
21.	Sonderstruktur an lebenden Bäumen	1,5 lebende Bäume ≥60 cm BHD mit Stammbruch/ha	Strukturabhängige Indikatorarten für naturnahe Tiefland-Buchenwälder sind: an Kronenbruch: Berliner Eckflügel-Prachtkäfer <i>Dicerca berlinensis</i> , (RL 2), Kammschnake <i>Dictenidia bimaculata</i> , Käfer <i>Dienerella elongata</i> ; an Stammbrüchen am lebenden Baum und an Ersatzkronenbäume: <i>Rhamnusium bicolor</i> (RL 2), <i>Scydmorephes minutus</i> (RL 2), Rindenwanze <i>Mezira tremulae</i> (RL 1)
22.	Sonderstruktur an lebendem Bäumen mit hohem Totholzanteil (siehe Kap. 2.2.3.4)	2,7 Ersatzkronenbäume ≥60 cm BHD/ha	in Höhlenbäumen: die Käfer <i>Tenebrio opacus</i> (RL 2), <i>Atomaria morio</i> (RL 3), <i>Cryptophagus fuscicornis</i> (RL 2), sowie unter den Vögeln Schellente (RL 3), Hohлтаube und Waldkauz
23.	Sonderstruktur an lebenden Bäumen	2,5 Blitzrinnen an Bäumen ab 2 cm BHD	
24.	Sonderstruktur an lebenden Bäumen und Totholzstämmen	8,2 Specht- und/oder Asthöhlenbäume ≥60 cm BHD/ha	
25.	Sonderstruktur an lebenden Bäumen und Totholzstämmen	1,8 Bäume mit Höhlenetagen ≥60 cm BHD/ha	Durch Pilzbesiedlung und die Nagetätigkeit von Insektenlarven erfolgt eine Volumenerweiterung der Specht- und Asthöhlen bis zum Ineinanderfließen der vormals getrennten Kammern. Typische Rote-Liste-Arten dieser Strukturen sind der Schnellkäfer <i>Megapenthes lugens</i> (RL 1), der Scheinbockkäfer <i>Ischnomera sanguinicollis</i> (RL 3), der Marmorierte Goldkäfer <i>Protaetia lububris</i> , der Große Goldkäfer <i>Protaetia aeruginosa</i> , der Beulenkopfböck <i>Rhamnusium bicolor</i> (RL 2), der Rotflügelige Halsböck <i>Corymbia erythroptera</i> , die Wespenböcke <i>Necydalis major</i> (RL 1) und <i>Necydalis ulmi</i> , der Mulmpflanzenkäfer <i>Mycetochara axillaris</i> , die Pilzkäfer <i>Symbiotes latus</i> und <i>Symbiotes gibberosus</i> , der Schwammkäfer <i>Mycetophagus populi</i> , der Kurzflügelkäfer <i>Quedius truncicola</i> , der Holzrüsselkäfer <i>Rhyncolus reflexus</i> . Als Höhlenbildner sind auch die Großkolonien einiger Holzameisenarten tätig, da sie durch ihre Nagetätigkeit neue Hohlraumssysteme schaffen (wie einige Rossameisenarten der Gattung <i>Camponotus</i> , die Glänzendschwarze Holzameise <i>Lasius fuliginosus</i> ) oder bestehende stark erweitern (oft die Kleine Braune Holzameise <i>Lasius brunneus</i> ) (MÖLLER 1991).

**Fortsetzung Tab. 4.15:** Naturwald-Indikatoren und Indikationen für die natürliche Biodiversität in Tiefland-Buchenwäldern sowie Angaben zum Strukturbereich des Indikators.

	Strukturbereich	Naturwald-Indikatoren	Indikationen
26.	Sonderstruktur an lebenden Bäumen und Totholzstämmen	6,0 Mulm-Höhlenbäume $\geq 60$ cm BHD/ha	<p>In Großhöhlen mit ausgedehntem Mulmkörper und dreidimensional zerklüfteten Innenwänden erreichen <i>Osmoderma eremita</i> (RL 2) und der Feuerschmied <i>Elater ferrugineus</i> (RL 2; der mit bis 2,4 cm Länge zweitgrößte Schnellkäfer Mitteleuropas) hohe Individuenzahlen. In Berlin-Brandenburg wurden insgesamt 230 Käferarten in Höhlen nachgewiesen (SCHAFFRATH 2003), wobei den Mulmkäfern (xylodetriticole Arten) eine besonders hohe indikative Bedeutung als „Charakterarten der Zerfallsphase des Naturwaldes“ zugeschrieben wird (KÖHLER 1996).</p> <p>Die Holzameise <i>Lasius brunneus</i> ist oft in starken Kolonien und mit seltenen Gastarten wie dem Rippen-Kurzflügler <i>Thoracophorus corticinus</i> in Mulm-Höhlenbäumen vertreten. Erreicht der Höhlenboden in dem nach wie vor lebenden kaminartig ausgehöhlten Buchenstamm den Stammfuß, wird durch den Kontakt mit dem feuchten Erdboden die Umsatzgeschwindigkeit des Mulmkörpers erheblich gesteigert. Dadurch ergibt sich eine weitere, für den Fortbestand eigens angepasster Spezialisten entscheidende Phase der Höhlenentwicklung. Die trockeneren Bereiche werden von Mäusen genutzt. Das Nistmaterial, die organischen Reste in Form von Hautschuppen und die Überbleibsel von Nahrungsvorräten wie Eicheln oder Bucheckern führen zur Entfaltung einer eigenständigen Gesellschaft typischer Nestbewohner. Es ergeben sich Überschneidungen mit den Charakterarten von Erdnestern wie z.B. des Maulwurfs, der seinen Bau zum Schutz vor Fressfeinden gerne im Wurzelraum der Stämme anlegt. Ein Teil des Mulmkörpers wird von der Bodenfeuchte und durch im Inneren des Stammes herablaufende Flüssigkeit mehr oder weniger stark durchnässt. Hier kommen z. B. der Bluthals-Schnellkäfers <i>Ischnodes sanguinicollis</i> (RL 1) und die seltene Schwebfliege <i>Xylota lenta</i> vor. Durch die Wühltätigkeit der Kleinsäuger wird ein Teil des Mulms mit Erdreich überdeckt bzw. durchmischt, so dass die FFH-Art Veilchenblauer Wurzelhals-Schnellkäfer <i>Limoniscus violaceus</i> (RL 1), die von MÖLLER (2000) als „Charakterart der urwaldartigen Buchenwälder“ beschrieben wurde, vorkommen kann (Nachweis in <i>Fauler Ort r3</i>).</p> <p>Weitere Indikatorarten für naturnahe Tiefland-Buchenwälder, die von Großhöhlen mit großvolumigen Mulmkörper abhängig sind, sind unter anderem <i>Aeletes atomarius</i> (RL 1), <i>Tenebrio opacus</i> RL 2, <i>Brachygonus megerlei</i> RL 2, <i>Nossidium pilosellum</i> (RL 3), <i>Ptenidium gressneri</i> (RL 3), <i>Quedius microps</i> (RL 3), <i>Elater ferrugineus</i> (RL 2) (WINTER et al. 2003c).</p>
27.	Sonderstruktur an lebenden Bäumen und Totholzstämmen	5,7 mulmlose Höhlenbäume $\geq 60$ cm BHD/ha	<p>Viele Höhlenbrüter wie Schellente, Hohltaube, Waldkauz und Fledermäuse (z. B. Abendsegler <i>Nyctalus noctula</i>) nutzen nicht nur Schwarz- und Grünspechthöhlen, sondern ebenso größere Hohlräume. Der Mattschwarze Schnellkäfer <i>Megapenthes lugens</i> (RL 1) lebt ebenfalls in mulmlosen Höhlen und verfolgt an deren Innenwänden die Larven von Rüsselkäfern. Aber auch Hornissen nisten überwiegend in Baumhöhlen. Sie werden dort von Insektenarten begleitet, die teilweise eng an sie gebunden sind. Beispiele sind der Hornissenkäfer <i>Velleius dilatatus</i> und der Hornissen-Schimmelkäfer <i>Cryptophagus micaceus</i>. In den Waben leben z. B. die Junglarven von Schwebfliegen der Gattung <i>Volucella</i>. Im Detritushaufen unter der Nestkuppel am Grunde der Stammhöhle bildet sich eine artenreiche Lebensgemeinschaft aus saprophagen, räuberischen und parasitischen Insekten aus.</p>

**Fortsetzung Tab. 4.15:** Naturwald-Indikatoren und Indikationen für die natürliche Biodiversität in Tiefland-Buchenwäldern sowie Angaben zum Strukturbereich des Indikators.

	<b>Strukturbereich</b>	<b>Naturwald-Indikatoren</b>	<b>Indikationen</b>
28.	Sonderstruktur an lebenden Bäumen und Totholzstämmen	24,4 Mulmtaschen/ha (ohne BHD-Untergrenze)	Zahllose Insektenarten suchen Holz- und Rindenspalten als Überwinterungsquartiere auf. Hornissen-, Wespen- und Hummelköniginnen kommen teilweise in Mulmtaschen hinter Rinden vor. Manche Großlaufkäfer wie der Wald-Goldlaufkäfer <i>Carabus auronitens</i> arbeiten sich im Herbst entweder in liegende Stämme oder Stubben ein oder überwintern in vorgefertigten Wiegen unter gelockerten Borke.
29.	Sonderstruktur an lebenden Bäumen und Totholzstämmen	20 Rindentaschen/ha (ohne BHD-Untergrenze)	Mulmtaschen werden darüber hinaus z. B. von Pilzkäfern <i>Dermestidae</i> , Diebskäfern <i>Prinidae</i> , dem seltenen Speckkäfer <i>Dermestes erichsoni</i> , von Mulmpflanzenkäfern <i>Alleculidae</i> , Arten der Stutzkäfer <i>Histeridae</i> , der Kammschnake <i>Dictenidia bimaculata</i> und der Schwebfliege <i>Xylota lenta</i> besiedelt.  In Rindentaschen kommen z. B. Baumläufer <i>Certhia spec.</i> , Fledermausarten (u. a. Mopsfledermaus <i>Barbastella barbastellus</i> ) und der Käfer <i>Synchita separanda</i> (RL 0, jedoch Nachweise größerer Vorkommen in zwei r50-Flächen und Einzelfunde in zwei w-Flächen) vor.

### 4.3.4 Naturnähebewertung von bewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern

Natürlich kann der Wirtschaftswald kein Abbild der unbewirtschafteten Referenzwälder sein. Eine Strukturveränderung durch die forstliche Nutzung ist unvermeidbar. Für bewirtschaftete Tiefland-Buchenwäldern werden die in Tab. 4.16 angegebenen Zielgrößen für „naturnah bewirtschaftete Tiefland-Buchenwälder“ vorgeschlagen:

**Tab. 4.16:** Vorschlag für Erwartungswerte in naturnah bewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern.

Für die in Tab. 4.15 definierten Naturwald-Indikatoren 10 und 11 konnte kein sinnvoller Vorschlag für einen Erwartungswert entwickelt werden. Erwartungswerte für Naturwald-Indikatoren 19-29 siehe Tab. 4.14.

Indikator-Nr.	Vorschlag für Erwartungswerte in naturnah bewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern	Herleitung, Begründung und/oder Bemerkung
1.	5 verschiedene Waldentwicklungsphasen/ha	siehe Ergebnis <i>Schwarzes Loch w10</i> , Kap. 3.1.1.2, Abb. 3.1 und 3.2 links
2.	10 Waldentwicklungsphasenpatches/ha	siehe Ergebnis <i>Schwarzes Loch w10</i> , Kap. 3.1.1.2, Abb. 3.2 rechts
3.	Vorrat: späte Optimalphase: ~500 m <sup>3</sup> /ha, Terminalphase: ~650 m <sup>3</sup> /ha, Zerfallsphase: ~300 m <sup>3</sup> /ha	unsichere Ableitung der Werte nach den Ergebnissen Kap. 3.1.2.1, Abb. 3.3 rechts
4.	mindestens 20 Bäume ≥60 cm BHD/ha und zwei Bäume ≥100 cm BHD/10 ha	Vorschlag anhand der Ergebnisse in Kap. 3.1.2.2, Abb. 3.4 abgeleitet
5.	eine fast plenterartige Stammzahlverteilung	genauere Beschreibung anhand der Ergebnisse in Kap. 3.1.2.2 und vor allem Kap. 3.1.2.3.2 nicht möglich
6.	Schwächere Korrelation zwischen BHD ≥60 cm und der Höhe	genauere Beschreibung anhand der Ergebnisse Kap. 3.1.2.4 nicht möglich
7.	mindestens 0,6 vitalitätsschwache Bäume ≥80 cm BHD/ha	Definition der Vitalität 3, 4 und 4,5 siehe Methodik Kap. 2.2.3.2.2, es wird mindestens ein Drittel der Ausstattung der r50-Flächen als naturnah angenommen, da vitalitätsschwache Bäume eine immense Bedeutung für die Ausbildung der Biozönose besitzen
8.	mindestens 0,6 stark besonnte, stehende und lebende Bäume mit ≥40 cm BHD	mindestens 0,6 stark besonnte, stehende und lebende Bäume mit ≥40 cm BHD (Lichtklasse 1, siehe Methodik Kap. 2.2.3.2.2, es wird mindestens ein Drittel der Ausstattung der r50-Flächen als naturnah angenommen, da auch stark besonnte Bäume eine außerordentliche Bedeutung für die Ausbildung der Biozönose besitzen)
9.	≥30 m <sup>3</sup> Totholz/ha	Messgrenzen siehe Kap. 2.2.3.3, siehe Ergebnis <i>Schwarzes Loch w10</i> , Kap. 3.1.3.1.1, Tab. 3.9
10.	20-40 % Totholzvorrat am lebenden Vorrat bzw. 20-30 % Totholzvorrat am Gesamtvorrat	keine Veränderung zum Referenzwert in Tab. 4.15, siehe Ergebnisse Kap. 3.1.3.1.1, Tab. 3.9
11.	Verhältnis von 1:3 bis 1:1,5 für stehendes zu liegendem Totholzvolumen	keine Veränderung zum Referenzwert in Tab. 4.15, Ergebnisse siehe Kap. 3.1.3.1.3 und Anhang II
12.	8 stehende Totholzobjekte/ha und mind. 25 liegende Totholzobjekte/ha	Messgrenzen siehe Kap. 2.2.3.3, Herleitung siehe Ergebnis <i>Schwarzes Loch w10</i> , Kap. 3.1.3.1.3, Tab. 3.13, diese Angaben sind nur bei einer dauerwaldartigen Bestandesstruktur, nicht aber in jungen, homogenen Beständen aussagekräftig
13.	≥15 m <sup>3</sup> Totholz/ha in der Optimalphase	= 50 % des r50-Wertes, Herleitung siehe Ergebnisse in Kap. 3.1.3.2 und Abb. 3.28, oben



Indikator-Nr.	Vorschlag für Erwartungswerte in naturnah bewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern	Herleitung, Begründung und/oder Bemerkung
14.	durchschnittlich $\geq 6 \text{ m}^3$ stehendes Totholz/ha mit $\geq 80 \text{ cm}$ BHD	ein Fünftel des Referenzwertes in Tab. 4.15, Herleitung siehe Ergebnisse Kap. 3.1.3.3.1, Tab. 3.15; aufgrund der großen Bedeutung von stark dimensioniertem Totholz sollte die untere Grenze möglichst weit überschritten werden
15.	$>25 \%$ des Totholzvolumens befindet sich in Stämmen $\geq 10 \text{ m}$ Länge	50 % des Referenzwertes in Tab. 4.15, da zusammenhängendes Totholz über den Erhalt von Altholzbäumen und Totholzanwärtern im Wirtschaftswald leicht zu erhalten ist
16.	$>90 \%$ des Totholzes besitzt einen Totholznachbarn (Definition siehe Kap. 2.2.3.3; nur einen statt zwei oder mehr Totholznachbarn = „~50 %“ des Referenzwertes in Tab. 4.15)	Definition siehe Kap. 2.2.3.3; nur einen statt zwei oder mehr Totholznachbarn = „~50 %“ des Referenzwertes in Tab. 4.15
17.	vollständiges Lichtmosaik von stark besonnt bis dunkel	Quantifizierung nicht möglich siehe Kap. 3.1.3.5.1
18.	$>30 \%$ der Totholzobjekte ist stark zersetzt (Zersetzungsgrad mindestens 4) und mindestens 5 Zersetzungsgrade kommen vor	Definition der Zersetzungsgrade Kap. 2.2.3.3, Tab. 2.13, keine Veränderung zum Referenzwert in Tab. 4.15

Die Analyse der Wirtschaftswälder anhand der strukturellen Zielvorgaben in Tab. 4.16 ergibt, dass die Strukturausstattung von 10 Wirtschaftsflächen bei Anwendung des Bewertungsvorschlages in Tab. 4.18 als „sehr schlecht“ einklassifiziert werden muss, da sie maximal fünf der 29 Erwartungswerte erreichen (Tab. 4.17, Tab. 4.18). Die beiden seit mehreren Jahren unbewirtschafteten und ungeräumten Großschirmschläge erreichen sechs und sieben Erwartungswerte. Damit erreichen sie zwar auch nur eine schlechte Strukturausstattung, doch konnten sie hinsichtlich des Lichtmosaiks, verschiedenen Totholz- und Sonderstrukturen eine über den anderen Wirtschaftsflächen liegende Strukturausstattung ausbilden. Die seit einem Jahrzehnt naturnah bewirtschaftete Fläche *Schwarzes Loch w10* erfüllt zwölf Mal den Erwartungswert für eine naturnahe Waldbewirtschaftung und erreicht damit bereits eine mittlere Strukturausstattung.

Trotz potenziell guter Bewertung eines Wirtschaftswaldes sollte stets bewusst sein, dass alte Waldstandorte mit ihrer individuellen Ausprägung und spezifischen Lebewelt nicht „neu erzeugt“ werden können (ZACHARIAS 1994). Dies sollte besonders auf laubwaldbestockten alten Waldstandorten berücksichtigt werden, die 14 % der Waldstandorte des Tieflandes einnehmen (GLASER & HAUKE 2004). Zudem können anhand eines einzelnen Bestandes manche für die Biozönose ebenfalls wichtige Problemfelder wie die Reduzierung und Fragmentierung der Tiefland-Buchenwälder nicht berücksichtigt werden (Kap. 1.2). Auch der Arbeitskreis Forstliche Landespflege (AkFL 1998) hat darauf hingewiesen, dass unter den in den Naturschutzgesetzen der Länder Berlin und Brandenburg genannten regional seltenen und geschützten Wäldern alle Buchenwälder auf mäßig trockenen bis frischen Standorten unterschiedlicher Nährstoffausprägung in wintermilden, luftfeuchten Klimabereichen zu verstehen sind. Dies umschreibt fast die gesamte dortige Verbreitung der Tiefland-Buchenwälder. Wenn bedacht wird, dass die verbliebenen Tiefland-Buchenwälder nur im Promillebereich (SPERBER zitiert in WINTER et al. 2003c) unbewirtschaftet und naturnah sind, wird deutlich, dass die generelle Einführung von Indikatoren, die die Naturnähe dieser Wälder und eine nachhaltige Bereitstellung von lebensraumtypischen Strukturen ermöglichen, notwendig ist, um die forstliche Bewirtschaftung und Holznutzung so naturnah wie möglich gestalten zu können, und um die charakteristische Biozönose der Tiefland-Buchenwäldern nicht nur relikitär zu erhalten.

**Tab. 4.17:** Anwendung der Bewertungsklassifikation in den bewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern. Die Nummerierung in Spalte 1 folgt der Indikatorliste in Tab. 4.15.

Naturwaldindikator Nummerierung nach Tab. 4.15	Wirtschaftswälder												
	w1	w2	w3	w4	w5	w6	w7	w8	w9	w10	w11	w12	w13
1. Waldentwicklungsphasen										X			
2. Waldentwicklungsphasenpatches										X			
3. Vorrat in Waldentwicklungsphasen													
4. Bäume ≥60 und 100 cm BHD							X	X					
5. plenterartige Stammzahlverteilung												X	
6. Korrelation von BHD und Höhe													(X)
7. vitalitätsschwache Bäume ≥80 cm BHD													
8. stark besonnte Bäume ≥40 cm BHD				X	X	X				X			
9. Totholzmenge										X			
10. Totholzanteil am (Gesamt-)Vorrat				X									
11. Verhältnis stehendes zu liegendem Totholz			X	X		X	X	X	X				X
12. stehende/liegende Totholzobjekte										X			
13. Totholz in der Optimalphase													
14. stehendes Totholz ≥80 cm BHD													
15. Totholzvolumen in langen Stämmen		X	X	X		X	X	X		X		X	
16. Totholznachbarn													
17. Lichtmosaik													
18. Totholzzersetzung	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
19. S1 Zunderschwammbäume									X		X		
20. S5 Kronenbrüche									X	X	X		
21. S7 Stammbrüche		X											
22. S8 Ersatzkronenbäume													
23. S9 Blitzzinnen					X								
24. S12 Höhlenbäume						X		X	X	X		X	
25. S13 Höhlenetagen										X			
26. S14 ausgehöhlte Stämme													
27. S15 Höhlen mit Mulm						X				X			
28. S16 Mulmtaschen					X								
29. S17 Rindentaschen				X	X	X				X			X
<b>Erfüllte Erwartungswerte</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>6</b>	<b>5</b>	<b>7</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>12</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>4</b>

**Tab. 4.18:** Bewertungsklassifikation für die Ausstattung mit Naturwaldstrukturen in Wirtschaftswäldern.

\*Die verbale Beschreibung basiert auf der Darstellung des Arbeitskreises für Forstliche Landespflege (AkFL1996).

Anzahl der erfüllten Erwartungswerte der Indikatoren	Bewertung der Strukturausstattung
0-5	sehr schlecht – sehr geringe Vielfalt*
6-10	schlecht – geringe Vielfalt
11-15	mittel – mittlere Vielfalt
16-20	gut – hohe Vielfalt
ab 21	sehr gut – sehr hohe Vielfalt

## 5. Zusammenfassung

Der Schutz des Lebensraumes „Buchenwald“ ist in den letzten Jahren immer stärker in das Blickfeld der Waldforschung und des Naturschutzes gerückt, sind Buchenwälder doch die am großflächigsten auftretende natürliche Vegetationsform Deutschlands und trotz ihres immer noch relativ häufigen Auftretens ein nach der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU besonders zu schützender Biotoptyp. Eine möglichst hohe Naturnähe ist auch in bewirtschafteten Wäldern notwendig, um die typischen Lebensgemeinschaften naturnaher Wälder langfristig zu erhalten oder wiederherstellen zu können. Mit der in Rio de Janeiro 1992 verabschiedeten UN-Konvention zum Schutz der globalen biologischen Vielfalt (CBD) hat sich auch Deutschland zu dem Ziel bekannt, seinen Beitrag zum Erhalt der biologischen Vielfalt zu leisten; hier spielen die Buchenwälder eine wichtige Rolle. Die verbreitete Abkehr vom schlagweisen Hochwald hin zu einer naturnäheren Forstwirtschaft in Deutschland kommt dieser Zielsetzung entgegen. Doch mangelt es weiterhin an praktikablen und verifizierten Kriterien und Indikatoren, wie in unseren Wirtschaftswäldern die nutzungsbedingte Abweichung vom Naturzustand ermittelt werden kann. Welchen Einfluss hat die forstliche Bewirtschaftung auf Ausprägung und Vollständigkeit von Waldlebensgemeinschaften?

Die potenziell im westlichen Europa weit verbreiteten Tiefland-Buchenwälder mit *Fagus sylvatica* haben heute im norddeutschen Tiefland ihre größten Vorkommen, die allerdings kleinräumig fragmentiert, oft räumlich isoliert und bis auf wenige Naturwaldreservate forstlich überprägt sind. Etwa ein Drittel des verbliebenen Weltbestandes kommt im norddeutschen Tiefland vor, so dass eine besondere Verpflichtung besteht, eine ausreichende Habitatqualität für den Erhalt der Lebensgemeinschaft dieser Wälder zu gewährleisten.

In mindestens 100 Jahre alten und (möglichst) etwa 40 ha großen Tiefland-Buchenwäldern Mecklenburg-Vorpommerns und Brandenburgs wurde anhand von 13 bewirtschafteten (WiWald), vier seit weniger als zwanzig Jahren (k20) und drei seit mindestens 50 Jahren (r50) unbewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern den folgenden Hauptfragen nachgegangen:

1. Wie groß sind die Unterschiede zwischen bewirtschafteten, kurz- und langfristig unbewirtschafteten Buchenwäldern in struktureller, vegetationskundlicher und carabiologischer Hinsicht?
2. Lässt sich der Bewirtschaftungseinfluss anhand der Bestandesgeschichte und/oder der aktuellen strukturellen Bestandesdaten so beschreiben, dass die ermittelte Bewirtschaftungsintensität mit den ausgewählten biologischen Bestandesdaten korreliert?
3. Gibt es strukturelle Indikatoren zur Abschätzung des Einflusses forstlicher Bewirtschaftung auf die Biozöosen von Tiefland-Buchenwäldern? Inwieweit repräsentieren diese Indikatoren auch die Lebensbedingungen der Vögel, xylobionten Käfer und holzbewohnenden Pilze des Tiefland-Buchenwaldes?
4. Lassen sich quantitative Größen für strukturelle Indikatoren ermitteln?

Für eine kombinierte Analyse der Struktur-, Vegetations- und Laufkäferdaten wurde neben einer für Naturwaldreservate gängigen strukturellen Erfassung (Dimension und Vorrat des lebenden Bestandes und des Totholzes) eine Kartiermethodik entwickelt, die weitere wichtige, die Naturnähe bestimmende Strukturfaktoren (Sonderstrukturen) beinhaltet.

Die Untersuchung fand im Rahmen eines interdisziplinären Forschungs- und Entwicklungsvorhabens („Biologische Vielfalt und Forstwirtschaft – Naturschutzstandards für die Bewirtschaftung von Buchenwäldern im nordostdeutschen Tiefland“) statt, in dessen Rahmen auf denselben Untersuchungsflächen von anderen Bearbeitern auch die Brutvogel- und Holzinsektenfauna sowie die Holzpilze untersucht wurden. Dadurch wurde es

möglich, die hier ermittelten und aufgenommenen strukturellen Indikatoren mit diesen externen Daten in Beziehung zu setzen und die Indikatoren zu verifizieren.

Die Untersuchungen fanden überwiegend an Rasterpunkten im Abstand von 100 m x 100 m statt: An den Rasterpunkten wurden in Probekreisen (Pk) von 500 m<sup>2</sup> strukturelle und in Pk von 314 m<sup>2</sup> vegetationskundliche Daten erhoben. In fünf Pk pro Untersuchungsfläche wurde jeweils eine Barberfalle (Fangflüssigkeit Ethylenglykol) über die gesamte Vegetationsperiode bei vierzehntägiger Leerung installiert. Ganzflächig wurden darüber hinaus die Verteilung der Waldentwicklungsphasen und zusätzlich zu den Pk-Aufnahmen hektarweise Sonderstrukturen (WiWald/k20-Flächen: 10 ha, r50-Flächen: 5 ha) aufgenommen. Folgende zwanzig Strukturen werden als Sonderstrukturen bezeichnet: *S1 Zunderschwammbäume*, *S2 Baumschwammbäume*, *S3 weitere pilzbesiedelte Bäume*, *S4 Kronenbrüche <50 %*, *S5 Kronenbrüche >50 %*, *S6 Zwieselabbrüche*, *S7 Stammbrüche am lebenden Baum*, *S8 Ersatzkronenbäume*, *S9 Blitzrinnen*, *S10 Risse und Spalten*, *S11 aufgesplitterte Stämme*, *S12 Höhlenbäume*, *S13 Höhlenetagen*, *S14 Bäume mit ausgehöhltem Stamm*, *S15 Höhlen mit Mulmkörper*, *S16 Mulmtaschen*, *S17 Rindentaschen ohne Mulm*, *S18 Krebsbildungen*, *S19 Schürfstellen* und *S20 aufrechte Wurzelteller*. Diese naturschutzfachlich potenziell wichtigen Sonderstrukturen sind aus dem vorhandenen Wissen über die Habitatansprüche der typischen Buchenwaldfauna (v. a. Holzinsekten, Brutvögel, Säugetiere) und Pilzflora abgeleitet worden.

Aus den Ergebnissen der Sonderstrukturaufnahmen ließ sich eine passende Kartierempfehlung für jede einzelne Sonderstruktur ableiten. Über Hektaraufnahmen können 11 Sonderstrukturen (S1, S3, S5, S7, S8, S10, S12-S15 und S20), über Pk-Aufnahmen von Bäumen ab 60 cm Brusthöhendurchmesser (BHD) die Sonderstrukturen *S4 Teilkronenbrüche*, *S16 Mulmtaschen*, *S17 Rindentaschen* und *S18 Krebsbildungen* und über Pk-Aufnahmen von Bäumen ab 2 cm BHD *S6 Zwieselabbrüche*, *S9 Blitzrinnen* und *S11 aufgesplitterte Stämme* aussagekräftig erfasst werden. Zwei Sonderstrukturen (*S2 Baumschwammbäume* und *S19 Schürfstellen*) werden für eine Kartierung nicht empfohlen.

Nach der Analyse des neu entwickelten Kartierverfahrens hinsichtlich der Repräsentativität der Ergebnisse schlossen sich ein Vergleich der bewirtschafteten mit den nicht mehr bewirtschafteten Untersuchungsflächen, eine Ermittlung von (strukturellen) Indikatoren, d. h. Ableitung von Naturwaldstrukturen und -arten und eine Festlegung quantitativer Vorgaben für eine naturnahe Strukturausstattung von Tiefland-Buchenwäldern an.

Die Ergebnisse zeigen, dass es große Unterschiede zwischen den Wirtschaftswäldern und den r50-Flächen (vor allem den über 100 Jahre unbewirtschafteten Flächen *Heilige Hallen r2* und *Fauler Ort r3*) gibt. Die erst seit fünf Jahrzehnten unbewirtschaftete Fläche *Serrahn r1* ähnelt in vielen Parametern noch recht stark den Wirtschaftswäldern (u. a. Verteilung und Häufigkeit von Waldentwicklungsphasen, Durchmesserverteilung), manchmal nähert sich ihre Ausstattung bereits den seit über 100 Jahren unbewirtschafteten Referenzflächen an (Nachbarschaftsverhältnisse, Längen und Besonnungsverhältnisse des Totholzes) und teilweise nimmt sie eine Zwischenstellung (Lichtverhältnisse im lebenden Bestand, Totholzvolumen) ein. Die erst weniger als zwei Jahrzehnte unbewirtschafteten Untersuchungsflächen unterscheiden sich noch nicht wesentlich von den Wirtschaftswäldern.

**Bestandesstrukturen:** Die Anzahl verschiedener Waldentwicklungsphasen (WEP) pro ha liegt in den r50-Flächen mit sechs weit über der der meisten Wirtschaftsflächen, und auch die Anzahl von WEP-Patches pro ha liegt mit 20 doppelt bis viermal so hoch wie im Wirtschaftswald. Der Holzvorrat der r50-Flächen liegt mit durchschnittlich insgesamt ~600 m<sup>3</sup>/ha, in der Terminalphase mit ~800 m<sup>3</sup>/ha und in der Zerfallsphase mit 450 m<sup>3</sup>/ha deutlich höher als in den Wirtschaftswäldern. Die Wirtschaftswälder weisen einen Mangel an stark dimensionierten Altbäumen auf, und die Durchmesser sind in ihrer Stammzahlverteilung von einer idealen (aber zwischen 20 und 60 cm BHD leicht unterhalb dieser liegen-

den) „Plenterkurve“ weit entfernt (entweder viel zu viel Verjüngung, wie im Großschirmschlag, oder zu wenig, wie im geschlossenen Altbestand). Charakteristisch für die r50-Flächen ist zudem eine im Vergleich zum Wirtschaftswald nur schwach ausgebildete Korrelation zwischen BHD und Höhe der Bäume, das Vorkommen von in ihrer Vitalität eingeschränkten Bäume  $\geq 80$  cm BHD und ein inhomogeneres Lichtmosaik im Bestand (mehr hellere und dunklere Bereiche). Die Stammqualitäten in unbewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern unterscheiden sich nur wenig von denen in Wirtschaftswäldern. Es kommen weder mehr Bäume mit Verzweiselung oder Rindenbrand vor, noch ist der Grad der Astigkeit höher als in den Wirtschaftswäldern. Nur die Krümmung der Bäume ist etwas stärker und die Spannrückigkeit signifikant schwächer ausgeprägt als in den Wirtschaftswäldern.

Erwartungsgemäß kommt in den r50-Flächen bedeutend mehr Totholz (142-244 m<sup>3</sup>/ha pro UF) als im Wirtschaftswald (maximal 34 m<sup>3</sup>/ha pro UF, nur auf Teilflächen deutlich höher) vor, wobei sich das Totholz im Referenzwald auf etwa ein Drittel stehendes und zwei Drittel liegendes Totholz verteilt. Im Wirtschaftswald gibt es hingegen kein charakteristisches Verhältnis; teilweise können Stubben dominieren. Ein Vergleich der Totholzausstattung in den WEP zeigt in den r50-Flächen bedeutend höhere Totholzvorkommen in allen WEP als im Wirtschaftswald. Verschiedene Totholzqualitäten hinsichtlich Durchmesser und Zersetzung sind im Wirtschaftswald nur fragmentarisch bzw. sehr unvollständig vorhanden. Im Wirtschaftswald ist zudem die durchschnittliche Länge des Totholzes gering (r50-Flächen:  $\sim 7$  m, Wirtschaftswald:  $\sim 2$  m), etwa 40 % des Totholzes besitzt keine Totholznachbarn (r50-Flächen:  $< 2$  %) und die Lichtverhältnisse am Totholz sind nicht so vielfältig (weniger sonnenexponiertes, trockenes und weniger gering besonntes, feuchtes Totholz).

In den r50-Flächen *Heilige Hallen* r2 und *Fauler Ort* r3 kommen durchschnittlich 12 verschiedene Sonderstrukturtypen mit insgesamt mindestens 200 Sonderstrukturen/ha vor, wobei etwa 50 % der Sonderstrukturbäume ab 60 cm BHD mehrere Sonderstrukturen aufweisen (Wirtschaftswald: 24 %). Im Durchschnitt besitzt ein Sonderstrukturbaum ab 60 cm BHD in den r50-Flächen fast doppelt so viele Sonderstrukturen wie ein Sonderstrukturbaum in den Wirtschaftswäldern. 19 von 20 Sonderstrukturen kommen im Wirtschaftswald signifikant seltener als in langfristig unbewirtschafteten Flächen vor, wobei der Unterschied sich nicht immer auf den gesamten Datensatz ab 2 cm BHD, sondern auf eine BHD-Grenze von 20 oder 60 cm BHD bezieht. Die Unterschiede konnten teilweise entweder nur anhand der Probekreisaufnahmen oder anhand der flächigen Sonderstrukturkartierung nachgewiesen werden. 11 der 20 Sonderstrukturen (S1, S5, S7-S9 und S12-S17) sind als Naturnähe-Indikatoren besonders geeignet.

**Vegetation:** Die Vegetation der Wirtschaftswälder ist nicht im Einklang (Balance) mit dem Standort. Die Bewirtschaftung bewirkt eine komplexe Veränderung der Wuchsbedingungen vor allem durch mehr Lichteinstrahlung (Baumentnahmen) und Störungen (Bodenverwundung, -verdichtung): In der Krautschicht sind höhere Deckungsgrade, mehr lichtanzeigende Arten, insgesamt mehr Arten, die aber nur zu einem kleineren Teil Arten alter Waldstandorte darstellen, höhere Indizes wie Diversität (Shannon-Weaver) und Evenness, aber eine geringere Dominanz von Einzelarten (McNaughton-Index) zu verzeichnen. Im Wirtschaftswald wird vor allem das Vorkommen von *Juncus effusus*, *Calamagrostis epigeios*, *Impatiens parviflora*, *Milium effusum* und *Rubus idaeus* gefördert und die Ausbreitung von *Anemone nemorosa* eingeschränkt. In den seit  $> 50$  Jahre unbewirtschafteten Flächen liegt der Waldartenanteil nach SCHMIDT, M. et al. (2002) bei  $> 99$  % und der Anteil an Arten „alter Waldstandorte“ (ZACHARIAS 1994) bei  $> 40$  %. Die Diversität nach Shannon-Weaver liegt  $< 2$ , die Dominanz der zwei häufigsten Arten beträgt  $> 59$  % und *Juncus effusus* und *Impatiens parviflora* kommen mit einer Deckung von weniger als einem Prozent vor.

Die Bewirtschaftung führt bei den Moosen im Wirtschaftswald zu einer größeren Artenvielfalt als in den r50-Flächen, wobei auf den anthropogen veränderten Böden und auf Sägestubben besonders viele und auf Totholz und Stammanläufen besonders wenig Arten vorkommen. Die Moosbesiedlung der Stammanläufe ist aufgrund des im Vergleich zu den r50-Flächen veränderten Mikroklimas (geringere Luftfeuchte, weniger Stammbau, da wenig Zwiesel und schräg stehende Buchen) gering. Stark gefährdete Moosarten sind in Wirtschaftswäldern jedoch seltener als in den Referenzwäldern, da sie vor allem auf liegendem Totholz, das in den Wirtschaftswäldern selten ist, und auf den Stammanläufen vorkommen. Als Indikatoren für naturnahe Tiefland-Buchenwälder werden *Metzgeria furcata* und das Vorkommen von (nach der Roten Liste für Deutschland) stark gefährdeten Moosarten insgesamt (mindestens eine Art/11 Pk à 314 m<sup>2</sup>) vorgeschlagen.

**Carabiden:** Die Bewirtschaftung der Tiefland-Buchenwälder führt dazu, dass es weniger Individuen und Biomasse von mesophilen Waldarten gibt. Durch das eudominante Vorkommen von *Abax parallelepipedus* und das häufige Vorkommen von sporadischen Nicht-Waldarten sind die Dominanzverhältnisse weniger ausgewogen als in den Referenzwäldern. Darüber hinaus kommt eine geringere Anzahl von brachypteren (flugunfähigen) Individuen vor. In den Referenzflächen kommen in einer Untersuchungsfläche durchschnittlich >250 Individuen mesophiler Waldarten pro 5 Barberfallen vor. Hohe durchschnittliche Fangzahlen (>2 Käfer pro Falle) von *Carabus glabratus* weisen auf das Vorkommen von Alterungsphasen (späte Optimal-, Terminal- und Zerfallsphase) und hohe durchschnittliche Fangzahlen (>51 Käfer pro Falle) von *Carabus hortensis* weisen allgemein auf eine hohe Naturnähe eines Tiefland-Buchenwaldes hin. Als Indikatoren für naturnahe Tiefland-Buchenwälder können die drei Arten *Carabus glabratus*, *C. hortensis* und *Cychnus caraboides* bezeichnet werden. Die Häufigkeit dieser Arten wird durch besonders aussagekräftige Naturwaldparameter wie niedrigere Deckungsgrade in der Kraut-, aber höhere in der Strauchschicht, hohe Bestandesgrundfläche, viel Totholz, das Vorkommen von Alterungs- und Zerfallsphasen sowie höhere Deckungsgrade an Moosen auf liegendem Totholz und an Stammanläufen signifikant positiv beeinflusst und korreliert zudem mit der Zahl flugunfähiger Laufkäfer-Individuen insgesamt.

**Indikatoren:** Im norddeutschen Tiefland kommen keine Buchenurwälder mehr vor. Obwohl die Referenzflächen *Heilige Hallen r2* und *Fauler Ort r3* auf den ersten Blick urwaldartig erscheinen, besitzen sie eine stark anthropogen beeinflusste Geschichte. Die Urwaldstruktur der Tiefland-Buchenwälder ist somit nicht am realen Beispiel zu erforschen. Dennoch ließ sich anhand der beiden vorhandenen, seit >100 Jahren unbewirtschafteten Referenzflächen in Kombination mit Daten und vorhandenem Wissen über Buchenurwälder bei aller Vorsicht die naturnahe Bestandesstruktur rekonstruieren. Aber erst der Nachweis, dass die Vegetation (Kraut- und Strauchschicht: vier Indikatoren, Moosschicht: zwei Indikatoren), die Ausprägung der Laufkäfergemeinschaft (drei Indikatoren, Tab. 4.12), der Avifauna, der xylobionten Käfer und holzbewohnenden Pilze durch Bewirtschaftung deutlich verändert wird, ermöglichte es, das Hauptziel dieser Arbeit, Naturnähe-Indikatoren struktureller Art stellvertretend für die Lebensgemeinschaft zu definieren, weiterzuverfolgen.

Insgesamt wurden 29 Struktur-Indikatoren definiert (Tab. 4.15), von denen sich 10 auf Strukturen des lebenden Bestandes, weitere 10 auf das Totholz und sechs (Sonderstrukturen) alternativ auf lebende Bäume und das Totholz beziehen. Nur drei Indikatoren (Vorkommen und Anzahl von WEP und Ersatzkronenbäume) beziehen zugleich den lebenden und toten Bestand ein. Die Naturnähe eines Tiefland-Buchenwaldes kann beispielsweise an folgenden drei Indikatoren überprüft werden:

1. Der lebende Bestand hat mindestens 1,8 vitalitätsschwache Bäume  $\geq 80$  cm BHD pro ha.

2. Mehr als 50 % des stehenden und liegenden Totholzvolumens befindet sich in Stämmen mit einer Länge von mindestens 10 m.
3. Es kommen durchschnittlich >3 (3,2) Zunderschwammbäume  $\geq 60$  cm BHD pro ha vor.

Durch die Ableitung der Indikatoren anhand des strukturellen Vergleichs von Wirtschafts- und unbewirtschafteten Referenzwäldern zeigen alle Indikatoren gemeinsam die strukturelle Naturnähe von Tiefland-Buchenwäldern an, d. h. alle Indikatoren sind Zielgrößen für charakteristische Naturwaldstrukturen. Darüber hinaus erfolgt eine gesonderte Beschreibung der Bedeutung der jeweiligen Indikation für die Ausbildung der naturnahen Biozönose der Tiefland-Buchenwälder. Nach den vorliegenden Gesamtergebnissen (einschließlich des Abgleichs mit den Ergebnissen der Brutvogel-, Xylobionten- und Pilzdaten von denselben Untersuchungsflächen) kann davon ausgegangen werden, dass Buchenwälder bei Erreichen der hier vorgeschlagenen Zielgrößen (Tab. 4.15) die für die jeweiligen Standortverhältnisse typische Tiefland-Buchenwaldbiozönose vollständig ausbilden können.

Diese Zielgrößen für naturnahe und natürliche Wälder werden allerdings selbst in „naturnah“ bewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern nicht annähernd erreicht. Deshalb wurden für Wirtschaftswälder gesonderte Zielgrößen (Erwartungswerte) festgelegt, die die nutzungsbedingte, nicht zu vermeidende Abweichung vom Naturzustand berücksichtigen (Tab. 4.16). Es wird ein Bewertungssystem vorgeschlagen, bei dem das Erreichen von mindestens 21 der 29 Erwartungswerte als „sehr gute“, von 16-20 als „gute“, 11-15 als „mittlere“, 6-10 als „schlechte“ und <6 als „sehr schlechte“ Strukturausstattung eines Wirtschaftswaldes bezeichnet wird.

Von den untersuchten Wirtschaftswäldern erreichen 10 maximal fünf der vorgeschlagenen Erwartungswerte, so dass nach der Bewertungsklassifikation eine sehr schlechte Strukturausstattung vorliegt (Tab. 4.17 und 4.18). Zwei seit mehreren Jahren unbewirtschaftete und ungeräumte Großschirmschläge erreichen sechs und sieben Erwartungswerte; sie konnten hinsichtlich des Lichtmosaiks und verschiedenen Totholz- und Sonderstrukturen eine über den anderen Wirtschaftsflächen liegende Strukturausstattung ausbilden. Die seit einem Jahrzehnt naturnah bewirtschaftete Fläche *Schwarzes Loch w10* erfüllt zwölf Erwartungswerte und erreicht damit bereits eine „mittlere“ Strukturausstattung.

Weitere Bewirtschaftungsgrundsätze, die über die Einhaltung der genannten strukturellen Erwartungswerte hinausgehen, wie z. B. Erhalt/Sanierung eines naturnahen Wasserhaushalts, Verzicht auf Pestizide und Bodenbearbeitung sowie Etablierung von Feinerschließungssystemen sind ebenfalls für den Erhalt von Tiefland-Buchenwäldern von großer Bedeutung, doch sollten sie bereits selbstverständlicher Bestandteil einer naturnahen Waldwirtschaft sein. Zu diesen Themen liegen zahlreiche Untersuchungen und Erkenntnisse vor, die bereits in Kriterien- und Indikatoren-Kataloge zur naturnahen Waldbewirtschaftung (CIFOR 1999, WOODLEY et al. 1999, LARSSON et al. 2001, MROSEK 2002 und WINTER et al. 2004a) eingeflossen sind. Die vorgeschlagenen strukturellen Indikatoren mit den zwei Bewertungsebenen a) naturnaher unbewirtschafteter Referenzwald und b) naturnaher Wirtschaftswald stellen eine notwendige Erweiterung für die bereits vorhandenen Kriterien- und Indikatoren-Kataloge dar.

## 6. Summary

The conservation of the ecosystem type „beech forest” has moved more and more into the focus of forest research and nature conservation in Germany. This development was supported by the fact, that beech forests are the most important natural vegetation type of Germany, and despite their still rather widespread occurrence, beech forests are included in annex II of the EU Fauna-Flora-Habitat Directive, which requests special protected areas and conservation measures by the member states for the listed habitat types.

In order to preserve or re-establish the typical biocoenoses of natural forests, also in managed forests a high degree of naturalness is necessary. In course of the United Nations Convention on the Conservation of the Global Biological Diversity (CBD), which was launched in Rio de Janeiro in 1992, Germany has also accepted its commitment to contribute to this target. In this context, beech forests are of central importance. The almost complete ceasing of clear-cuts and orientation towards more natural forest management practices in Germany has already supported this target. However, there is a lack of practicable and verified criteria and indicators to determine the degree of alteration managed forests have compared to natural or even virgin forests, or, to say it in another way, to measure the naturalness of managed forests. What impact does forestry management have on the shape and completeness of forest biocoenoses?

Lowland beech forests with *Fagus sylvatica*, which have a large potential range in Western Europe, actually have their largest occurrence in the North-German lowlands (one third of the remaining global area), but even here they are mostly small-fragmented, isolated and – besides a few very small strict nature reserves - altered by forestry. Due to it's high responsibility to conserve this forest type, Germany is committed to guarantee an appropriate habitat quality for the biocoenoses of lowland beech forests.

In 100 year old and older lowland beech forest stands in Mecklenburg-Vorpommern and Brandenburg, which should have an area (if possible) of 40 ha each, 13 study sites in managed forests (w-sites), four study sites in forests without management since less than 20 years (k-sites) and three sites which are unmanaged since more than 50 years (r50-sites) were chosen in order to investigate the following questions:

1. What the differences are between managed and since short-term and long-term unmanaged lowland beech forests according to forest structure, vegetation and carabids?
2. Is it possible to describe the impact of forestry management on the basis of the stand history and/or actual structural data in a way that a correlation between the intensity of forestry management and selected structural and biological data can be shown?
3. Are there valid structural indicators to assess the impact of forestry use on the biocoenoses of lowland beech forests? Do these indicators represent also the habitat conditions of birds, saproxylic beetles and fungi in an appropriate way?
4. Is it possible to determine thresholds for these structural indicators?

To ensure a combined analysis of data on forest structure, vegetation and carabids, established survey methods used in the natural forest reserve research (dimension and stock of living trees and dead wood) were completed by further survey parameters measuring special structures which should indicate the degree of naturalness of the stands.

Since this study was carried out within the framework of a joint inter-disciplinary research project ('Biological diversity and forestry – nature conservation standards for the management of beech forests in the north-German lowland'), which included also studies on



breeding birds, saproxylic insects and fungi on the same plots, it was possible to verify the structural indicators by also including this external data into the analysis.

The field survey was mostly performed at grid points at a distance of 100 x 100 m. At these grid points, on circular sample plots (PK) of 500 m<sup>2</sup> the structural data and on PK of 314 m<sup>2</sup> the vegetation data was investigated. At five PK (grid points) per study site a pitfall trap (trapping liquid ethylene glycol) was installed and checked every fortnight during the entire vegetation period.

Additionally, on the whole study site the distribution of forest development phases (WEP) was mapped, and on full one ha plots (w-sites and k-sites: 10 ha each; r50-sites: 5 ha each) the special structures were investigated. The following special structures were mapped: S1 - *Fomes fomentarius* trees, S2 - *Fomitopsis pinicola* trees, S3 - further trees inhabited by saproxylic fungi, S4 - crown breakage <50%, S5 - crown breakage >50%, S6 - crotch breakage, S7 - trunk breakage, S8 - substitute crowns, S9 - lightning shakes, S10 - gutters and rifts, S11 - split (burst) trunks, S12 - trees with cavities, S13 - trees with cavity storeys, S14 - trees with excavated trunk, S15 - big cavity with mould body, S16 - mould bag, S17 - bark bag without mould, S18 - Cankers S19 - abrasion patches, S20 - upright root plates. These special structures which are potentially important for nature conservation have been derived from the known habitat needs of the typical beech forest fauna (saproxylic insects, breeding birds, mammals) and saproxylic fungi.

As a result derived from the investigation of these special structures it was possible to give sound recommendations for the mapping of each special structure in the field. By mapping full hectare plots, 11 special structures (S1, S3, S5, S7, S8, S10, S12-S15, S20) can be properly investigated; by circular sample plot mapping of trees of 60 cm or more breast-height diameter (bhd) the special structures S4, S16-S18, and by circular plot mapping of trees of 2 cm minimum bhd the special structures S6, S9 and S11 can efficiently be mapped. For two structures (S2 *Fomitopsis pinicola* trees and S19 abrasion patches), a field investigation on hectare or circular sample plots can not be recommended at all.

Following an analysis of the new-developed mapping method according to the representativity of the results, a comparison of managed and unmanaged study sites, the identification of structural indicators (natural forest indicators and indicator species) and a proposal for quantitative thresholds for the determination of the naturalness of lowland beech forests was elaborated.

The results revealed tremendous differences between managed forests and r50-sites (especially those forests which are untouched since more than 100 years: 'Heilige Hallen' r2 and 'Fauler Ort r3'). The study site 'Serrahn' r1, which is unmanaged since five decades only, in many parameters is still rather similar to the managed study sites (e.g. distribution and frequency of forest development phases, distribution of trunk diameters); in some aspects, it is more similar to the above-mentioned old reference forests (neighbourhood relations, length and sun exposure of dead wood) and in other parameters an intermediary position can be stated (light distribution in the living stand, volume of dead wood). The study sites which are unmanaged since less than 20 years show no clear differences to the managed sites.

**Stand structures:** In the r50-sites, the number of different forest development phases (WEP) per ha (c. 6) is far higher than in most of the w-sites, and also the average number of WEP units per ha (20) is twice to four times as high as in managed forests. The timber stock of the r50-sites is on average ~600 m<sup>3</sup>/ha, in the terminal phase ~800 m<sup>3</sup>/ha, and in the decay phase ~450<sup>3</sup>/ha. These values are distinctly higher than in managed forests. The managed sites lack in strong-dimensioned old trees, and the trunk diameter distribu-

tion is far away from the ideal 'plenter forest curve' (either too much rejuvenation, as in umbrella cut stands, or not enough rejuvenation, as in densely closed mature stands).

A characteristic feature of the r50-sites is further compared to managed forests, only a weak correlation between bhd and tree height, the occurrence of strong trees of  $\geq 80$  cm bhd with reduced vitality, and an inhomogeneous light distribution (more light and more dark patches). The timber (trunk) qualities of unmanaged forests differ only slightly from managed stands. In unmanaged stands there occur neither more trees with crotches or bark bister, nor is the branchiness higher than in managed forests. Only the stem crookedness is slightly higher and the buttressing is slightly lower than in managed forests.

As expected, in the r50-sites the dead wood volume (142-244 m<sup>3</sup>/ha per study site) is much higher than in the w-sites (34 m<sup>3</sup>/ha maximum for a complete study site, higher values only in section areas). In r50-sites, one third of the dead wood occurs as standing and two thirds as laying dead wood. In managed forests, there is no characteristic proportion; in some sites, tree stumps are dominant. A comparison of the dead wood occurrence in the different WEP reveals a much higher dead wood volume in all WEP in the r50-sites than in the w-sites.

Many different (habitat) features of dead wood, concerning e.g. diameter and state of decay, occur only fragmentary or incomplete within managed forests. In w-sites, the mean length of dead wood pieces is also much lower (r50-sites:  $\sim 7$  m, w-sites:  $\sim 2$  m), about 40 % of the dead wood objects have no so-called 'dead wood neighbour' (r50-sites:  $< 2$  %), and the light distribution is much less diverse (lack of sun-exposed and dry as well as shadowy and moist dead wood).

In the 'old' r50-sites *Heilige Hallen r1* and *Fauler Ort r2*, on average 12 different types of special structures and in total at least 200 single special structures occur per ha, and about half of the special structure trees of 60 cm bhd minimum have more than one special structure (w-sites: 24 %). On average, a special structure tree of 60 cm bhd minimum in the r50-sites has as twice as many special structures compared with such trees in w-sites. 19 out of 20 special structures are significantly less frequent in w-sites compared to r50-sites. This difference does not fit in every case for the full data set (trees from 2 cm bhd onwards), but for the sub-samples of trees of 20 cm or 60 cm bhd minimum. Some of these differences can only be documented either by mapping of complete 1 ha plots or by using circular sample plots. 11 out of 20 special structures (S1, S5, S7-S9 and S12-S17) are specifically valuable to be used as naturalness indicators.

**Vegetation:** The vegetation of forests in use is not in full balance with the specific site conditions. The forestry management causes a complex alteration of the growing conditions especially through more sunlight (cut trees) and soil disturbances (soil wounding, soil compaction): in the herb layer occur higher coverage values, more light-indicating species, higher species numbers, but only few species indicating ancient forests, higher index values like species diversity (Shannon/Weaver) and species evenness, and a lower dominance of single species (McNaughton index). In managed forests, especially the occurrence of *Juncus effusus*, *Calamagrostis epigeios*, *Impatiens parviflora*, *Milium effusum* and *Rubus idaeus* is supported and the occurrence of *Anemone nemorosa* is reduced. In the r50-sites, the share of typical forest species according to Schmidt, M. et al. (2002) is  $> 99\%$  and the share of species indicating ancient forests (ZACHARIAS 1994) is  $> 40\%$ . The diversity after Shannon/Weaver is below 2, the dominance of the two most common species is  $> 59\%$ , and *Juncus effusus* and *Impatiens parviflora* occur with coverage of less than one percent.

Forestry use causes a higher number of moss species in managed forests compared to r50-sites, whereby very many species occur on disturbed soils and on stumps, whereas

only very few species grow on dead wood and root collars/stem bases. The moss occurrence on stem bases is poor in managed forests due to the altered micro-climate (lower air humidity, less stem flow due to fewer crotches and less inclined beech stems) compared to unmanaged forests. On the other hand, threatened moss species are rare in managed compared to unmanaged forests, since they mainly grow on laying dead wood, which is rare in forests in use, and on inclined and rough-barked stem bases. As indicators for near-natural lowland beech forests the occurrence of *Metzgeria furcata* and of threatened moss species (according to the national red list) in total is supposed (at least one species on 11 circular plots of 314 m<sup>2</sup>).

**Ground beetles:** The forestry use of lowland beech forests leads to less individuals and lower biomass of so-called mesophilous forest species. Due to the eudominant occurrence of *Abax parallelepipedus* and the frequent occurrence of non-forest species, the dominance relations are more uneven compared to unmanaged forests. Furthermore, the number of flightless (brachypterous) individuals is lower. In each study site of the unmanaged forests, on average >250 individuals of mesophilous forest species per 5 pitfall traps were found. High mean captures (>2 ind. per pitfall trap) of *Carabus glabratus* indicate the presence of ageing phases (late optimal, terminal and decay phases), and high mean captures (>51 ind. per trap) of *Carabus hortensis* indicate a near-natural state of a lowland beech forest in general. As proper indicators for near-natural lowland beech forests, the three species *Carabus glabratus*, *C. hortensis* und *Cychrus caraboides* could be identified. The abundance of these species is significantly supported by specifically meaningful natural forest features like low coverage of the herb layer, higher coverage of the shrub layer, high stand basal area, high amount of dead wood, the occurrence of ageing and decay phases as well as high coverage of mosses on laying dead wood and stem bases, and correlates with the number of flightless ground beetle individuals in total.

**Indicators:** In the north-German lowland, no primeval beech forests exist any more. Although the old reference forest study sites *Heilige Hallen r2* und *Fauler Ort r3* apparently look like virgin forests, their history reveals manifold human impacts. Thus the structure of primeval lowland beech forests can not be investigated in reality. Nevertheless it was possible to model the natural stand structure by careful use of the data of the old reference sites in combination with data and existing knowledge on virgin beech forests in other regions. But only the evidence, that the vegetation (four indicators in the herb and shrub layer, two indicators in the moss layer), the structure of the ground beetle community (three indicators, table 4.12), the breeding bird and saproxylic beetle fauna, and the saproxylic fungi flora are severely changed by forestry management, rendered it possible to approach the main target of this study - to define structural indicators of naturalness which are representative for the whole biocoenoses.

Altogether, 29 structural indicators were identified (table 4.15), out of which 10 refer to the living stand, 10 others refer to the dead wood and six (special structures) to living trees as well as the dead wood. Only three indicators (occurrence and number of WEP and substitute crown trees) include the living and dead stand together. A near-natural state of a lowland beech forests can be confirmed, for instance, by means of the following three indicators:

1. The living stand has at least 1.8 trees of  $\geq 80$  cm bhd with reduced vitality per ha.
2. More than 50 % of the standing and fallen dead wood occurs in trunk pieces of  $\geq 10$  m length.
3. There occur on average >3 *Fomes fomentarius* trees  $\geq 60$  cm bhd per ha.

Since the indicators are derived from a structural comparison of managed and unmanaged reference forests, they altogether indicate the structural naturalness of lowland beech forests, which means that all indicators represent target features of characteristic

structures of natural (primeval) forests. Additionally, the importance of each structural indicator for the shape and condition of the natural lowland beech forest biocoenoses is described. According to the overall results of the study (including the comparison of the results from the investigations of breeding birds, saproxylic insects and fungi at the same study sites) it can be concluded, that in beech forests reaching the proposed target values (table 4.15) the typical lowland beech forest biocoenoses of the respective soil type can fully develop.

But even in lowland beech forests managed in a conservation-friendly way, these target values for near-natural and natural forests are unlikely to be reached. Therefore, for managed forest special threshold values have been defined, which consider the inevitable difference between managed and natural forests (table 4.16). An evaluation system is proposed, which defines the attainment of at least 21 out of 29 target values as 'very good', of 16-20 target values as 'good', 11-15 as 'medium', 6-10 as 'poor' and <6 as 'very poor' structural quality of a managed forest.

Out of the investigated managed forests (w-sites), 10 sites reach not more than five of the proposed target values and thus have to be evaluated as 'very poor structural quality' (table 4.17 and 4.18). Two umbrella cut stands which are out of use since several years reach six and seven target values. These stands still have a 'poor' structural quality, but show a better structure than the other managed forests concerning the light distribution and some dead wood features and special structures. The study site *Schwarzes Loch w10*, which is managed in a conservation-sound way (close-to-nature silviculture) since 10 years, reaches 12 target values and thus already a "medium" structural quality.

Further principles for the management of lowland beech forests which go beyond the structural target values mentioned above, like restoration of a near-natural landscape water budget, no use of pesticides, no soil tillage, and establishment of skidding track systems, are very important for the conservation of lowland beech forests as well, but should be already common practice. There exist numerous studies and profound knowledge referring to these problems, which are already included in the criteria and indicator catalogues for semi-natural and naturalistic silviculture (CIFOR 1999, WOODLEY et al. 1999, LARSSON et al. 2001, MROSEK 2002, WINTER et al. 2004a). The structural indicators proposed in this study, with the two evaluation levels a) unmanaged near-natural forests and b) semi-natural managed forests, are thought to be a necessary completion of the existing criteria and indicator catalogues.

## 7. Literatur

- ABEL, W. O. (1956): Die Austrocknungsresistenz der Laubmoose. Sitzungsbericht Österr. Akad. Wiss. math.-nat. Kl. Abt. 1 156: 619-707.
- ABRAHAMSON, I. & WARREN, G. (1989): Plant – Animal Interactions. Mc Graw-Hill Book Company, New York, 480 S.
- ABS, C.; FISCHER, A. & FALINSKI, J. B. (1999): Vegetationsökologischer Vergleich von Naturwald und Wirtschaftswald, dargestellt am Beispiel des Tilio-Carpinetum im Waldgebiet von Bialowieza/Nordost-Polen. Forstw. Centralblatt 118: 181-196.
- ACKERMANN, W. & DURKA, W. (1998): Sort 4.0. Programm zur Bearbeitung von Vegetationsaufnahmen und Artenlisten – Handbuch, unveröff., 138 S.
- ADAMCZYK, J. (1995): Ecological groups of macrofungi in beech forests on Czestochowa Upland, Southern Poland. Feddes Repertorium 106 (3-4): 303-315.
- ADIS, J. (1979): Problems of interpreting arthropod sampling with pitfall traps. Zool. Anzeiger 202: 177-184.
- AKFL Arbeitskreis Forstliche Landespflege (Hrsg.) (1996): Waldlebensräume in Deutschland. Ein Leitfaden zur Erfassung und Beurteilung von Waldbiotopen – mit einer Übersicht der natürlichen Waldgesellschaften Deutschlands. Ecomed-Verlag, Landsberg/Lech, 124 S.
- AKFL Arbeitskreis Forstliche Landespflege (Hrsg.) (1998): Empfehlungen zum forstlichen Umgang mit besonders geschützten Biotopen. Unveröffentlichtes Manuskript, Freiburg, Potsdam, 56 S.
- ALBERTI, G. & MÜLLER-MOTZFELD, G. (2003): Bodenbiologische und ökofaunistische Untersuchungen zur Abschätzung von Wirkungen des Waldumbaus im nordostdeutschen Tiefland. Unveröffentlichter Schlussbericht des BMBF-Projektes „Zukunftorientierte Waldwirtschaft“ der Universität Greifswald, Fkz 0339757, 105 S.
- ALBRECHT, L. (1990): Grundlagen, Ziele und Methodik der waldökologischen Forschung in Naturwaldreservaten. Schr.reihe Naturwaldreservate in Bayern 1, München, 219 S.
- ALBRECHT, L. (1991): Die Bedeutung des toten Holzes im Wald. Forstw. Centralblatt 110: 106-113.
- ALLEGRO, G. & SCIACY, R. (2003): Assessing the potential role of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) as bioindicators in poplar stands, with a newly proposed ecological index (FAI). Forest Ecology and Management 175 (1/3): 275-284.
- AMMER, U. (1991): Konsequenzen aus den Ergebnissen der Totholzforchung für die forstliche Praxis. Forstw. Centralblatt 110: 149-157.
- ANDERS, S. (Hrsg.) (1996): Waldökosystemforschung Eberswalde – Struktur, Dynamik und Stabilität von Kiefern- und Buchenwaldökosystemen unter Normal- und multiplen Streßbedingungen unterschiedlicher Ausprägung im nordostdeutschen Tiefland. Mitt. Bundesforschungsanstalt Forst- und Holzwirtschaft Hamburg 182, 109 S.
- ANDERSSON, L. I. & HYTTEBORN, H. (1991): Bryophytes and decaying wood – a comparison between managed and natural forests. Holarct. Ecol. 14: 121-130.
- ANDERSSON, H. (1995): Untersuchungen zur Pilzflora von *Fagus sylvatica*-Stubben. Zeitschr. f. Mykologie 61 (2): 233-244.
- ANDERSSON, H. (1997): Pilzfruchtkörper an 10 gleichaltrigen *Fagus sylvatica*-Stubben im Ölper Holz in Braunschweig. Zeitschr. f. Mykologie 63 (1): 51-62.
- ANDO, H. & MATSUO, A. (1984): Applied Bryology. Advances in Bryology 2: 133-224.

- APFFELSTAEDT, F. & BERNHARDT, K.-G. (1996): Vegetations- und populationsbiologische Untersuchungen zur Dynamik von Naturwaldzellen und Windwurfflächen in Nordrhein-Westfalen. *Tuxenia* 16: 43-63.
- ARNDT, C. (1881): Flora von Feldberg. *Archiv Verein der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg* 35: 54-87.
- ARNDT, E. (1989): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Gattung *Carabus* L. (Coleoptera: Carabidae). *Beitr. Entomologie* 39: 63-103.
- ARNOLDS, E. (1988): Status and classification of fungi communities. In: BARKMAN, J. J. & SYKORA, K. V.: *Dependant plant communities*. SPB Academic Publications, Amsterdam: 153-165.
- ARRHENIUS, O. (1921): Species and area. *J. of Ecology* 9: 95-99.
- ASAKAWA, Y., TOYOTA, M.; TAKEMOTO, T.; KUBO, I. & NAKANISHI, K. (1980): Insect antifeedant secoaro-madendrane type sesquiterpenes from *Plagiochila* species. *Phytochemistry* 19: 2147-2154.
- ASSMANN, T. (1982): Faunistisch-ökologische Untersuchungen an der Carabidenfauna naturnaher Biotope im Hahnenmoor. *Osnabrücker Naturwiss. Mitt.* 9: 105-134.
- ASSMANN, T. (1994): Epigäische Coleopteren als Indikatoren für historisch alte Wälder der Nordwestdeutschen Tiefebene. *NNA-Berichte* 7 (3): 142-151.
- ASSMANN, T.; GÜNTHER, J.; BRESEMANN, J.; KOPP, A.; PERSIGHEHL, M. & ROSENKRANZ, B. (2001): Waldlaufkäfer im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide: von der Verbreitung zur populationsbiologischen Analyse (Coleoptera, Carabidae). *NNA-Berichte* 14 (2): 119-126.
- AUDE, E. & POULSEN, R. S. (2000): Influence of management on the species composition of epiphytic cryptogams in Danish *Fagus* forests. *Appl. Veg. Sci.* 3: 81-88.
- AVENA, G.; BLASI, C.; FEOLI, E.; SCOPPOLI, A. & VERI, L. (1982): Correlation between floristic and structural characters of oak woods in central Italy and hypothesis about their dynamics. In DIERSCHKE, H. (Hrsg.) (1982): *Struktur und Dynamik von Wäldern*. *Berichte des internationalen Symposiums d. Internat. Vereins f. Vegetationskunde Rinteln*, 175-185.
- BAEHR, M. (1987): Laufkäfer als Indikatoren für die Bewertung von Biotopen, dargestellt am Beispiel der Erhebungen im Landkreis Weißenburg-Gunzenhausen. *Schr.reihe Bayerisches Landesamt für Naturschutz* 77: 17-23.
- BAIER, H.; HOLZ, R.; JESCHKE, L.; MÜLLER-MOTZFELD, G. & SUCCOW, M. (1994): Sicherung der natürlichen Umwelt durch Naturschutz und Landnutzung – ein Diskussionspapier für ein Handlungsprogramm des Naturschutzes. *Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern* 37 (1): 1-7.
- BARBER, H. S. (1931): Traps for cave-inhabiting insects. *Sci. Soc.* 46: 259-266.
- BARKMAN, J. J. (1958): *Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes*. Van Gorcum, Assen, 629 S.
- BARNDT, D., BRASE, S. GLAUCHE, M.; GRUTTKE, H.; KEGEL, B.; PLATEN, R. & WINKELMANN, H. (1991): Die Laufkäferfauna von Berlin (West) – mit Kennzeichnung und Auswertung der verschollenen und gefährdeten Arten (Rote Liste, 3. Fassung). In: AUHAGEN, A., PLATEN, R. & SUKOPP, H. (Hrsg.): *Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Berlin, Schwerpunkt Berlin (West)*. *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung*. *Schr.reihe des FB Landschaftsentwicklung der TU Berlin, Sonderheft S6*: 243-275.
- BARNER, K. (1937): Die Cicindeliden und Carabiden der Umgebung von Minden und Bielefeld, *Abh. Landesmus. Naturkunde Münster* 8: 3-34.

- BARTELS, H. (2004): Sonderstrukturen und Totholz in Eichen-Hainbuchen-Linden-Wäldern in der Puszcza Bialowieska. Strukturaufnahmen in unterschiedlich intensiv bewirtschafteten Beständen. Dipl.arbeit FH Eberswalde, 59 S.
- BARTSCH, N. (1987): Waldgräser. Schaper Verlag, Hannover, 246 S.
- BARTSCH, N.; RÖHRIG, E. & HESSE, R. (1993): Langfristige Sukzession in alten Buchenwäldern. Forst und Holz 48 (24): 697-699.
- BAUCKER, E.; BEMMANN, A.; BUES, C. T. & NUYS, G. J. (1996): Stammbrüche an Fichten mit atypisch stumpfen Bruchbildern. AFZ-DerWald 51 (12): 686-690.
- BAUER, L. (1972): Handbuch der Naturschutzgebiete der Deutschen Demokratischen Republik. Urania, Leipzig, 301 S.
- BATES, J. W. (1992): Influence of chemical and physical factors on *Quercus* and *Fraxinus* epiphytes at Loch Sunart, western Scotland: a multivariate analysis. J. Ecol. 80: 163-179.
- BEAUDRY, S.; DUCHESNE, L. C. & CÔTÉ, B. (1997): Short-term effects of three forestry practices on carabid assemblages in a jack pine forest. Canadian Journal of Forest Research 27 (12): 2065-2071.
- BECKER, F. (1998): Erfassung und Bewertung von Totholz in bewirtschafteten und unbewirtschafteten Buchen-Altbeständen des Naturschutzgebietes „Grumsiner Forst“, Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin. Dipl.arbeit FH Eberswalde, 75 S.
- BEGON, M. E.; HARPER, J. L. & TOWNSEND, C. R. (1998): Ökologie. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 750 S.
- BENEKE, C. (2002): Totholz anfall in einem Buchenaltbestand im Nationalpark Hainich/Thüringen. Dipl.arbeit Universität Freiburg, 105 S.
- BERG, C. & W. WIEHLE (1991): Rote Liste der gefährdeten Moose Mecklenburg-Vorpommerns. Goldschmidt Druck, Schwerin, 48 S.
- BERGMANN, J.-H. & HAINKE, K. (1993): Das Sandrohr *Calamagrostis epigejos* (L) Roth. Biologie, pflanzengeographisches und pflanzensoziologisches Verhalten, Biomasseleistung, Konkurrenzstärke gegenüber Arten und Bekämpfungsmöglichkeiten. Gutachten der Landesforstverwaltung Brandenburg, 58 S.
- BERTSCH, K. (1947): Der Wald als Lebensgemeinschaft. Otto Maier Verlag, Ravensburg, 210 S.
- BETTERMANN, R. (1997): Methodik bestandesgeschichtlicher Untersuchungen, dargestellt am Beispiel des Reviers Liepe, Oberförsterei Chorin. Versuch der Fortführung der Olbergschen Bestandesgeschichte. Dipl.arbeit FH Eberswalde, 166 S.
- BEZZEL, E. (1974): Vogelbestandesaufnahmen in der Landschaftsplanung. Verh. Ges. f. Ökologie, Erlangen, 103 S.
- BEZZEL, E. (1985): Kompendium der Vögel Mitteleuropas: Passeres - Singvögel. Aula-Verlag, Wiesbaden, 766 S.
- BEZZEL, E. (1993): Kompendium der Vögel Mitteleuropas: Nonpasseriformes - Nichtsingvögel. Aula-Verlag, Wiesbaden, 792 S.
- BFN BUNDESAMT FÜR Naturschutz (1999): Daten zur Natur. Landwirtschaftsverlag, Münster, 266 S.
- BFN BUNDESAMT FÜR Naturschutz (2002): Daten zur Natur. Landwirtschaftsverlag, Münster, 284 S.
- BIERMAYER, G. (1999): Totholz – Ziel und Wirklichkeit. LWF-aktuell 18: 13.
- BITTERLICH, W. (1961): Schlussgrad durch Winkelzählprobe. Holzkurier, 16 (35): 7-8.
- BLAB, J. (1993): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. Kilda-Verlag, Bonn-Bad Godesberg, 479 S.

- BML Bundesministerium für Landwirtschaft (1992): Bundeswaldinventur 1986-1990. Bonn, 42 S.
- BML Bundesministerium für Landwirtschaft (1994): Der Wald in den neuen Bundesländern. Eberswalde, 20 S.
- BMUNR Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1998): Bericht der Bundesregierung nach dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt. Bonn, 152 S.
- BMVEL Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (2004): Eckpunkte des BMVEL zur Zukunft des Waldes. AFZ-DerWald 7: 360-361.
- BODDY, L. & SWIFT, M. J. (1984): Wood decomposition in an abandoned beech and oak coppice woodland in SE England. III. Decomposition and turnover of twigs and branches. *Holarctic Ecology* 7: 229-238.
- BÖHLER, R. (2002): Strukturaufnahmen in einem Buchen-Altbestand. Unveröffentlichter Ausbildungsbericht, Amt für Forstwirtschaft Templin, 10 S.
- BOHN, U. & WEBER, H. (2000): Karte der natürlichen Vegetation Europas, Maßstab 1:2,5 Mio. Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 1 S. .
- BOLTE, A. (1997): Araukarienwälder der patagonischen Anden. AFZ-DerWald 4: 2-4.
- BOLTON, M. (1997): Conservation and the Use of Wildlife Resources. Conservation Biology Series. Chapman & Hall, London, 278 S.
- BOLVANSKY, M. (1980-81): Niektore priciny vidlicovitosti kmena mladych bukovych jedincov v rastovej faze hustin (Some causes of forking of young beech stems in the thicket stage). *Acta Dendrobiologica* 3-4: 197-245.
- BONČINA, A. (1997): Naravna struktura gozda in njihove funkcije v sonaravnem gospodarjenju z gozdom. Diss. Universität Ljubljana, 210 S.
- BORCHERT, H. (1955): Waldschutzgebiet in der DDR. *Forst und Jagd* (5/6): 249-250.
- BORRMANN, K. (1979): Zum Vorkommen von Kleinsäugetern im NSG Heilige Hallen. *Naturkd. Forschungen u. Ber. a. d. Kreis Neustrelitz* 2: 33-36.
- BORRMANN, K. (1988): Zum Kleinsäugetervorkommen in unseren Kesselmooren. Zwanzig Jahre Fachgruppe für Naturschutz „Walter Gotsmann“, Neustrelitz: 28-32.
- BORRMANN, K. (1993): Sturmschäden im Naturwaldreservat. Vergleichende Betrachtungen im Naturschutzgebiet „Heilige Hallen“ (Mecklenburg). *Der Wald* 43: 304-307.
- BORRMANN, K. (1996): Vierzig Jahre Naturwaldforschung im Heilige Hallen-Bestand. AFZ-DerWald 23: 1292-1296.
- BORRMANN, K. (2001): Die Heiligen Hallen – Deutschlands erstes Naturwaldreservat (1850). In: BORRMANN, K. (2001): Lüttenhäger Oberförster – Leben und Wirken für die Wälder der Feldberger Seenlandschaft. Waldmuseum Lütt Holthus, Lüttenhagen: 134.
- BORTMANN, I. (1996): Heterogenitäten der Besiedlung durch Laufkäfer (Col.: Carabidae) in einem Buchenwald. *Faunistisch-Ökol. Mitt., Supplement* 22: 87-126.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie – Grundzüge der Vegetationskunde. Springer Verlag, Wien, New York, 865 S.
- BROEN, B. VON (1965): Vergleichende Untersuchungen über die Laufkäferbesiedlung (Coleoptera, Carabidae) einiger norddeutscher Waldbestände und angrenzender Kahlschlagflächen. *Deutsche Entomol. Zeitschr.* 12 (1): 67-82.
- BRÜGGEMANN, C. (2000): Ökofaunistische Untersuchungen zur Laufkäferfauna (Coleoptera: Carabidae) an ausgewählten Wald- und Sukzessionsstandorten des Nationalparks Hainich (Freistaat Thüringen). Dipl.arbeit Universität Potsdam, 81 S.



- BRUNET, J.; FALKENGREN-GRERUP, U. & TYLER, G. (1996): Herb layer vegetation of south Swedish beech and oak forests – effects of management and soil acidity during one decade. *Forest Ecology and Management* 88: 259-272.
- BÜCKING, W. (Hrsg.) (1998): *Faunistische Untersuchungen im Bannwäldern – Holzbewohnende Käfer, Laufkäfer und Vögel*. Mitteilungen der Forstlichen Versuchsanstalt Baden-Württemberg 203, 271 S.
- BURMEISTER, F. (1939): *Biologie, Ökologie und Verbreitung der europäischen Käfer*. Bd. 1 – Adepaga – Carabidae. Goecke Verlag, Krefeld, 307 S.
- BURSCHEL, P. (1992): Totholz und Forstwirtschaft. *AFZ-DerWald* 21: 1143-1146.
- BUS DE WARNAFFE, G. DU & LEBRUN, P. (2004): Effects of forest management on carabid beetles in Belgium: implications for biodiversity conservation. *Biological Conservation* 118 (2): 219-234.
- BUSCHINGER, A. (1990): Lebensweise, Bestandssituation und Konsequenzen für den Schutz holzbewohnender Ameisen in Mitteleuropa. *NZ NRW* 19: 36-38.
- BÜTLER, R. & SCHLAEPFER, R. (2004): Wie viel Totholz braucht der Wald? *Schweiz. Zeitschr. f. Forstwesen*. 155 (2): 31-37.
- BUTTERFIELD, J.; LUFF, M. L.; BAINES, M.; EYRE, M. D.; PETTY, S. J.; GARSON, P. J. & MCINTOSH, R. (1995): Carabid beetle communities as indicators of conservation potential in upland forests. *Forest Ecology and Management* 79 (1-2): 63-77.
- BUTTERWECK, M. (1998): *Metapopulationsstudien an Waldlaufkäfern (Coleoptera: Carabidae) – Einfluss von Korridoren und Trittsteinbiotopen*. W&T-Verlag, Berlin, 137 S.
- BUTTERWECK, M. & JESCHKE, R. (2001): Wie schwer ist das Laufen im Wald? Laufwiderstandsmessungen an *Abax parallelepipedus* (Piller et Mitterpacher, 1783) in unterschiedlichen Habitaten. *Angewandte Carabidologie, Supplement II, Laufkäfer im Wald*: 99-104.
- CIFOR Center for International Forestry Research (1999): *Criteria and Indicators generic template. The criteria and indicators toolbox series No. 2*, Center for International Forestry Research, Bogor, 53 S.
- CONRAD, K. & KUKULKA, F. (2001): *Vergleichende ökologische Untersuchung unterschiedlich bewirtschafteter Buchenwälder hinsichtlich Waldstruktur, Fauna, Flora und Mikroklima*. Dipl.arbeit FH Eberswalde, 207 S.
- CONWENTZ, H. (1904): *Die Gefährdung der Naturdenkmäler und Vorschläge zu ihrer Erhaltung*. Gebrüder Bornträger, Berlin, 207 S.
- CORSMANN, M. (1989): *Untersuchungen zur Struktur, Siedlungsdichte und Verteilung der Brutvogelzönose eines Buchenwaldes*. Göttinger naturkundl. Schriften 1: 81-99.
- DAHER, J. (1992): *Grundlagen für die Erarbeitung einer vorläufigen Behandlungsrichtlinie der Schutzzone II des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin im Melzower Forst*. Dipl.arbeit FH Güstrow, 66 S.
- DAHL, F. & MROZEK-DAHL, T. (1928): *Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise, Teil 7, I Laufkäfer*. Fischer Verlag, Jena, 210 S.
- DAHMS, S. & DAHMS, K. (2001): *Erfassung und Bewertung von Totholz und Strukturelementen im NSG "Poratzer Moränenlandschaft" (Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin)*. Dipl.arbeit FH Eberswalde, 101 S.
- DANIELS, F. J. A. (1990): Zur Bedeutung von Totholz für Moose und Flechten. *NZ NRW Seminarberichte* 10: 10-13.
- DAVIDSON, A. J.; HARBORNE, J. B. & LONGTON, R. E. (1990): The acceptability of mosses as food for generalist herbivores, slugs in the Arionidae. *Journal of the Linnean Society* 104: 99-113.

- DAY, K. R. & CARTHY, J. (1988): Changes in carabid beetle communities accompanying a rotation of Sitka spruce. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 24 (4): 407-415.
- DEBELJAK, M. (1999): Mrtvo drevje v pragozdu Pečka (Dead trees in the virgin forest of Pečka) V: Zbornik gozdarstva in lesarstva. Št. 59: 5-31.
- DEN BOER, P. J. (1965a): Verbreitung von Carabiden und ihr Zusammenhang mit Vegetation und Boden. In: TÜXEN, R. (Hrsg.): *Biosoziologie*. Ber. Internat. Sympos. Stolzenau 1960: 172-183.
- DEN BOER, P. J. (1965b): Lebeort-(Habitat-)Bindung einiger Wald-Carabidenarten in Drenthe (Holland) in Zusammenhang mit Waldtypus, Boden und Strukturelementen des Waldes. Reprint from *Proceedings of the Coenological Colloquium*, Zagreb, 9-14, Sept. 1963. *Zagreb. Mitt. Biol. Station Wijester* 115., Vortrag.
- DENNER, M.; JÄGER, U.G. & SCHMIDT, P.A. (2002): Ermittlung struktureller Parameter der Phytozönosen als Indikatoren für eine naturschutzfachliche Bewertung des Waldumbaus. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B* 68: 172-173.
- DERKSEN, W. (1941): Die Succession der pterygoten Insekten im abgestorbenen Buchenholz. *Zeitschr. Morphologie u. Ökologie der Tiere* 37 (4): 680-734.
- DESENDER, K.; DUFRENE, M.; LOREAU, M.; LUFF, M. L. & MAELFAIT, J. P. (1994): *Carabid beetles: ecology and evolution*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands, 474 S.
- DETSCH, R. (1999): Der Beitrag von Wirtschaftswäldern zur Struktur- und Artenvielfalt – Ein Vergleich ausgewählter waldökologischer Parameter aus Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern des Hienheimer Forstes (Kelheim, Niederbayern). *W&Technik-Verlag*, Berlin, 208 S.
- DIERSCHKE, F. (1984): Vogelbestandsaufnahmen in Buchenwäldern des Wesergebirges im Vergleich mit Ergebnissen aus Wäldern der Lüneburger Heide. *Mitt. flor.-soz. Arb. gem. N. F.* 13: 172-194.
- DIERSCHKE, H. (1984): Natürlichkeitsgrade von Pflanzengesellschaften unter besonderer Berücksichtigung der Vegetation Mitteleuropas. *Phytocoenologia* 12 (2/3): 173-184.
- DIERSCHKE, H. (1994): *Pflanzensoziologie*. Ulmer Verlag, Stuttgart, 683 S.
- DIETZ, M. & FRANK, R. (1994): Beobachtungen zum Überwinterungsverhalten des Großen Abendseglers (*Nyctalus noctula*) im Philosophenwald in Gießen (Hessen). In: *Current Problems of Bat Protection in Central and Eastern Europe*, Symposium Bonn zitiert in MESCHEDE, A. & HELLER, K.-G. (2000): *Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern*. *Schr.reihe Landschaftspfl. Naturschutz* 66, 374 S.
- DINGLER, H. (1908): Über die Schaffung eines Reservates in den urwaldartigen Eichenbeständen des Spessarts. *Botanisches Jahrbuch* 40, Beilage 93: 7-8.
- DOHRENBUSCH, A. (1987): Kann die „relative Beleuchtungsstärke“ die Lichtverhältnisse im Wald zuverlässig charakterisieren? *Forstarchiv* 58: 24-27.
- DOHRENBUSCH, A. (1989): Die Anwendung fotografischer Verfahren zur Erfassung des Kronenschlussgrades. *Forstarchiv* 60: 151-155.
- DOHRENBUSCH, A. (1997): Die natürliche Verjüngung der Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) im nordwestdeutschen Pleistozän. *Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt* 123, 269 S.
- DORNBUSCH, M. (1969): Zur Vogelbesiedlung norddeutscher Buchenwaldgesellschaften. *Aufsätze zu Vogelschutz und Vogelkunde* 3: 41-36.

- DRISCHNER, D. (1987): Zustandserfassung des Naturschutzgebietes Heilige Hallen im Revier Lüttenhagen des StFB Neustrelitz. Hausarbeit BBS Forst Lychen, unveröffentlicht, 35 S.
- DUCHESNE, L.C. & MCALPINE, R. S. (1993): Using carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) as a means to investigate the effect of forestry practices on soil diversity. PNFI-Technical-Reports 16, 10 S.
- DÜLGE, R. (1989): Einflüsse verschiedener Standortparameter auf die Besiedlung von Habitatinseln durch Carabiden (Coleoptera: Carabidae). Mitt. dt. Gesell. allg. angew. Entomologie 7: 190-198.
- DÜLGE, R. (1992): Die Carabidenfauna (Coleoptera: Carabidae) ausgewählter Geestwälder nördlich von Bremen. Abh. Naturw. Ver. Bremen 42 (1): 95-111.
- DYGU, K. H. (1999): Reakcja ekosystemu lasnego na wieloletnie nawozenie ciekamiem przemyslu ziemniaczanego. (Response of forest ecosystem to multi-annual fertilisation with potato industry sewage) Sylwan 143 (10): 27-36.
- EISENHAUER, D.-R. (1994): Eichennaturverjüngung unter Kiefer. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 28 (2): 53-61.
- EISENHAUER, D.-R. & STRATHHAUSEN, R. (1995): Einfluss von Standortfaktoren und Bestockungsstruktur auf die Konkurrenzsituation in der Krautschicht - Sandrohr und Kiefernwirtschaft Teil I. AFZ-DerWald 23: 1255-1261.
- EISMANN, T. (1994): Analyse der Struktur und Entwicklung der Buchennaturverjüngung im NSG *Heilige Hallen*. Dipl.arbeit Universität Göttingen, 149 S.
- ELIÁŠ, P. (1999): Biological and Ecological causes of Invasion of *Impatiens parviflora* DC. into Forest Communities in central Europe: Acta horticulturae et regioteecturae 1: 1-3.
- ELLENBERG, H. (1973): Ökosystemforschung. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 280 S.
- ELLENBERG, H. (1986): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Ulmer Verlag, Stuttgart, 989 S.
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E.; DÜLL, R.; WIRTH, V.; WERNER, W. & PAULISEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Erich Goltze Verlag, Göttingen, 258 S.
- ELLENBERG, H. jun. (1981): Was ist ein Bioindikator? Sind Greifvögel Bioindikatoren? Ökol. Vögel 3 (Sonderheft): 83-99.
- ELLENBERG, H. jun.; EINEM, M. v.; HUDECZEK, H.; LADE, H.-J.; SCHUMACHER H. U., SCHWEINHUBER, M. & WITTEKINDT, H. (1985): Über Vögel in Wäldern und die Vogelwelt des Sachsenwaldes. Hamb. Avifaun. Beitr. 20: 1-50.
- ELSÄSSER, P. (2004): Naturschutz versus Forstwirtschaft? Vorschläge zur Umsetzung der „Guten fachlichen Praxis“. AFZ-DerWald 3: 131-133.
- EMBORG, J., CHRISTENSEN, M. & HEILMANN-CLAUSEN, J. (2000): The structural dynamics of Suserup Skov, a near-natural temperate deciduous forest in Denmark. Forest Ecology and Management 126: 173-189.
- ENGELMANN, H.-D. (1978): Die Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. Pedobiologia 18: 378-380.
- ENGLER, A. (1904): Der Urwald bei Schattawa im Böhmerwald. Schweiz. Zeitschr. f. Forstwesen 55 (7): 173-182.
- ERDELEN, M. (1978): Quantitative Beziehungen zwischen Avifauna und Vegetationsstruktur. Diss. Universität Köln, 133 S.
- ERDMANN, M. & WILKE, H. (1997): Quantitative und qualitative Totholzerfassung in Buchenwirtschaftswäldern. Forstw. Centralblatt 116: 16-28.

- ERLBECK, R., HASEDER, I. & STINGLWAGNER, G. (2002): Das Kosmos Wald und Forst Lexikon. Kosmos-Verlag, Stuttgart, 880 S.
- ERNST, G. & HANSTEIN, U. (2001): Epiphytische Flechten im Forstamt Sellhorn – Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. In: Wald und Naturschutz – Forschungsergebnisse aus dem niedersächsischen Forstamt Sellhorn. NNA-Berichte 14 (2): 28-85.
- EYHOLZER, R. (1995): Auswirkungen der Erschließung von Wäldern der montanen Stufe auf die Laufkäfer (Col.: Carabidae). Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft 68 (1-2): 83-102.
- FALKE, B.; OEVERMANN, S. & ASSMANN, T. (2000): Bedeutung und Folgen der Waldweide für stenotope Laufkäferarten in nordwestdeutschen Wäldern (Coleoptera: Carabidae). Mitt. Deutsch. Gesell. allg. angew. Ent. 12: 289-294.
- FALKENGREN-GRERUP, U. (1993): Effects on beech forest species of experimentally enhanced nitrogen deposition. Flora 188: 85-91.
- FALINSKI, J. B. (1986): Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forests. Geobotany 8, Dordrecht, Boston, Dr. W. Junk Publishers, Lancaster, 537 S.
- FENNER, M. (1987): Seed characteristics in relation to succession. In: GRAY, A. J.; CRAWLEY, M. J. & EDWARDS, P. J.: Colonization, Succession and Stability. Blackwell Scientific, Oxford: 103-114.
- FENWICK, G. A. (1996): The breakdown of a beech tree – the first five years. Mycologist 10 (1): 26-28.
- FFH-RICHTLINIE (1992): Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen, 18 S.
- FISCHER, A. (1987): Untersuchungen zur Populationsdynamik am Beginn von Sekundärsukzessionen – die Bedeutung von Samenbank und Samenniederschlag für die Wiederbesiedlung vegetationsfreier Flächen in Wald- und Grünlandgesellschaften. Kramer Verlag, Berlin, 234 S.
- FISCHER, A. (1995): Forstliche Vegetationskunde. Pareys Studentexte 82, Blackwell Wissenschaftsverlag, Berlin-Wien, 315 S.
- FISCHER, A.; ABS, C. & LENZ, F. (1990): Natürliche Entwicklung von Waldbeständen nach Windwurf. Ansätze einer „Urwaldforschung“ in der Bundesrepublik. Forstw. Centralblatt 109: 309-326.
- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW-Verlag, 879 S.
- FLADE, M. (1998): Kleiber oder Wiedehopf? Neue Prioritäten im deutschen Vogelschutz. Falke 45 (12): 348-355.
- FLADE, M.; PLACHTER, H.; HENNE, E. & ANDERS, K. (Hrsg.) (2003): Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim, 388 S.
- FLADE, M.; MÖLLER, G.; SCHUMACHER, H. & WINTER, S. (2004): Naturschutzstandards für die Bewirtschaftung von Buchenwäldern im nordostdeutschen Tiefland. Der Dauerwald – Zeitschrift für naturgemäße Waldwirtschaft 29: 15-28.
- FLADE, M. & SCHWARZ, J. (2005): Ergebnisse des DDA-Monitoringprogrammes, Teil II: Bestandsentwicklung von Waldvögeln in Deutschland 1989-2003. Vogelwelt 125, im Druck.
- FRAHM, J. P. (2001): Biologie der Moose. Fischer Verlag, Heidelberg, Berlin, 357 S.
- FRAHM, J. P. & FREY, W. (1992): Moosflora. Ulmer Verlag, Stuttgart, 528 S.

- FRANK, G. (2002): Brutzeitliche Einnischung des Weißrückenspechtes *Dendrocopos leucotos* im Vergleich zum Buntspecht *Dendrocopos major* in montanen Mischwäldern der nördlichen Kalkalpen. *Vogelwelt* 123: 225-239.
- FRANKLIN, J. F. (1992): Strukturelle und funktionelle Vielfalt in den Wäldern der gemäßigten Zone. In: WILSON O. E. (Hrsg.): *Ende der biologischen Vielfalt?*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin: 188-196.
- FRĂȚILĂ, E. C. (2003): Structural characteristics of a virgin beech forest in south-western Romania. In: *Natural Forests in the Temperate Zone of Europe – Values and Utilisation*. International Conference in Mukachevo, Transcarpathia, Ukraine, October 13.-17., 2003, abstracts: 184.
- FREUDE, M. (1971): Gedanken über Naturschutz und Forstnutzung - Eine Bitte an die zuständigen Forstbehörden um die Erhaltung anbrüchiger alter Bäume. *Folia Entomologica Hungarica TOM. XXIV* 25: 281-287.
- FREY, W.; FRAHM, J. P.; FISCHER, E. & LOBIN, W. (1995): Die Moos- und Farnpflanzen Europas. *Kleine Kryptogamenflora, Band 4*. Fischer Verlag, Stuttgart, 426 S.
- FREY, W. & LÖSCH, R. (1998): *Lehrbuch der Geobotanik – Pflanze und Vegetation in Raum und Zeit*. Fischer Verlag, Stuttgart, 436 S.
- FRISVOLL, A. A. & PRESTO, T. (1996): Spruce forest bryophytes in central Norway and their relationship to environmental factors including modern forestry. *Ecography* 20: 3-18.
- FVF BW FORSTLICHE VERSUCHS- UND FORSCHUNGSANSTALT BADEN-WÜRTTEMBERG (1993): *Lebensraum Totholz – Vorschläge für die forstliche Praxis*, 13 S.
- GASTON, K. J.; WILLIAMS, P. H.; EGLLETON, P. & HUMPFRIES, C. J. (1995): Large Scale Patterns of Biodiversity: spatial Variation in Family Richness. *Proceedings of the Royal Society, London B* 260: 149-154.
- GEHLHAR, U. (1998): Anweisung zur Grundaufnahme in Naturwaldreservaten und Naturwaldvergleichsflächen in Mecklenburg-Vorpommern. *Forstliches Versuchswesen Schwerin, Landesamt für Forsten und Großschutzgebiete*, unveröffentlicht, 11 S.
- GEHLHAR, U. (2000): Das Naturwaldreservat „Stephansberg“ – das erste Naturwaldforschungsobjekt der Landesforstverwaltung Mecklenburg-Vorpommern. *Mitt. a. d. forstl. Versuchswesen Mecklenburg-Vorpommern* 2: 7-18.
- GEILER, H. (1956): Zur Ökologie und Phänologie der auf mitteldeutschen Feldern lebenden Carabiden. *Wissenschaftliche Zeitschrift der Karl-Marx-Universität Leipzig, Mathematisch-naturwiss. Reihe* 6: 35-61.
- GERHARDT, E. (1997): *Der große BLV-Pilzfürher für unterwegs*. BLV-Verlag 718 S.
- GERCKE, H. (Hrsg.) (1986): *Der Baum in Mythologie, Kunstgeschichte und Gegenwartskunst*. Heidelberger Kunstverein, Brauns, Heidelberg, 431 S.
- GERSDORF, E. (1937): Ökologisch-faunistische Untersuchungen über die Carabiden der mecklenburgischen Landschaft. *Zool. Jahrbuch, Systematik* 70: 17-86.
- GERSON, U. (1982): Bryophytes and Invertebrates. In: SMITH, A. J. E. (Hrsg.): *Bryophyte ecology*. Chapman & Hall, London, New York: 291-332.
- GIERS, E. (1973): Die Habitatgrenzen der Carabiden im Melico-Fagetum des Teutoburger Waldes. *Abh. Landesmus. Naturkunde Münster* 35: 5-79.
- GIPP, H. J. (1957): Die forstliche und landeskulturelle Bedeutung der Naturwaldzelle „Heilige Hallen“, Abschlussarbeit FH Forstwirtschaft Raben-Steinfeld, 43 S.
- GLASER, F. F. & HAUKE, U. (2004): Historisch alte Waldstandorte und Hudewälder in Deutschland. *Bundesamt für Naturschutz, Angewandte Landschaftsökologie* 61, 193 S.

- GLAVAC, V. (1996): Vegetationsökologie. Fischer Verlag, Jena, 358 S.
- GLOWACKI, Z. & ZALUSKI, T. (1995): VI. Spermatophyta und Pteridophyta. Phytocoenosis 7. Arch. Geobot. 4: 39-46.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N.; BAUER, G. & BEZZEL E. (1966-1997): Handbuch der Vögel Mitteleuropas Bände 1-14. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- GOLDSMITH, B. (1996): Vegetation Monitoring. In: GOLDSMITH, B.: Monitoring for Conservation and Ecology. Chapman & Hall Medical, London: 77-86.
- GRABHERR, G.; KOCH, G.; KIRCHMEIR, H. & REITER, K. (1995): Hemerobie österreichischer Waldökosysteme – Veröffentlichungen des Österreichischen MAB-Programms 17, 493 S.
- GRANKE, O.; SCHMIEDINGER, A. & WALENTOWSKI, H. (2004): Konzept und Schlüsselkriterien für die Bewertung der Biodiversität von Wald-Lebensräumen in Deutschland. Waldökologie-online 1, 4 S.
- GREEN, P. & PETERKEN, G. F. (1997): Variation in the amount of dead wood in the woodlands of the Lower Wye Valley, UK, in relation to the intensity of management. Forest Ecology and Management 98: 229-238.
- GRIES, B., MOSSAKOWSKI, D. & WEBER, F. (1973): Coleoptera Westfalica: Familia Carabidae, Genera Cychrus, Carabus und Calosoma. Abh. Landesmus. Naturkunde Münster, 79 S.
- GROSENBAUGH, L. R. (1981): Measuring trees that lean, fork, crook or sweep. Journal of Forestry 79 (2): 89-92.
- GRUBER, F. & SOWITZKI, U. (1995): Kronenarchitektur der Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) II. Kronenanalysen und Anatomie der Nadeltrennzonen. Forstarchiv 66 (2): 48-61.
- GRUSCHWITZ, M. (1983): Populationsökologische Untersuchungen zur räumlichen Differenzierung von Carabiden in einem Biotopmosaik (Coleoptera: Carabidae). Diss. Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, 181 S.
- GRUTTKE, H. (2001): Welche Bedeutung haben Habitatgröße und –isolation für das Vorkommen walddisperser Laufkäfer in Waldrelikten und Kleingehölzen einer Agrarlandschaft? Angewandte Carabidologie Supplement II: Laufkäfer im Wald: 81-98.
- GRYUNTAL, S. Y. & SERGEEVA, T. K. (1994): Dependence of feeding by forest litter carabids (Coleoptera, Carabidae) on composition and structure of the soil mesofauna in the forests of Moscow province. Entomologicheskoe Obozrenie 73 (1): 44-56.
- GÜNTER, J. & ASSMANN, T. (2000): Competition in the woodland? Phenology, body mass and body length of coexisting *Carabus* species – preliminary results (Coleoptera, Carabidae). In: BRANDMAYR, P., LÖVEI, G.; ZETTO-BRANDMAYR, T.; CASALE, A. & BIGNA TAGLIANTE, A. (Hrsg.): Natural history and applied ecology of carabid beetles. Sofia, Pensoft Publishers, Moscow : 185-195.
- GÜRLICH, S. (1997): Thörenwald - Gutachten über Indikatorarten für historisch alte Wälder am Beispiel von epigäischen Laufkäferarten im Waldgebiet Thörenwald/Forstamt Harsefeld. Büro f. Koleopterologische Fachgutachten, 16 S.
- GUSTAFSSON, L. (2000): Indicators and assessment of biodiversity from a Swedish forestry perspective. SKOG Forst, report 1, 49 S.
- GUSTAFSSON, L. & HALLINGBÄCK, T. (1988): Bryophyte flora and vegetation of managed and virgin coniferous forests in southwest Sweden. Biol. Conserv. 44: 283-300.
- GUSTAFSSON, L.; FISKESJÖ, A., HALLINGBÄCK, T.; INGELÖG, T. & PETTERSSON, B. (1992): Semi-natural deciduous broadleaved woods in southern Sweden – habitat factors of importance to some bryophyte species. Biol. Conserv. 59: 175-181.

- HALME, E. & NIEMELÄ, J. (1993): Carabid beetles in fragments of coniferous forest. *Annales Zoologici Fennici* 30 (1): 17-30.
- HÄRDITTE, W., HEINKEN, T.; PALLAS, J. & WELSS, W. (1997): Querco-Fagetea (H5), Sommergrüne Laubwälder. Teil 1: Quercion roboris, Bodensaure Eichenmischwälder. *Synopsis Pflanzenges. Deutschlands* 2: 1-51.
- HÄRDITTE, W., OHEIMB, G. V. & WESTPHAL, C. (2001): Vergleichende Untersuchungen zur Struktur und Vegetation von Natur- und Wirtschaftswäldern des Tieflandes auf der Grundlage räumlich expliziter Vegetationsmodelle. *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges.* 13: 186-196.
- HÄRDITTE, W.; WESTPHAL, C.; OHEIMB, G. V.; FRIEDEL, A. & TEMPEL, H. (2003a): Sukzessionsforschung in naturnahen Buchenwäldern mit langjährig ungestörter Walddynamik im Nordostdeutschen Tiefland. *Schlussbericht „Zukunftsorientierte Waldwirtschaft“*, FKZ 0339756, 368 S.
- HÄRDITTE, W.; OHEIMB, G. V. & WESTPHAL, C. (2003b): The effects of light and soil conditions on the species richness of the ground vegetation of deciduous forests in northern Germany (Schleswig-Holstein). *Forest Ecology and Management* 182 (1/3): 327-338.
- HAEUPLER, H. (1982): Evenness als Ausdruck der Vielfalt in der Vegetation – Untersuchungen zum Diversitäts-Begriff. *J. Cramer Verlag, Vaduz*, 268 S.
- HARMON, M. E., FRANKLIN, J. F.; SWANSON, F. J.; SOLLINS, P.; GREGORY, S. V.; LATTIN, J. D.; ANDERSON, N. H.; CLINE, S. P.; AUMEN, N. G.; SEDELL, J. R.; LIENKAEMPER, G. W.; CROMACK, K. & CUMMINS, K. W. (1986): Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15: 133-276.
- HÄUSLER, A. & SCHERER-LORENZEN, M. (2002): Nachhaltige Forstwirtschaft in Deutschland im Spiegel des ganzheitlichen Ansatzes der Biodiversitätskonvention. *BfN-Skripten* 62, 66 S.
- HEDIN, J. (2003): Metapopulation ecology of *Osmoderma eremita* – dispersal, habitat quality and habitat history. *Dissertation, Lund*, 131 S.
- HEDIN, J. & RANIUS, T. (2002): Using radio telemetry to study dispersal of the beetle *Osmoderma eremita* living in hollow trees. *Computers and Electronics in Agriculture* 35: 171-180.
- HEIJERMAN, T. & TURIN, H. (1989): Carabid fauna of some types of forest in the Netherlands (Coleoptera: Carabidae). *Tijdschrift voor Entomologie* 132 (2): 241-250.
- HEITJOHANN, H. (1974): Faunistische und ökologische Untersuchungen zur Sukzession der Carabidenfauna in den Sandgebieten der Senne. *Abh. Landesmus. Naturkunde Münster* 36, 53 S.
- HEIß, G. (1990): Notwendigkeit und Bedeutung von Waldschutzgebieten für Arten- und Ökosystemschutz unter besonderer Berücksichtigung von Altholz- und Totholzökosystemen. *NZ NRW Seminarberichte* 10: 62-67.
- HELIÖLÄ, J.; KOIVULA M. & NIEMELÄ, J. (2001): Distribution of Carabid Beetles (Coleoptera, Carabidae) across a Boreal Forest-Clearcut Ecotone. *Conservation Biology* 15(2): 370-377.
- HEMKE, E. (1994): Vom Werden der Feldberger Schutzgebiete. *Beitr. z. Geschichte des Naturschutzes in Mecklenburg-Vorpommern* 1, 64 S.
- HENNEBERG, K. (1998): Einfluß des Schalenwildes auf die Baumverjüngung in der Kernzone „Fauler Ort“ des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin und Schlussfolgerungen für die jagdliche Bewirtschaftung des Wildbestandes. *Dipl.arbeit FH Eberswalde*, 104 S.

- HERPIN, U. (1995): Monitoring der Schwermetallbelastung in der Bundesrepublik mit Hilfe von Moosanalysen, Texte 31/95 des Umweltbundesamtes, 161 S.
- HERTEL, F. (2003): Habitatnutzung und Nahrungserwerb von Buntspecht *Picoides major*, Mittelspecht *Picoides medius* und Kleiber *Sitta europaea* in bewirtschafteten und unbewirtschafteten Buchenwäldern des nordostdeutschen Tieflandes. Vogelwelt 124 (3): 111-132.
- HESMER, H. (1934): Naturwaldzellen. Der Deutsche Forstwirt, 13: 133-135 und 14: 141-143.
- HEYDEMANN, B. (1957): Die Biotopstruktur als Raumwiderstand und Raumfülle für die Tierwelt. Verh. Deutsche Zool. Gesellschaft Hamburg 50: 43-44.
- HEYDEMANN, B. (1964): Die Carabiden der Kulturbiotop von Binnenland und Nordseeküste – ein ökologischer Vergleich. Zoologischer Anzeiger 172: 49-86.
- HKS HANDELSKLASSENSORTIERUNG (1990): Die Rohholzsartierung. Richtlinie d. Rates d. EWG, Rohholzsartengesetz, Verordnung über gesetzl. Handelsklassen für Rohholz mit d. Anlage zu § 1 dieser Verordnung u. d. Zusatzbestimmungen d. deutschen Bundesländer, Umrechnungszahlen, Meßzahlen. Straßenhaus & Westerwald, Euting, 104 S.
- HOBOHM, C. (2000): Biodiversität. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim, 214 S.
- HOFMANN, G. (1994): Wälder und Forsten – Mitteleuropäische Wald- und Forst-Ökosystemtypen in Wort und Bild. Der Wald, Sonderheft Waldökosystem-Katalog, 51 S.
- HÖLLING, D. (2000): Unterwuchs als wichtige Habitatqualität für xylobionte Käfer im Wald. DCM-Verlag, Meckenheim, 273 S.
- HOLSTE, U. (1974): Faunistisch-ökologische Untersuchungen zur Carabiden- und Chrysomelidenfauna xerothermer Standorte im Oberen Weserbergland. Abhandlungen Landesmus. Naturkunde Münster 36: 28-53.
- HÖPER, M. (1996): Moose – Arten, Bioindikation, Ökologie. Forschungsbericht Nationalpark Berchtesgaden 35, 112 S.
- HORION, A. (1941): Faunistik der mitteleuropäischen Käfer I. Goecke Verlag, Krefeld, 463 S.
- HORNSTEIN, F. v. (1958): Wald und Mensch. O. Maier Verlag, Ravensburg, 283 S.
- HOWE, H. F. & WESTLEY, L. C. (1988): Ecological Relationships of Plants and Animals. Oxford Uni. Press, New York, 245 S.
- HUECK, K. (1936): Pflanzengeographie Deutschlands. Bermühler, Berlin-Lichterfelde, 155 S.
- HÜLPERT, D. & ADAM, S. (1994): Ökologisch-faunistische Untersuchungen zum Vorkommen und zur Verbreitung von Laufkäfern (Coleoptera, Carabidae) in der Kulturlandschaft des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin. Naturschutz Landschaftspfl. Brandenburg 3: 14-22.
- HUTCHINGS, M. J. (1996): Monitoring plant populations: census as an aid to conservation. In: GOLDSMITH, B. (Hrsg.): Monitoring for Conservation and Ecology. Chapman & Hall Medical, London: 61-76.
- HUTCHINSON, G. E. (1957): Concluding remarks. In: Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology 22: 415-427.
- HYTTEBORN, H. (1986): Methods of forest dynamics research. In: FANTA, J. (Hrsg.): Forest dynamics research in Western and Central Europe. Proc. of the workshop held 17-20 Sept. 1985 in Wageningen. Pudoc, Wageningen: 17-31.



- IUFRO-Baumklassensystem (1956). In: DENGLER (1990): Waldbau auf ökologischer Grundlage. Parey Verlag, Hamburg, Berlin, 314 S.
- IUCN, UNEP, WWF (1980): World conservation Strategy: Living Resource conservation for Sustainable Development. Gland, 70 S.
- JAHN, G. (1979): Zur Frage der Buche im nordwestdeutschen Flachland. Forstarchiv 50: 85-95.
- JAHN, G. (1983): Die Buche auf dem Vormarsch im Flachland des nordwestlichen Mitteleuropas. Forstarchiv 54: 142-145.
- JAHN, G. (1984): Eichenmischwälder in Nordwestdeutschland – naturnah oder anthropogen? Phytocoenologia 12 (2/3): 363-372.
- JAHN, H. (1990): Pilze an Bäumen. Patzer Verlag, Berlin, Hannover, 272 S.
- JANS, W. (1987): Struktur und Dynamik der Carabidenzönosen von Laubwäldern unter besonderer Berücksichtigung der lokomotorischen Aktivität. Diss. Universität Ulm, 190 S.
- JAWORSKI, A., PACH, M. & SKRZYSZEWSKI, J. (1995): Budowa i struktura drzewostanów z udziałem buka i jawora w kompleksie lesnym Moczarnie oraz pod Rabia Skala (Bieszczady). Acta Agraria et Silvestria. Series Silvestris 33: 39-73.
- JEDICKE, E. (Hrsg.) (1997): „Die Roten Listen – gefährdete Pflanzen, Tiere, Pflanzengesellschaften und Biotope in Bund und Ländern“, Ulmer Verlag, Stuttgart, 581 S.
- JENSSEN, M. & HOFMANN, G. (1996): Der natürliche Entwicklungszyklus des baltischen Perlgras-Buchenwaldes (Melico-Fagetum). Beitr. Forstwirtsch. Landschaftsökol. 30 (3): 114-124.
- JENSSEN, M. & HOFMANN, G. (2001): Zur Quantifizierung der Pflanzenartenvielfalt in Wäldern. AFZ-DerWald 16: 854-856.
- JENSSEN, M. & HOFMANN, G. (2003): Die Quantifizierung ökologischer Potentiale der Pflanzendiversität und Selbstorganisation der Wälder. Beitr. Forstwirtsch. Landschaftsökol. 37 (1): 18-27.
- JESCHKE, L. (1997): 60 Jahre Naturschutzgebiet Heilige Hallen. Natursch. arb. Mecklenburg-Vorpommern 40 (2): 31-40.
- JOVET, S. & JOVET, P. (1944): Peuplement bryologique des bois pourissants et rochers ombragés des environs de Samoens (Haute-Savoie). Rev. Bryol. Lechnol 14, 120-148.
- KASTL, S. (1982): Baumhöhlen und Faulholz. Der Forst- und Holzwirt 6: 169-171.
- KÄTZEL, R.; LÖFFLER, S.; WINTER, S. & KALLWEIT, R. (2003): Ermittlung der ökosystemaren Potenziale und Grenzen beim Umbau von Kiefernreinbeständen durch Voranbau von Eiche (*Quercus petraea*) und Buche (*Fagus sylvatica*) – Abschlussbericht. Forschungsverbund Ökologischer Waldumbau und naturschutzbezogene Waldforschung im Nordostdeutschen Tiefland. FKZ 0339734/7, 233 S.
- KAULE, G. (1986): Arten- und Biotopschutz. Ulmer Verlag, Stuttgart, 461 S.
- KELLER, F. & RIEDEL, P. (2000): Bannwald „Zweribach“ – Erläuterungen zur Forstlichen Grundaufnahme 1999. Berichte Freiburger Forstliche Forschung 31, 63 S.
- KERSTAN, E. (2003): Vergleich des Vorkommens ausgewählter holzbewohnender Großpilze in bewirtschafteten und unbewirtschafteten Buchenwäldern des nordostdeutschen Tieflandes. Dipl.arbeit FH Eberswalde, 63 S.
- KIRCHNER, H. (1960): Untersuchungen zur Ökologie feldbewohnender Carabiden. Kleinkamp Verlag, Köln, 59 S.

- KIRSTEIN, G. (1999): Die Bestandsgeschichte des Revieres Chorin in Fortführung der Oibergschen Arbeit von 1943 und 1945 und die Betrachtung der Veränderung der Baumartenanteile seit 1953. Dipl.arbeit FH Eberswalde, 217 S.
- KLAWITTER, J., RÄTZEL, S. & SCHAEPE, A. (2002): Gesamtartenliste und Rote Liste der Moose des Landes Brandenburg. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 11 (4): 103 S.
- KLEINEVOSS, K., TOPP, W. & BOHAC, J. (1996): Buchen-Totholz im Wirtschaftswald als Lebensraum für xylobionte Insekten. Zeitschr. Ökologie u. Naturschutz 5: 85-95.
- KLEINSTEUBER, E. (1969): Faunistisch-ökologische Untersuchungen an Coleopteren eines Hochmoores im oberen Westerzgebirge. Veröff. Museum für Naturkunde Karl-Marx-Stadt 4: 1-76.
- KLESS, J. (1961): Tiergeographische Elemente in der Käfer- und Wanzenfauna des Wutachgebietes und ihre ökologischen Ansprüche. Zeitschr. Morphologie u. Ökologie Tiere 49: 541-628.
- KNAPP, H. D. & JESCHKE, L. (1991): Naturwaldreservate und Naturwaldforschung in den ostdeutschen Bundesländern. Schr.reihe Vegetationskunde 21: 21-45.
- KNIE, J. (1975): Vergleichende ökologische Untersuchungen der Carabiden-Fauna verschiedener Standorte des Kottenforstes bei Bonn. Decheniana 128: 3-19.
- KOCH, K. (1989): Die Käfer Mitteleuropas - Ökologie Bd. 1. Goecke & Evers, Krefeld, 440 S.
- KOEHLER, H. (1984): Zum Nahrungsspektrum und Nahrungsumsatz von *Pterostichus oblongopunctatus* (F.) und *Pterostichus metallicus* (F.) (Coleoptera, Carabidae) im „Ökosystem“ Buchenwald. Pedobiologia 27: 171-183.
- KÖHLER, F. (1996): Käferfauna in Naturwaldzellen und Wirtschaftswald. Landwirtschaftsverlag Münster, Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung Nordrhein-Westfalen 6, 283 S.
- KÖHLER, F. (2003): Vergleichende Untersuchungen zur Totholzkäferfauna (Coleoptera) in drei Naturwaldreservaten in Mecklenburg-Vorpommern. Mitt. Forstl. Versuchswesen Meckl.-Vorp., Schwerin 4: 7-64.
- KOIVULA, M. (2002): Alternative harvesting methods and boreal carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). Forest Ecology and Management 167 (1/3): 103-121.
- KOIVULA, M.; KUKKONEN, J. & NIEMELÄ, J. (2002): Boreal carabid-beetle (Coleoptera, Carabidae) assemblages along the clear-cut originated succession gradient. Biodiversity and Conservation 11 (7): 1269-1288.
- KÖLBEL, M. (1996): Eindrücke und Forschungsergebnisse aus osteuropäischen Urwäldern. Forst und Holz 51 (14): 467-469.
- KOOP, H. (1982): Waldverjüngung, Sukzessionsmosaik und kleinstandörtliche Differenzierung infolge spontaner Waldentwicklung. In: DIERSCHKE, H. (Hrsg.): Struktur und Dynamik von Wäldern. Berichte des internationalen Symposiums der Internationale Vereinigung für Vegetationskunde, Rinteln 1981: 235-267.
- KOOP, H. (1987): Forest Dynamics SILVI-STAR: A Comprehensive Monitoring System. Springer Verlag, Heidelberg, Berlin-New York, 229 S.
- KOOP, H. & HILGEN, P. (1987): Forest dynamics and regeneration mosaic shifts in unexploited beech (*Fagus sylvatica*) stands at Fontainebleau (France). Forest Ecology and Management 20: 135-150.
- KOPERSKI, M.; SAUER, M.; BRAUN, W. & GRADSTEIN, S. R. (2000): Referenzliste der Moose Deutschlands. Schr.reihe Vegetationskunde 34, Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup, 519 S.

- KOPP, D. & SCHWANECKE, W. (1994): Standörtlich-naturräumliche Grundlagen ökologiegerechter Forstwirtschaft. Landwirtschaftsverlag, Berlin, 248 S.
- KORPEL, S. (1987): Dynamics of the structure and development of natural beech forests in Slovakia. *Acta facultatis forestalis* 29: 59-85.
- KORPEL, S. (1992): Ergebnisse der Urwaldforschung für die Waldwirtschaft im Buchen-Ökosystem. *AFZ* 21: 1148-1152.
- KORPEL, S. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. Fischer Verlag, Stuttgart, 310 S.
- KORPEL, S. & SANIGA, M. (1993): Urwald-Symposium, Exkursionsführer TH/Zvolen, 104 S.
- KOŠIR, Ž. (1970): Beitrag zur Erforschung der Urwaldstruktur reiner Buchenwälder. *Ber. des intern. Symposiums der Intern. Ver. f. Vegetationskunde*, Rinteln: 306-314.
- KOST, G. (1991): Zur Ökologie und Bioindikatorfunktion von Pilzarten in einigen Bannwäldern Baden-Württembergs, nebst Vorschlägen zum Artenschutz von Pilzen. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 21: 161-183.
- KOWARIK, I. (1988): Zum menschlichen Einfluss auf Flora und Vegetation. Theoretische Konzepte und ein Quantifizierungsansatz am Beispiel von Berlin (West). *Landchaftsentwicklung Umweltforschung* 56: 1-280.
- KRAFT, G. (1884): Beiträge zur Lehre von den Durchforstungen, Schlagstellungen und Lichtungshieben. Hannover (Klindworth Verlag), 147 S.
- KRAMER, H. & AKÇA, A. (1987): Leitfaden für Dendrometrie und Bestandesinventur. Sauerländer Verlag, Frankfurt a. M., 287 S.
- KRAUSE, R. (1974): Carabiden der Sächsischen Schweiz (I). *Faun. Abh. Staatl. Museum für Tierkunde Dresden*, Band 5 Nr. 2: 73-179.
- KREISEL, H. (1977): Zusammenstellung der während der Exkursionstagung bei Wesenberg und Feldberg bestimmten Pilze. *Mykologische Mitt.* 21 (1): 13-21.
- KRIZAJ, B. (1993): Nekatere strukturne značilnosti poranitvenega lesa pri bukvi (*Fagus sylvatica* L.) (Some structural characteristics of wood associated with wounds in *Fagus sylvatica*). *Zbornik-Gozdarstva in Lesarstva*, Ljubljana 42: 287-302.
- KRUYNS, N.; FRIES, C.; JONSSON, B.G.; LAMAS, T. & STAL, G. (1999): Wood-Inhabiting Cryptogams on Dead Norway Spruce (*Picea abies*) Trees in Managed Swedish Boreal Forests. *Can. J. Forest Research* 29: 178-186.
- KÜHNE, C. & BARTSCH, N. (2003): Zur Naturverjüngung von Fichten-Buchen-Mischbeständen im Solling. *Forst und Holz* 58 (1/2): 3-7.
- KÜHNEL, S. (1999): Totholz im Bayerischen Staatswald – Ergebnisse der Totholzinventur. *LWF-aktuell* 18, 6-12.
- KUTSCHEIDT, J. & SCHMITZ, D. (1994): Untersuchungen zum Auftreten von Bruchschaden, *Fomes fomentarius* (Zunderschwamm) und Rindenschaden an Buchen unterschiedlicher Höhenlagen. *Mitt. Versuchsanstalt f. Pilzanbau d. Landwirtschaftskammer Rheinland-Krefeld-Grosshüttenhof* 17: 73-82.
- LAGS & LFE, Landesanstalt für Großschutzgebiete & Landesforstanstalt Eberswalde (1999): Flächendeckende Waldbiotopkartierung im Land Brandenburg. Kartieranleitung und Anlagen. 38 S.
- LAMPARSKI, F. (1988): Bodenfauna und synökologische Parameter als Indikatoren für Standorteigenschaften. *Freiburger Bodenkdl. Abh.* 22, 282 S.
- LAMPRECHT, H. (1971): Zur wald- und vegetationskundlichen Bedeutung von Naturwaldparzellen. *Der Forst- und Holzwirt* 26 (2): 25-29.
- LAMMERT, F.-D. (1987): Baumstümpfe sind wertvolle Kleinbiotope. *AFZ* 21: 538-539.
- LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (1994): Biotopkartierung Brandenburg – Kartieranleitung. Unze-Verlagsgesellschaft, Potsdam, 128 S.

- LARSSON, S. G. (1939): Entwicklungstypen und Entwicklungszeiten der dänischen Carabiden. *Entomologiske Meddelelser* 20: 277-560.
- LARSSON, T.-B., DIAS, S., FRANK G., PUUMALAINEN J., RICHARD D., TOMMERAS B. A., WATT A. & WOLFSLEHNER B. (2001): Assessing forest biodiversity on a pan-European scale. Technical Report 7, EU FAIR - BEAR Indicators for Forest Biodiversity in Europe. 87 S.
- LAUTERBACH, A. W. (1964): Verbreitungs- und aktivitätsbestimmende Faktoren bei Carabiden in sauerländischen Wäldern. Aus dem Zoologischen Institut der Universität Köln, 103 S.
- LEDER, B. & HILLEBRAND, K. (2001): Überlegungen zur Charakterisierung der Qualitätsentwicklung in Buchen-Jungwüchsen. *Forst und Holz* 56: 44-49.
- LEDERER, W., KÄMPFER-LAUENSTEIN, A.; KUHLMANN, M. & LÜCKMANN, J. (1997): Intensitätsdifferenzierung in der Forstwirtschaft – Wege zu einer umweltverträglichen Waldnutzung. Projekt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt 11490, Endbericht, 75 S.
- LEHMANN, H. (1965): Ökologische Untersuchungen über die Carabidenfauna des Rheinuferes in der Umgebung von Köln. *Z. Morph. Ökol. Tiere* 55: 597-630.
- LEIBUNDGUT, H. (1959): Über Zweck und Methodik der Struktur- und Zuwachsanalysen von Urwäldern. *Schweiz. Zeitschr. f. Forstwesen* 110: 111-124.
- LENSKI, R. E. (1982): The impact of forest cutting on the diversity of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in the southern Appalachians. *Ecological Entomology* 7 (4): 385-390.
- LESICA, P.; MCCUNE, B.; COOPER, S.V. & HONG, W.S. (1991): Differences in lichen and bryophyte communities between old-growth and managed second-growth forests in the Swan Valley Montana. *Can. J. bot.* 69: 1745-1755.
- LEUSCHNER, C. (1998): Mechanismen der Konkurrenzüberlegenheit der Rotbuche. *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges.* 10: 5-18.
- LEUSCHNER, C.; RODE, M. W. & HEINKEN, T. (1993): Gibt es eine Nährstoffmangel-Grenze der Buche im nordwestdeutschen Flachland? *Flora* 188: 239-249.
- LINDROTH, C. H. (1945): Die fennoskandinavischen Carabidae I., II. Spezieller Teil. Göteborgs Kungliga Vetenskaps- och Vitterhets- Samhälles handlingar, Folge 6, Serie B, Bd. 4, 709 S. und 277 S.
- LOCHOW, A. v. (1978): Strukturanalysen in den Buchenwäldern und Buchenmischwäldern der niedersächsischen Naturwaldreservate. Diss. Universität Göttingen, 240 S.
- LOCKOW, K.-W. & HÖPPNER, K. (2001): Die höchsten Bäume im Land Brandenburg. *AFZ-DerWald* 22: 1181-1184.
- LOHMEYER, W. & SUKOPP, H. (1992): Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas. Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie. *Schr.reihe f. Vegetationskd.* 25, Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup, 185 S.
- LOHSE, G. A. (1954): Die Laufkäfer des Niederelbegebietes und Schleswig-Holsteins. *Verh. Ver. naturwiss. Heimatforsch. Hamburg* 31: 1-39.
- LOREAU, M. (1986): Niche Differentiation and Community Organisation in Forest Carabid Beetles. In: DEN BOER (Hrsg.): *Carabid beetles*. Fischer Verlag, Stuttgart: 465-487.
- LORENZ, J. L. (1988): *Grundbegriffe der Biometrie*. Fischer Verlag, Stuttgart, 241 S.
- LÖWE-PROGRAMM (1991): Langfristig ökologische Waldentwicklung (LÖWE) in Niedersachsen. [www.forstnds.de/portait/loewetext.doc](http://www.forstnds.de/portait/loewetext.doc)

- LUA, LAGS & LFE Landesumweltamt Brandenburg, Landesanstalt für Großschutzgebiete & Landesforstandstalt Eberswalde (2002): Flächendeckende Waldbiotopkartierung im Land Brandenburg. Kartieranleitung und Anlagen, 48 S.
- LÜTZKE, R. (1981): Das Klima im Raum Eberswalde. In: Werte unserer Heimat, Band 34. Akademie Verlag, Berlin: 11-14.
- LWF & TLV LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT & THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR UMWELT (1996): Kartieranleitung zur flächendeckenden Waldbiotopkartierung im Freistaat Thüringen. Gotha, Jena, 116 S.
- MAC ARTHUR, R. H. (1965): Patterns of Species Diversity. *Biol. Rev.* 40: 510-533.
- MACKENSEN, J. & BAUHUS, J. (1999): The decay of coarse woody debris. National Carbon Accounting System Technical Report No. 6. Australian Greenhouse Office, 40 S.
- MÄGDEFRAU, K. & WUTZ, A. (1951): Die Wasserkapazität der Moos- und Flechtendecke des Waldes. *Forstw. Centralblatt*, 17 (2): 103-117.
- MÄRKISCHER FORSTVEREIN (1913): Bericht über die XXXIX. Versammlung des Märkischen Forstvereins am 22., 23. und 24. Juni in Neustrelitz. Neumann Verlag, Neudamm, 127 S.
- MATUSZKIEWICZ, W. & MATUSZKIEWICZ, A. (1973): Przegląd fitosocjologiczny zbiorowisk lesnych Polske. Cz. 1. Lasy bukowe. *Phytocoenosis* 2 (2): 143-201.
- MAYER, H. (1971): Das Buchen-Naturwaldreservat Dobra/Kamplaiten im niederösterreichischen Waldviertel. *Schweiz. Zeitschr. f. Forstwesen* 122 (2): 45-66.
- MAYER, H. (1979): Die höchsten Bäume Europas – waldvegetationskundliche Voraussetzungen für ein optimales Wachstum. *Phytocoenologia* 6: 55-73.
- MAYER, H. (1986): Europäische Urwälder. Fischer Verlag, Stuttgart, 385 S.
- MAYER, P. (2002): Processes of biodiversity change in forests: vascular plant species richness after disturbance in the Bavarian Forest. Diss. Technische Universität München, 123 S.
- MCPFE Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe (1993): Sound Forestry – Sustainable Development. Report on the Follow-up Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, 16-17 June 1993 in Helsinki of the Strasbourg Resolutions of the Ministerial Conference in December 1990, Nykypaino, Helsinki, 203 S.
- MCPFE Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe (2003): Implementation of MCPFE Commitments – National and Pan-European Activities 1998-2003. Message Medien- u. VerlagsGmbH, Wien, 88 S.
- MELFF Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern (2002): Richtlinie zur Sicherung von Alt- und Totholzanteilen im Wirtschaftswald mit erläuternder Einführung. 16 S.
- MESCHEDE, A. & HELLER, K.-G. (2000): Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern. *Schr.reihe Landschaftspfl. Naturschutz* 66, 374 S.
- METZLER, B. & MEIERJOHANN, E. (2001): Buchenkrebs – Verbreitungsfaktoren und forstliche Bedeutung. *AFZ-DerWald* 21: 1111-1112.
- MEYER, P. (1995): Untersuchungen waldkundlicher Entwicklungstendenzen und methodischer Fragestellungen in Buchen- und Buchenmischbeständen niedersächsischer Naturwaldreservate (NWR). Diss. Forstl. Fakultät Universität Göttingen, 239 S.
- MEYER, P. (1999a): Totholzuntersuchungen in nordwestdeutschen Naturwäldern: Methodik und erste Ergebnisse. *Forstw. Centralblatt* 118: 167-180.

- MEYER, P. (1999b): Bestimmung der Waldentwicklungsphasen und der Texturdiversität in Naturwäldern. AFJZ 170 (10-11): 203-211.
- MEYER, P. & POGODA, P. (2001): Entwicklung der räumlichen Strukturdiversität in nordwestdeutschen Naturwäldern. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 172 (12): 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, 107 S.
- MFUEV Ministerium für Umwelt, Energie und Verkehr des Saarlandes (1996): Ganzflächige Waldbiotopkartierung im Saarland – Grundlagen und Zielsetzung der Waldbiotopkartierung (WBK), ganzflächige Inventur des Naturschutzpotentials, Umsetzung in der Forsteinrichtung, Beschreibung der Erfassungseinheiten, 59 S.
- MICHEL, A. (1996): Wirkung unterschiedlicher Belichtung auf die Ausbreitung von Sandrohr *Calamagrostis epigeios* L. in einem stickstoffbelasteten Drahtschmielen-Kiefernforst. Dipl.arbeit FH Eberswalde, 40 S.
- MITSCHERLICH, G. (1971): Wald, Wachstum und Umwelt, Zweiter Band: Waldklima und Wasserhaushalt. Sauerländer Verlag, Frankfurt a. M., 365 S.
- MLINŠEK, D. (1967): Verjüngung und Entwicklung der Dickungen im Tannen-Buchen-Urwald „ROG“ (Slowenien). Univerza v. Ljubljana, Biotehniška Fakulteta, Ljubljana, 87 S.
- MLUR MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELTSCHUTZ UND RAUMORDNUNG DES LANDES BRANDENBURG/LANDESFORSTANSTALT EBERSWALDE (2000): Naturwälder und Naturwaldforschung im Land Brandenburg. Power Werbeagentur, Potsdam, 147 S.
- MLUR Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (2004): Grüner Ordner des Landes Brandenburg. Anlage zur Waldbaurichtlinie des Landes Brandenburg, Juni 2004.
- MÖLLER, G. (1991): Warum und wie sollen Holzbiotope geschützt werden? In: AUHAGEN, A., R. PLATEN & H. SUKOPP (Hrsg.): Rote Listen der Pflanzen und Tiere in Berlin, TU-Berlin: 421-437.
- MÖLLER, G. (1993): Alt- und Totholz in Land- und Forstwirtschaft – Ökologie, Gefährdungssituation, Schutzmaßnahmen. NNA-Berichte 4 (5): 30-47.
- MÖLLER, G. (1994a): Dendroentomologische Untersuchungen zur Pflege- und Entwicklungsplanung in repräsentativen Holzbiotopen des Biosphärenreservats Schorfheide-Chorin. Landesanstalt für Großschutzgebiete, unveröff. Bericht, 132 S.
- MÖLLER, G. (1994b): Alt- und Totholzlebensräume: Ökologie, Gefährdungssituation, Schutzmaßnahmen. Beitr. Forstwirtsch. Landschaftsökol. 28 (1): 7-15.
- MÖLLER, G. (1997): Alt- und Totholzlebensräume im Gebiet des Großen Stechlinsees unter besonderer Berücksichtigung der Pflege- und Entwicklungsplanung. Gutachten des Landes Brandenburg, Amt für Forstwirtschaft Fürstenberg/Havel, 96 S.
- MÖLLER, G. (2000): Schutz und Entwicklung von Alt- und Totholzlebensräumen im Saarland - didaktische Grundlagen unter besonderer Berücksichtigung des Saarkohlenwaldes. Im Rahmen des Projektes "Expo 2000: Low Tech - High Nature" im Auftrag des Saarforst Landesbetriebes, Von der Heydt 12, 66115 Saarbrücken, 77 S.  
<http://www.expo2000.saarland.de/forstsb/materialien/moellertext/lebenimtotholz.htm>
- MOOSMAYER, H. J. (1993): Totholzkonzept für den Stadtwald Freiburg. AFZ-DerWald 20: 1107-1118.

- MOSSAKOWSKI, D. (1991): Zur Verbreitung der Laufkäfer (Carabidae) im Lande Bremen. Abh. Naturwiss. Ver. Bremen 41 (3): 543-639.
- MOUNTFORD, E. P.; PETERKEN, G. F.; EDWARDS, P. J. & MANNERS, L. G. (1999): Long-term change in growth, mortality and regeneration of trees in Denny Wood, an old-growth wood-pasture in the New Forest (UK). *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 2: 223-272.
- MOUNTFORD, E. P.; HAHN, K.; WIJDEVEN, S.; HEES, A. V.; MANNING, D. B.; STANDOVAR, T. & ROZENBERGAR, D. (2002): A review of Information on Natural Stand Dynamics in European Beech forests. 2. Bericht des NAT-MAN-Projektes, 155 S.
- MROSEK, T. (2002): Development and Testing of Criteria und Indicators System for Sustainable Forest Management at the Local Level. Case Study at the Haliburton Forest & Wild Life Reserve Ltd., Canad Doctor of Philosophy, Graduate Department of Forestry. University of Toronto, 206 S.
- MROTZEK, R., PFIRRMANN, H. & BARGE, U. (2000): Einfluss von Wegebaumaterial und Licht auf die Vegetation an Waldwegen und im angrenzenden Bestand - dargestellt an Wegen im niedersächsischen Forstamt Bramwald. *Forstarchiv* 71: 234-244
- MUHLE, H. (1977): Ein Epiphytenkataster niedersächsischer Naturwaldreservate. *Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem.* 19/20: 47-62.
- MUHLE, H. & LEBLANC, F. (1975): Bryophyte and lichen succession on decaying logs. I. Analysis along an evapotational gradient in eastern Canada. *Journal of the Hattori Botanical Laboratory* 39: 1-33.
- MÜHLENBERG, M. (1993): *Freilandökologie*. Quelle & Meyer Verlag, Heidelberg, Wiesbaden, 512 S.
- MÜLDNER, D. (1982): *Helft unsere Buchenwälder retten!* DRW-Verlag, Stuttgart, 147 S.
- MÜLLER, F. (1993): Moose und Flechten in zwei Naturwaldreservaten (Totalreservaten) im östlichen Deutschland. *Herzogia* 9: 543-572.
- MÜLLER, G. (1976): Die Bodenfallentechnik und ihre Bedeutung für die Entomofaunistik. *Entomol. Berichte*: 79-84.
- MÜLLER, G. (1978): Parameter für Carabiden-Sukzessionen auf der Basis von Aktivitätsdichte-Werten. *Pedobiologia* 18: 442-447.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (1984): Indikation und Zeitmaß von Faunenveränderungen, demonstriert am Beispiel der Laufkäfer (Insecta, Coleoptera, Carabidae). *Biol. Rdsch.* 22: 369-378.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (1989): Laufkäfer als pedobiologische Indikatoren. *Pedobiologia* 33: 145-153.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (1992): Rote Liste der gefährdeten Laufkäfer Mecklenburg-Vorpommerns. Goldschmidt Druck GmbH, Schwerin , 21 S.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (2000a): Schützt die FFH-Richtlinie die „richtigen“ Arten? Kriterien für eine Novellierung. *Schriftenr. Landschaftspflege Naturschutz* 68: 43-55.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (2000b): Bedeutung der Arten im Naturschutz. In: *AKADEMIE FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN* (Hrsg.): *Naturschutz durch Engagement für Arten. Dokumentation des Naturschutztages Schleswig-Holstein vom 14. Oktober 2000 in Rendsburg*: 31-50 .
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (2001a): Laufkäfer in Wäldern Deutschlands. *Angewandte Carabiologie, Supplement II*: 9-20.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (2001b): Reliktendemismus und Biodiversitäts-Artefakte – Schützen wir das „Richtige“? *Pulsatilla* 4: 47-58.

- MÜLLER-MOTZFELD, G. (Hrsg.) (2004): Die Käfer Mitteleuropas. Bd. 2 Adephaga 1, Carabidae (Laufkäfer). Elsevier Verlag, München, 521 S.
- MÜLLER-MOTZFELD, G.; TRAUTNER, J. & BRÄUNICKE, M. (2004): Raumbedeutsamkeitsanalysen und Verantwortlichkeit für den Schutz von Arten am Beispiel der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae). Bundesamt für Naturschutz, im Druck.
- MÜLLER-USING, S. & BARTSCH, N. (2003): Totholzodynamik eines Buchenbestandes (*Fagus sylvatica* L.) im Solling – Nachlieferung, Ursache und Zersetzung von Totholz. *Allg. Forst- u. J.Ztg.*, 174 (7): 122-130.
- NAGEL, P. (1975): Studien zur Ökologie und Chorologie der Coleopteren (Insecta) xerothermer Standorte des Saar-Mosel-Raumes mit besonderer Berücksichtigung der die Bodenoberfläche besiedelnden Arten. Diss. Universität Saarbrücken, 225 S.
- NATIONALPARKVERWALTUNG BAYERISCHER WALD (1995): 25 Jahre auf dem Weg zum Naturwald. Berichte über die wissenschaftliche Beobachtung der Waldentwicklung. Passavia Druckerei, Passau, 190 S.
- NEBEL, M. & PHILIPPI, G. (2001): Die Moose Baden-Württembergs. Ulmer Verlag, Band 2. Stuttgart, 529 S.
- NEUMANN, M. & STARLINGER, F. (2001): The significance of different indices for stand structure and diversity in forests. *Forest Ecology and Management* 145: 91-106.
- NIEMELÄ, J.; HAILA, Y. & HALME, E. (1987): Carabid assemblages in southern Finland, a forest-field comparison. *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica* 22 (1-4): 417-424.
- NIEMELÄ, J.; HAILA, Y.; HALME, E.; LATHI, T.; PAJUNEN, T. & PUNTTILA, P. (1988): The distribution of carabid beetles in fragments of old coniferous taiga and adjacent managed forest. *Ann. Zool. Fennici* 25: 107-119.
- NIEMELÄ, J. (1990): Spatial distribution of carabid beetles in the southern Finnish Taiga: The question of scale. In: STORK, N. E. (Hrsg.): *The role of ground beetles in ecological and environmental studies*. Intercept, Andover, Hampshire: 143-169.
- NIEMELÄ, J.; LANGOR, D. & SPENCE, J. R. (1993): Effects of clear-cut harvesting on boreal ground-beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) in western Canada. *Conservation Biology* 7 (3): 551-561.
- NIEMANN, G. (1963): Zum biotopmäßigen Vorkommen von Coleopteren. Teil I: Kiefern-Altbestände auf hügeligen (grundwasserfernen) und auf grundwasserbeeinflussten Standorten. *Zeitschr. angew. Entomol.* 53: 82-110.
- NIWA, C. G. & PECK, R. W. (2002): Influence of prescribed fire on carabid beetle (Carabidae) and spider (Araneae) assemblages in forest litter in southwestern Oregon. *Environmental Entomology* 31 (5): 785-796.
- NÖRR, M. (1972): Ökologische Untersuchungen an fünf Laubmoosgesellschaften im Naturschutzgebiet Bodetal. Diss. Universität Halle, 203 S.
- NUSS, I. (1999): Mykologischer Vergleich zwischen Naturschutzgebieten und Forstflächen. IHW-Verlag, Eching, 144 S.
- ODEHNALOVA (2001): zitiert in CHRISTENSEN, M., HAHN, K.; MOUNTFORD, E.; ÓDOR, P., ROZENBERGER, D., DIACI, J., STANDOVAR, T.; WIJDEVEN, S.; WINTER, S.; VRŠKA, T. & MEYER, P. (2005): Dead wood in beech dominated forests in Europe. *Forest Ecology and Management*, im Druck.
- ODOR, P. & STANDOVAR, T. (2001): Richness of bryophyte vegetation in near-natural and managed beech stands: the effects of management-induced differences in dead wood. *Ecological Bulletins* 49: 219-229.



- OHEIMB, G. V., ELLENBERG, H. ; HEUVELDOP, J. & KRIEBITZSCH, W.-U. (1999): Einfluss der Nutzung unterschiedlicher Waldökosysteme auf die Artenvielfalt und – zusammensetzung der Gefäßpflanzen in der Baum-, Strauch- und Krautschicht unter besonderer Berücksichtigung von Aspekten des Naturschutzes und des Verbißdruckes durch Wild. Mitt. Bundesforschungsanstalt Forst- u. Holzwirtschaft 195: 279-450.
- OLBERG, A. (1933): Die Entwicklung des Waldzustandes in der Oberförsterei Chorin und die Folgerungen hieraus für die künftige Wirtschaft. Diss. Forstliche Hochschule Eberswalde, 42 S.
- OLBERG, A. (1943): Bestandsgeschichte des Preußischen Hochschulforstamtes Chorin, Band I. Bestandsbeschreibungen. Sauerländer Verlag, Frankfurt a. M., 342 S.
- OLBERG, A. (1945): Bestandsgeschichte des Preußischen Hochschulforstamtes Chorin, Band II. Bestandskarten. Sauerländer Verlag, Frankfurt a. M., 179 S.
- OLSSON, K. (1995): Changes in epiphytic lichen and moss flora in some beech forests in southern Sweden during 15 years. Ecol. Bulletin 44: 238-247.
- OTTO, H.-J. (1994): Waldökologie. Ulmer Verlag, Stuttgart, 391 S.
- PAARMANN, W. (1966): Vergleichende Untersuchungen über die Bindung zweier Carabidenarten (*P. angustatus* DFT. und *P. oblongopunctatus* F.) an ihre verschiedenen Lebensräume. Zeitschr. f. wiss. Zoologie 174: 83-176.
- PAGEL, H.-U. (1970): Vegetation, Standort und Ertrag von Buchenwäldern der südlichen Uckermark. Archiv für Forstwesen 19: 43-76.
- PAJE, F. & MOSSAKOWSKI, D. (1985): Die Erfassung der Laufkäfer im Land Bremen. Verh. Ges. f. Ökologie 1983, 13: 739-745.
- PALMER, M. W. (1986): Pattern in corticolous bryophyte communities of the North Carolina piedmont: Do mosses see the forests or the trees? Bryologist 86, 59-65.
- PARKER, E. J. (1975): A note on beech canker and dieback. Arboricultural Journal 2 (8): 336-337.
- PASSARGE, H. (1964): Die Pflanzengesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes I. Pflanzensoziologie 13: 324 S.
- PAUER, R. (1975): Zur Ausbreitung der Carabiden in der Agrarlandschaft, unter besonderer Berücksichtigung der Grenzbereiche verschiedener Feldkulturen. Z. Angew. Zool. 62: 457-489.
- PEARSON, D. L. & CASSOLA, F. (1992): World-wide Species richness patterns of Tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae): Indicator Taxon for Biodiversity and Conservation Studies. Conservation Biology 6 (3): 376-391.
- PERPEET, M. (1991): Ein vereinfachtes Verfahren zur ökologischen Wertermittlung bei der Waldbiotopkartierung. Forst und Holz 46: 687-693.
- PETERKEN, G. F. (1996): Natural Woodland – Ecology and Conservation in Northern Temperate Regions. University Press, Cambridge, 522 S.
- PFLUGMACHER, D. (2004): Einfluss der Waldbewirtschaftung auf die Carabidenfauna unterschiedlich bewirtschafteter Tiefland-Buchenwälder. Dipl.arbeit FH Eberswalde, 82.
- PHILIPPI, G. (1965): Die Moosgesellschaften des morschen Holzes. Nova Hedwigia IX: 189-205.
- PHILIPPI, G. (1981): Bedeutung der Altholzbestände aus botanischer Sicht. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 20: 19-22.

- PICKETT, S. T. A. (1989): Space-for-time substitution as an alternative to long-term studies. In: LIKENS, G. E. (Hrsg.): Long-term studies in ecology. Springer Verlag, New York: 110-135 S.
- PLACHTER, H. (1987): Arten- und Biotopschutzprogramme als umfassende Zielkonzepte des Naturschutzes. Jb. Naturschutz Landschaftspfl. ABN 39: 106-126.
- PLACHTER, H. (1991): Naturschutz. Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, 463 S.
- PLACHTER, H.; BERNOTAT, D.; MÜSSNER, R. & RIECKEN, U. (2002): Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. Schr.reihe Naturschutz Landschaftspflege 70, 566 S.
- PLACHTER, H.; HEIDT, E.; KORBUN, T.; SCHULZ, R. & TACKENBERG, O. (2003): Methoden zur Festlegung von Naturschutzziele in Agrarlandschaften. In: FLADE, M.; PLACHTER, H.; HENNE, E. & ANDERS, K. (Hrsg.) (2003): Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes. Quelle & Meyer Verlag, Saarbrücken, 99-138.
- POTT, R. (1994): Naturnahe Altwälder und deren Schutzwürdigkeit. NNA-Berichte 3: 115-133.
- POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. Ulmer Verlag, Stuttgart, 622 S.
- PRACH, K.; HADINEC, J.; MICHÁLEK, J. & PYŠEK P. (1995): Forest planting as a way of species dispersal. Forest Ecology and Management 76: 191-195.
- PRENDERGAST, J. R.; QUINN, R. M; LAWTON, J. H.; EVERSHAM, B. C. & GIBBONS, D. W. (1993): Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. Nature 365: 335-337.
- PRETZSCH, H. (2002): Grundlagen der Waldwachstumsforschung. Parey Verlag, Berlin, Wien, 414 S.
- PRILL, H. (1989a): Die Hohltaube im NSG Serrahn. Orn. Rundbrief Mecklenburg 32: 37-41.
- PRILL, H. (1989b): Ökologische Untersuchungen an ausgewählten Vogelarten des NSG Serrahn. Vorträge aus dem Bereich der ADL, A.2: 40-45.
- PREUHLER, T. & REBHAN, P. (1991): „Kleinengelein“ – ein Buchenstarkholz-Relikt im Forstamt Gerolzhofen. Forst und Holz 16: 436-445.
- QUARDOKUS, H. (1994): Bestandesaufnahme des Naturreservates "Heilige Hallen" - Beschreibung der Bestandesdaten unter besonderer Berücksichtigung der Baumartenmischung, der Altersklassenverhältnisse, der soziologischen Stellung, der Bestockungs- und Beschirmungsgrade mit Hilfe eines mathematischen Stichprobenrasters. Dipl.arb. Fachhochschule für öff. Verwaltung Mecklenburg-Vorpommern, FB Forstwirtschaft, Raben-Steinfeld, 52 S.
- RABELER, W. (1969a): Zur Kenntnis der nordwestdeutschen Birkenwaldfauna. Schr.reihe Vegetationskunde 4: 131-154.
- RABELER, W. (1969b): Über die Käfer- und Spinnenfauna eines nordwestdeutschen Birkenbruchs. Vegetationsmonographien der einzelnen Großräume. Fischer Verlag, Stuttgart: 387-392.
- RADEMACHER, C. & WINTER, S. (2003): Totholz im Buchen-Urwald: Generische Vorhersagen des Simulationsmodells BEFORE-CWD zur Menge, räumlichen Verteilung und Verfügbarkeit. Forstw. Centralblatt 122: 337-357.
- RASSMUS, J. (1991): Das Pobüller Bauernholz. Kieler Notizen zur Pflanzenkunde in Schleswig-Holstein und Hamburg 21 (2/3): 1-148.

- RAUH, J. (1993): Faunistisch-ökologische Bewertung von Naturwaldreservaten anhand repräsentativer Tiergruppen. Schr.reihe bayer. Staatsministeriums Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2: 199 S.
- RAUH, J. & SCHMITT, M. (1991): Methodik und Ergebnisse der Totholzforchung in Naturwaldreservaten. Forstw. Centralblatt 110: 114-127.
- READ, H. J.; WHEATER, C. P. & MARTIN, M. H. (1987): Aspects of the ecology of Carabidae (Coleoptera) from woodlands polluted by heavy metals. Environmental Pollution 48 (1): 61-76.
- REICHHOLF, J. (1964): Artenreichtum, Häufigkeit und Diversität der Greifvögel in einigen Gebieten Südamerikas. J. Orn. 115: 381-397.
- REIF, A. (1998): Möglichkeiten zur Erhaltung der Artenvielfalt im Wald - Erfahrungen aus der forstlichen Nutzungs- und Pflegepraxis. Schriftenreihe für Vegetationskunde 29: 151-161.
- REININGER, H. (2000): Das Plenterprinzip. Leopold Stocker Verlag, Graz, Stuttgart, 238 S.
- RENNWALD, E. (Bearb., 2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands – mit Datenservice auf CD-ROM. Schr.reihe Vegetationskunde 35, 800 S.
- RICHTER, J. (1990): Stammbruch, Windwurf und Naturverjüngung in Buchen-Naturwaldzellen. Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen: Naturwaldzellen in NRW 5: 86-96.
- RIECKEN, U. (1990): Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen im Rahmen raumrelevanter Planungen. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 32: 228 S.
- RIECKEN, U.; RIES, U. & SSYMAN, A. (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 41, Landwirtschaftsverlag, Münster, 184 S.
- RIEGEL, T. (1996): Zur Carabidenfauna von Waldgesellschaften unterschiedlicher Feuchtestufen in einem ostniedersächsischen Waldgebiet. Braunschweiger naturkd. Schr. 5 (1): 35-53.
- RIETZE, J. (2001): Zur Phänologie ausgewählter Laufkäfer in baden-württembergischen Wäldern. Angewandte Carabidologie Supplement II Laufkäfer im Wald: 105-115.
- RÖHRIG, E. (1980): Waldbau auf ökologischer Grundlage. Parey Verlag, Hamburg, 283 S.
- RÖHRIG, E. & GUSSONE, H. A. (1990): Waldbau auf ökologischer Grundlage. Parey Verlag, Hamburg, 314 S.
- ROSE, F. (1992): Temperate forest management: its effects on bryophyte and lichen floras and habitats. In: BATES, J. W. & FARMER, A. M. (Hrsg.): Bryophytes and lichens in a changing environment. Clarendon Press, Oxford: 211-233.
- ROSNEV, B & STOICHEV, G. (1985): Wood-destroying fungi in the Parangalitsa reserve. Gorskostopanska-Nauka 22 (2): 45-50.
- ROTE LISTE DER LAUFKÄFER BRANDENBURG (1999) – siehe SCHEFFLER et al. (1999).
- ROTHMALER, W. (1994a): Exkursionsflora von Deutschland – Gefäßpflanzen: Bd. 3, Atlas. Fischer Verlag, Stuttgart, 753 S.
- ROTHMALER, W. (1994b): Exkursionsflora von Deutschland – Gefäßpflanzen: Bd. 4, Kritischer Band. Fischer Verlag, Stuttgart, 811 S.
- RUDOLPH, R. (1976a): Coleoptera Westfalica: Familia Carabidae, Genera Leistus, Nebria, Notiophilus, Blethisa und Elaphrus. Abh. Landesmus. Naturkunde Münster 38: 3-22.

- RUDOLPH, R. (1976b): Coleoptera Westfalica: Familia Carabidae, Genera Perukeotzsm Thalassophilus, Epaphius, Trechus, Trechoblemus und Lasiotrechus. Abh. Landesmus. Naturkunde Münster 38: 23-30.
- RÜMER, H. & MÜHLENBERG, M. (1988): Kritische Überprüfung von "Minimalprogrammen" zur zoologischen Bestandserfassung. Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz 83: 151-165.
- RUNGE, F. (1994): Die Pflanzengesellschaften Mitteleuropas. Aschendorff Verlag, Münster, 312 S.
- SACHS, L. (1984): Angewandte Statistik. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 552 S.
- SAMMLER, P. (1986): Beitrag zur Kenntnis der Pilzflora im NSG bei Feldberg. Natur u. Natursch. Mecklenburg 21: 95-100.
- SAMUELSSON, J.; GUSTAFSSON, L. & INGELÖG, T. (1994): Dying and dead trees – a review of their importance for biodiversity. Swedish Threatened Species Unit, Uppsala, 109 S.
- SANIGA, M. & SCHÜTZ, J. P. (2001): Dynamics of changes in dead wood share in selected beech virgin forests in Slovakia within their development cycle. J. of Forest Science, 47 (12): 557-565.
- SANIGA, M. & VESELY, L. (1998): Dynamika zmeny struktury, produkcie a regeneracie bukoveho prirodneho lesa v statnej prirodnej rezervacii Rastum – Dynamics of changes in structure, yield and regeneration of a beech natural forest in the state nature reserve Rastun. Lesnictvi-Forestry 44 (3): 116-125.
- SCAMONI, A. (1953): Naturwaldzellen. Natur und Heimat 6, 176 S.
- SCAMONI, A. (1957): Vegetationsstudien im Waldschutzgebiet „Fauler Ort“ und in den angrenzenden Waldungen. Feddes Repertorium, Beiheft 137: 55-109.
- SCAMONI, A. (1961): Die Waldschutzgebiete im Feldberger Landschaftsschutzgebiet. Naturschutzarbeit Mecklenburg 4 (2-3): 74-80.
- SCAMONI, A. (1963): Natur, Entwicklung und Wirtschaft einer jungpleistozänen Landschaft dargestellt am Gebiet des Meßtischblattes Thurow (Kreis Neustrelitz), Teil I, Berlin, 340 S.
- SCAMONI, A. (1965): Vegetationskundliche und standortkundliche Untersuchungen in mecklenburgischen Waldschutzgebieten - Heilige Hallen. Natur u. Naturschutz in Mecklenburg 3: 37-50.
- SCAMONI, A. (1971): Der faule Ort – Über das Naturschutzgebiet bei Warnitz. Heimatkalender für den Kreis Prenzlau: 24-29.
- SCAMONI, A. (1975): Die Wälder um Chorin. Vegetation und Grundlagen für die Erschließung und Pflege eines Landschaftsschutzgebietes. Potsdam und Frankfurt/Oder, 64 S.
- SCHAAL, R. (1994): Waldgeschichtliche Erhebungen im Forstbezirk Münsingen als Beitrag zur Waldbauplanung. Mitt. Ver. Forstl. Standortkunde u. Forstpflanzenzüchtung 37: 61-65.
- SCHÄFER, J. & F. HORNSCHUCH (1998): Standort und Vegetation der Wälder, Moore und Sümpfe im Naturschutzgebiet „Grumsiner Forst“. Dipl.arbeit Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, 234 S.
- SCHAEPPPI, H. (1985): Das Franzosenkraut jetzt auch im Wald. Schweiz. Zeitschr. f. Forstwesen 136 (6): 515-516.
- SCHAFFRATH, U. (2003): Zu Lebensweise, Verbreitung und Gefährdung von *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) (Coleoptera; Scarabaeoidea, Cetoniidae, Trichiinae). Philippia 10/4: 249-336.

- SCHAUER, W. (1975): Waldkundliche Charakterisierung ausgewählter Untersuchungsflächen mit Hilfe von Bestockungsprofilanalysen. In: Das Naturschutzgebiet Serrahn, Ergebnisse der Forschung aus einem Naturschutzgebiet mit vielfältiger Naturlandschaft und komplexer Aufgabenstellung, Neubrandenburg und Serrahn: 120-135.
- SCHEFFLER, I., KIELHORN, K.-H.; WRASE, D.; KORGE, H. & BRAASCH, D. (1999): Rote Liste und Artenliste der Laufkäfer des Landes Brandenburg (Coleoptera: Carabidae). Natursch. Landschaftspfl. Brandenburg 8 (4): Beilage, 27 S.
- SCHERZINGER, W. (1996): Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Ulmer Verlag, Stuttgart, 447 S.
- SCHERZINGER, W. (1997): Kritische Formulierung einer Zieldiskussion zum Naturschutz im Wald. EVCV, Bürs, 68 S.
- SCHIMITSCHEK, E. (1953): Forstentomologische Studien im Urwald Rotwald. Zeitschr. angew. Entomologie 24: 178-215 (Teil I), 513-542 (Teil II).
- SCHIMITSCHEK, E. (1954): Forstentomologische Studien im Urwald Rotwald. Zeitschr. angew. Entomologie 35: 1-54 (Teil III).
- SCHIRMER, C. (1992): Verfahren und Ergebnisse der Waldbiotopbewertung. AFZ 1: 38-41.
- SCHMALTZ, J. & STANKE, J. (1999): Entwicklung eines Buchenwaldes auf der Insel Vilm bei Rügen. Forstarchiv 70: 11-17.
- SCHMID, H. & HELFER, W. (1995): Pilze – Wissenswertes aus Ökologie, Geschichte und Mythos. IHW-Verlag, Eching, 160 S.
- SCHMIDT, M.; OHEIMB, G. V.; KRIEBITZSCH, W.U. & ELLENBERG, H. (2002): Liste der im norddeutschen Tiefland typischen Waldgefäßpflanzen. Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg 206, 37 S.
- SCHMIDT, P. A. (1995): Übersicht der natürlichen Waldgesellschaften Deutschlands. Schr.reihe Sächs. Landesanstalt für Forsten, Sächsisches Staatsministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Forsten 4, 95 S.
- SCHMIDT, P. A. (1997): Naturnahe Waldbewirtschaftung – Ein gemeinsames Anliegen von Naturschutz und Forstwirtschaft? Naturschutz und Landschaftsplanung 29 (3):75-83.
- SCHMIDT, P. A. (2000): Die Entwicklung der Landschaft unter Berücksichtigung veränderter Landnutzungen aus geobotanischer Sicht. Landnutzungsplanung und Naturschutz: Aktuelle Forschungsberichte: 22-40.
- SCHMIDT, P. A. (2002): Naturnähe versus Biodiversität: Konkurrierende Kriterien bei der naturschutzfachlichen Bewertung von Wäldern. Forstwissenschaftliche Tagung 2002 "Waldumbau im globalen Wandel", 9. S.
- SCHMIDT, P. A. (2003): Multifunktionalität – Gleichrang oder Vorrang von Naturschutzzielen? Tagungsband der Tharandter Hochschultage 23.-24. Oktober 2003, Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften, Fachrichtung Forstwissenschaften, S. 28.
- SCHMIDT, P. A.; DENNER, M. & JÄGER, U. (2005): Structural parameters of phytocoenoses as indicators of a nature conservation assessment of forest conversion. Forstwissenschaftliche Beiträge Tharandt, im Druck.
- SCHMIDT, W. (1998): Dynamik mitteleuropäischer Buchenwälder (Kritische Anmerkungen zum Mosaik-Zyklus-Konzept). Natursch. Landschaftsplanung 30 (8/9): 242-249.
- SCHMIDT, W. (1999): Die Bodenvegetation als Indikator für die biotische Mannigfaltigkeit von Wäldern – Beispiele aus Natuwaldreservaten und Wirtschaftswäldern. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 29: 133-143.
- SCHMITT, M. (1992): Buchen-Totholz als Lebensraum für xylobionte Käfer. Waldhygiene 19: 97-191.

- SCHOBER, R. (1987): Ertragstabeln wichtiger Baumarten. Sauerländer Verlag, Frankfurt a. Main, 166 S.
- SCHUBERT, R. (HRSG.) (1991): Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. Fischer Verlag, Stuttgart, 338 S.
- SCHUBERT, R.; HILBIG, W. & KLOTZ, S. (2001): Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Spektrum-Fischer Verlag, Heidelberg, Berlin, 472 S.
- SCHULTZ, R. (1997): Die Laufkäfer als Indikatoren der Renaturierung des Salzgrünlandes im Ostseebereich Vorpommerns. Cuvillier-Verlag, Göttingen, 232 S.
- SCHULZ, U. (1996): Vorkommen und Habitatanforderungen von Bodenmakroarthropoden in Natur- und Wirtschaftswäldern: ein Vergleich. Diss. Ludwig-Maximilians-Universität München, 166 S.
- SCHUMACHER, A. (2000): Die Ökologie der Moose in mitteleuropäischen Buchenwäldern unter dem Einfluss der Forstwirtschaft. Dissertationes Botanicae 311, 176 S.
- SCHUMACHER, H. (2001): Zur avifaunistischen Bedeutung des alten Naturschutzgebietes „Heilige Hallen“. Labus 13: 32-41.
- SCHUMACHER, H. (2004): Der Einfluss forstwirtschaftlicher Nutzung auf die Avifauna von Rotbuchenwäldern des nordostdeutschen Tieflandes. Diss. Universität Göttingen, in Vorbereitung.
- SCHÜRSTEDT, H. & GRUTTKE, H. (2000): Einfluss unterschiedlicher Ködersubstanzen auf die biotopspezifische Fängigkeit von Bodenfallen für silvicole Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae). Angew. Carabidologie (2/3): 37-48.
- SCHÜTT, P.; SCHUCK, H.-J. & STIMM, B. (1992): Lexikon der Baum- und Straucharten. Ecomed-Verlag, Landsberg/Lech, 579 S.
- FLADE, M. & SCHWARZ, J. (2004): Ergebnisse des DDA-Monitoringprogrammes, Teil II: Bestandsentwicklung von Waldvögeln in Deutschland 1989-2003. Vogelwelt 125, im Druck.
- SENGE, P. M. (1994): The Fifth Discipline: strategies and tools for building a learning organization. Currency Doubleday, New York, London, 423 S.
- SHANNON, C. E. & WEAVER, W. (1964): The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana, Ill, 117 S.
- SHANNON, C. E. & WEAVER, W. (1976): Mathematische Grundlagen der Informationstheorie. Oldenburg Verlag, München, Wien, 143 S.
- SHARP, A. J. (1939): Taxonomic and ecological studies of eastern Tennessee bryophytes. Amer. Midl. Nat. 21 (2), 267-354.
- SILBAUGH, J. M. & BETTERS, D. R. (1995): Quantitative biodiversity measures applied to forest management. Environ. Rev. 3: 277-285.
- SIMBERLOFF, D. (1998): Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? Biological Conservation 83 (3): 247-257.
- SKLODOWSKI, J. (1994): Mobility and home range of some Carabidae in a Scots pine forest treated with sulphur and ammonium nitrate. Folia Forestalia Polonica. Seria A, Lesnictwo 36: 49-62.
- SLF Sächsische Landesanstalt für Forsten (1996): Waldbiotopkartierung in Sachsen. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten, 111 S.
- SMITH, A. J. E. (1982): Epiphytes and epiliths. In: SMITH, A. J. E. (Hrsg.): Bryophyte ecology. Chapman & Hall, London: 191-228.
- SÖDERSTRÖM, L. (1988): The occurrence of epixylic bryophyte and lichen species in an old natural and a managed forest stand in Northeast Sweden. Biol. Conserv. 45: 169-178.

- SOUTHWOOD, T. R. E.; MORAN, V. C. & KENNEDY, C. E. J. (1982): The richness, abundance and biomass of the arthropod communities on trees. *Journal of Animal Ecology*, 51 (2): 635-649.
- STAPPER, N J. (2000): Epiphytische Moose und Flechten auf Walddauerbeobachtungsflächen. *LÖBF-Mitteilungen* 4: 67-74.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (1997): CORINE Land Cover: Waldflächen.
- STAUDHAMMER, C. L. & LEMAY, V. M. (2001): Introduction and evaluation of possible indices of stand structural diversity. *Can. J. For. Res.* 31: 1105-1115.
- STEFUREAC, T. J. (1969): Studii briologice in unele formatiuni de vegetatie din Romania. *Acad. Rep. Soc. Ronania, Bucuresti*, 155 S.
- STEGNER, J. (1998): "Stabilität" und Dynamik in Erlenbruchwäldern - dargestellt am Beispiel der Laufkäfer. *Angew. Carabidologie* 1: 23-40.
- STEGNER, J. (1999): Die Laufkäfer in Erlenbruchwäldern in Nordwestsachsen und ihre Reaktionen auf die Lebensraumdynamik. Diss. Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, 245 S.
- STEIN, J. (1981): Biotopschutzprogramm Altholzinseln im hessischen Wald. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 20: 91-110.
- STEINER, G. (1913): Mikrobiologische Lebensgemeinschaften in Einzelbildern. *Mikrokosmos - Zeitschrift für praktische Arbeit auf dem Gebiet der Naturwissenschaften* 7 (1): 1-293.
- STEINMEYER, A.; MORITZ, J. & DEMANT, R. (1996): Flächendeckende Waldbiotopkartierung im Land Brandenburg. Landesanstalt für Forstplanung des Landes Brandenburg, 38 S.
- STFB TEMPLIN (1979): Standortskarte des Staatsforstbetriebes Templin. VEB Projektierung Potsdam Betriebsstelle Schwerin.
- STRAUßBERGER, R. (1999): Untersuchungen zur Entwicklung bayerischer Kiefern-Naturwaldreservate auf nährstoffarmen Standorten. IHW-Verlag, Eching, 180 S.
- STURM, K. (1984): Auswirkungen der Vegetation auf die Vogelwelt in zwei Forstorten im staatlichen Forstamt Hannover. *Beiträge zur Naturkunde Niedersachsens* 37 (3): 168-173.
- STURM, K. (1994): Naturnahe Waldnutzung in Mitteleuropa. *Greenpeace Deutschland*, 38 S.
- STURM, K. & WESTPHAL, C. (1994): Ganzflächige Waldbiotopkartierung im Saarland. Ministerium für Umwelt, Energie und Verkehr des Saarlandes, 59 S.
- SUKOPP, H. (1972): Wandel von Flora und Vegetation unter dem Einfluss des Menschen. *Ber. Landwirtsch.* 50: 112-139.
- SUSTEK, Z. & POVOLNY, D. (1980): Anwendung der Shannon-Wiener-Formel für das Studium der vertikalen Zonation der Insektenfauna. *Acta Musei. Reginaehrdecensis. A. Suppl.*: 126-132.
- SWALLOW, S., HOWARD, R. & GUTIERREZ, R. (1988): Snag preferences of woodpeckers foraging in a northeastern hardwood forest. *Wilson Bulletin* 100: 236-246.
- SZYSZKO, J. (1987): How can the fauna of Carabidae be protected in managed pine forest? *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica* 22 (1-4): 293-303.
- SZYSZKO, J. (1990): Planning of Prophylaxis in threatened Pine Forest Biocoenoses Based on an Analysis of the Fauna of Epigeic Carabidae. *Warsaw Agricultural University*, 96.

- TABAKU, V. (2000): Struktur von Buchen-Urwäldern in Albanien im Vergleich mit deutschen Buchen-Naturwaldreservaten und -Wirtschaftswäldern. Cuvillier Verlag, Göttingen, 206 S.
- TAEGER, T. (2000): Naturschutzfachliche und entomo-faunistische Bedeutung von aufgeklappten Wurzeltellern in brandenburgischen Wäldern. Dipl.arbeit FH Eberswalde, 100 S.
- TALVI, T. (1995): Carabid beetle assemblages (Coleoptera) in a wooded meadow and in the adjacent habitats on the Saaremaa Island, Estonia. Proceedings of the XXIII Nordic Meeting of Entomology held in Turku, Finland, 24-27. July 1994. Entomologica Fennica 6 (2-3): 169-175.
- THIELE, H.-U. (1962): Zusammenhänge zwischen Jahreszeit der Larvalentwicklung und Biotopbindung bei waldbewohnenden Carabiden. Verh. 11. Internat. Kongr. Entom., Wien 1960 (3): 165-169.
- THIELE, H.-U. (1977): Carabid beetles in their environment: A study on habitat selection by adaption in physiology and behaviour. Springer Verlag, Berlin, 369 S.
- THIELE, H.-U. & KOLBE, W. (1962): Beziehungen zwischen bodenbewohnenden Käfern und Pflanzengesellschaften in Wäldern. Pedobiologia 1: 157-173.
- THIELE, H.-U. & WEIß, H. E. (1976): Die Carabiden eines Auenwaldgebietes als Bioindikatoren für anthropogen bedingte Änderungen des Mikroklimas. Schr.reihe Vegetationskunde 10: 359-374.
- THOMAS, A., MROTZEK, R. & SCHMIDT, W. (1995): Biomonitoring in naturnahen Buchenwäldern. Aufgaben, Methoden und Organisation eines koordinierten Biomonitoringsystems in naturnahen Waldökosystemen der Bundesrepublik Deutschland. Angew. Landschaftsökologie 6, 150 S.
- THOMASIASUS, H. (1995): Geschichte, Anliegen und Wege des Waldbaus in Sachsen. Mündl. Aussage im Vortrag vom 16.11.1995, etwas anders formulierte Textfassung siehe SÄCHISCHE LANDESANSTALT FÜR FORSTEN (1996) (Hrsg.): Waldbau – Beiträge zum Kolloquium. Schriftenreihe d. sächsischen Landesanstalt für Forsten 6: 11-52.
- THOMASIASUS, H. & SCHMIDT, P. A. (2003): Waldbau und Naturschutz, VII-3. 10. ErgLfg. 8/03. In: KONOLD, W.; BÖCKER, R. & HAMPICKE, U.: Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. Ecomed-Verlag, Landsberg/Lech, 1-44.
- THUNES, K. H. & WILLASSEN, E. (1997): Species composition of beetles (Coleoptera) in the bracket fungi *Piptoporus betulinus* and *Fomes fomentarius* (Aphyllophorales: Polyporaceae): an explorative approach with canonical correspondence analysis. Journal of Natural history 31 (3): 471-486.
- TIETZE, F. (1966a): Zur Laufkäferfauna der Rabeninsel bei Halle (Saale). Hercynia, N.F. 3: 387-399.
- TIETZE, F. (1966b): Ein Beitrag zur Laufkäferbesiedlung von Waldgesellschaften des Südharz. Hercynia, N.F. 3: 340-358.
- TIETZE, F. (1966c): Ein Beitrag zur Laufkäferbesiedlung von Waldgesellschaften des Südharz. Hercynia, N.F. 10: 109-116.
- TISCHLER, W. (1958): Synökologische Untersuchungen an der Fauna der Felder und Feldgehölze. Zeitschr. Morphologie u. Ökologie der Tiere 47: 54-114.
- TRINAJSTIC, I. (1992): Urwald – Naturwald – Wirtschaftswald, ein Vergleich der floristischen Struktur. Ostalpin-Dinar. Ges., Seminar/St. Oswald, Vortrag. In: SCHERZINGER, W. (1996): Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Ulmer Verlag, Stuttgart, 447 S.
- TRAUTNER, J. (1991): Laufkäfer – Methoden der Bestandsaufnahme und Hinweise für die Auswertung bei Naturschutz- und Eingriffsplanungen. In: TRAUTNER, J. (Hrsg):



Arten- und Biotopschutz in der Planung: methodische Standards zur Erfassung von Tiergruppen. *Ökologie in Forschung und Anwendung*, 5: 145-162.

- TRAUTNER, J. & MÜLLER-MOTZFELD, G. (1995): Faunistisch-ökologischer Bearbeitungsstand, Gefährdungssituation und Checkliste der Laufkäfer Deutschlands (Coleoptera, Carabidae). *Natursch. Landschaftsplanung* 27 (3): 96-105.
- TRAUTNER, J., MÜLLER-MOTZFELD, G. & BRÄUNICKE, M. (1997): Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands. *Natursch. Landschaftsplanung* 29 (9): 261-273.
- TROJANOWSKI, H. (1985): Zmiany srodowiska naturalnego lasu 'Ruda' pod wplywem emisji zakladow azotowych, ze szczegolnym uwzglednieniem biegaczowatych (Carabidae). Changes in natural environment in the forest 'Ruda' under the influence of industrial nitrogen emissions, with particular reference to ground beetles (Carabidae). *Prace Naukowe Instytutu Ochrony Roslin* 25 (2): 5-93.
- TURIN, H., ALDERS, K.; DEN BOER, P. J.; ESSEN, V. VAN; HEIERMAN, W.; LAANE, W. & PENTERMAN, E. (1991): Ecological characterization of Carabid Species (Coleoptera, Carabidae) in the Netherlands from thirty years of Pittfall sampling. *Tijdschrift voor Entomologie* 34:
- TURIN, H. & HEIJERMANN, T. (1988): Ecological classification of forestdwelling Carabidae in the Netherlands. *Tijdschrift voor Entomologie* 31: 65-71.
- TÜXEN, R. (1937): Die Pflanzengesellschaften Nordwestdeutschlands. *Mitt. flor.-soz. Arb.gem Niedersachsen* 3, Hannover, 260 S.
- TÜXEN, R., OHNO, K. & VAHLE, H.-C. (1977): Zum Problem der Homogenität von Assoziations-Tabellen. *Documentes phytosociologiques/Association Amicale Francophone de Phytosociologie* 1: 305-320.
- USHER, M. B. & ERZ, W. (HRSG.): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Quelle & Meyer Verlag, Heidelberg, Wiesbaden, 340 S.
- UTSCHIK, H. (1991): Beziehungen zwischen Totholzreichtum und Vogelwelt in Wirtschaftswäldern. *Forstw. Centralblatt* 110: 135-148.
- VAN DER DRIFT, J. (1959): Field studies on the surface fauna of forests. *Bijdragen tot de dierkunde (Contributions to Zoology)* 29: 79-103.
- VARGA, J. (1990): Collembola communities of some moss species. In: SLJAKOV, R. N. (Hrsg.): 7. Meeting of the Central and East European Bryological Working Group. Kirovsk-Apatity, USSR, 67 S.
- VIGNA-TAGLIANTI, A.; MEI, M. DE & FELICI, S. DE (1994): Comunita di Coleotteri Carabidi di formazioni forestali dell' Appennino tosco-emiliano (Coleoptera: Carabidae). (Carabid communities in forest vegetation types in the Tuscan-Emilian Appenines, Italy) *Atti XVII Congresso Nazionale Italiano di Entomologia, Udine, Italy, 13-18 Giugno 1994*: 451-456.
- VITÉ, J. P. (1952): Die holzerstörenden Insekten Mitteleuropas - Textband. *Wiss. Verlag Musterschmidt, Göttingen*, 155 S.
- VLASENKO, V. I. (1996): The condition of the forests in the Sayan-Shushenskoye biosphere reserve. *Lesovedenie* 4: 51-61.
- VO-BR (1990): Verordnung über die Festsetzung von Naturschutzgebieten und einem Landschaftsschutzgebiet von zentraler Bedeutung mit der Gesamtbezeichnung Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin vom 12. September 1990. *Gesetzblatt der DDR Nr. 1472 vom 1.10.1990*: 3-7.
- VOGEL, J. & KROST, P. (1990): Zur Carabidenfauna pedologisch und floristisch unterschiedlicher Waldbiotope in Schleswig-Holstein. *Faunistisch-Ökol. Mitt.* 6: 87-94.
- WACHMANN, E., PLATEN, R. & BARNDT, D. (1995): Laufkäfer - Beobachtung, Lebensweise. *Naturbuch, Augsburg*, 295 S.

- WAGENKNECHT, E. (1991): Waldbau in Ostdeutschland, Teil IV „Rohholzerzeugung“ statt Waldbau ab 1971 und beginnendes Umdenken. *Der Wald* 41 (12): 434-437.
- WAGNER, S. (1994): Strahlungsschätzung in Wäldern durch hemisphärische Fotos – Methode und Anwendung. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A* 123, 166 S.
- WALANKIEWICZ, W., CZESZCZEWIK, D.; MITRUS, C. & BIDA, E. (2002). Znaczenie martwych drzew dla zespołu dzięciołów w lasach liściastych Puszczy Białowiejskiej - Snag importance for woodpeckers in deciduous stands of the Białowieża Forest. *Notatki Ornitologiczne* 43: 61-71.
- WALLACE, H. (1953): The ecology of the insect fauna of pine stumps. *J. Animal Ecology* 22: 154-168.
- WEBER, J. (1999): Ableitung von Waldentwicklungsphasen aus Strukturparametern – Untersuchungen aus Baden-Württemberg. Symposium „Buchennaturwaldreservate – unsere Urwälder von morgen – Ergebnisse aus der Forschung“, 29.09.-01.10.1998 in Bad Driburg, Tagungsband: 54-76.
- WEBER, J. (2000): Geostatistische Analyse der Struktur von Waldbeständen am Beispiel ausgewählter Bannwälder in Baden-Württemberg. *Ber. Freiburger Forstl. Forschung* 20, 133 S.
- WEIDEMANN (1972) zitiert in VOGEL & KROST (1990): Zur Carabidenfauna pedologisch und floristisch unterschiedlicher Waldbiotope in Schleswig-Holstein. *Faunistisch-Ökol. Mitt.* 6: 87-94.
- WEISS, J. (1989): Zur ökologische Bedeutung des Alt- und Totholzes im Waldlebensraum. *NZ NRW Seminarberichte* 7: 20-26.
- WEISS, J. (1990): Schwarzspechthöhlen als Indikatoren für Alt- und Totholz-Bewertung und Erhaltung? In: *Ökologische Bedeutung von Alt- und Totholz in Wald und Feldflur. NZ NRW Seminarberichte* 10: 59-61.
- WESOLOH, R. M. (1997): Orientation of *Calosoma sycophanta* L. (Coleoptera: Carabidae) in forests: insights from visual responses to objects. *Canadian Entomologists* 129 (2): 347-354.
- WESTPHAL, C. (2001): Theoretische Gedanken und beispielhafte Untersuchungen zur Naturnähe von Wäldern im Staatlichen Forstamt Sellhorn (Naturschutzgebiet Lüneburger Heide). *Ber. d. Forsch.zentr. Waldökosyst.* 174, 189 S.
- WIESE, G. (1999): Beiträge zur Zustandserfassung eines Transektes innerhalb einer Dauerbeobachtungsfläche in einem unbewirtschafteten Traubeneichen-Buchenwald im Revier Serrahn des Müritz-Nationalparks unter besonderer Berücksichtigung des Baumalters. *Dipl.arbeit FH Eberswalde*, 121 S. .
- WILLIG, J. (Hrsg.) (1999): Naturwaldreservate in Hessen 8 – Natürliche Entwicklung von Wäldern nach Sturmwurf. *Elektra, Niedernhausen*, 167 S.
- WILLIG, J. (2001a): Naturwaldreservate in Hessen – waldökologische Untersuchungen im Naturwaldreservat Niddahänge. *AFZ-DerWald* 28: 30-32.
- WILLIG, J. (2001b): Waldkundliche Untersuchungen der Buchen-Naturwaldreservate. *Jahresbericht der hessischen Forstverwaltung*, 27-30.
- WILMANNNS, O. (1989a): Die Buchen und ihre Lebensräume. *Rintelner Symposium I. Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (Hrsg. POTT, R.), Goltze, Göttingen*: 49-72.
- WILMANNNS, O. (1989b): *Ökologische Pflanzensoziologie*. Quelle & Meyer Verlag, Heidelberg, Wiesbaden, 382 S.
- WILMERING, T. & MÖLLER, K. (1999): Auswirkungen einer ganzflächigen Bodenbearbeitung auf die Biozönose der Carabidae auf Ackeraufforstungsflächen im mittleren

- nordwestniedersächsischen Tiefland. Beiträge für die Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 33 (4): 167-171.
- WILMS, B. (1961): Untersuchungen zur Bodenkäferfauna in drei pflanzensoziologisch unterschiedenen Wäldern der Umgebung Münsters. Abh. Landesmus. Naturkunde Münster 23: 1-15.
- WINK, M. & WINK, C. (1986): Diversität und Abundanz der Vogelgesellschaften von Buchen-Eichen-Hochwäldern in Relation zu Exposition, Vegetation und Höhenlage. Ökol. Vögel 8: 179-188.
- WINKEL, G. & VOLZ, K.-R. (2003): Naturschutz und Forstwirtschaft. Kriterienkatalog zur Guten fachlichen Praxis. Bundesamt für Naturschutz. Schriftenreihe „Angewandte Landschaftsökologie“ Bd. 52. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup, 194 S.
- WINKEL, G. & VOLZ, K.-R. (2004): Gedanken zur Diskussion um die „Gute fachliche Praxis“. AFZ-DerWald 7: 354-356.
- WINTER, S.; WAPPELHORST, O. & MARKERT, B. (2000): Löwenzahn *Taraxacum officinale* Web. als (städtischer) Bioindikator. Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox. 12 (6): 311-321.
- WINTER, S. & NOWAK, E. (2001): Totholz in bewirtschafteten und nicht bewirtschafteten Buchen- und Eichen-Hainbuchenwäldern des Biosphärenreservats Spreewald. Natursch. Landschaftspfl. Brandenburg 10 (4): 128-133.
- WINTER, S.; SCHUMACHER, H.; MÖLLER, G. & FLADE, M. (2002): Vom Reichtum des Alterns. Buchenaltholzbestände und ihr Beitrag zum Erhalt der Lebensgemeinschaft von Tieflandbuchenwäldern im nordostdeutschen Tiefland – Projektvorstellung und Zwischenergebnisse. Beitr. Forstwirtsch. u. Landschaftsökologie 36 (2): 69-76.
- WINTER, S. & MÖLLER, G. (2003): Lebensraumkartierung des Eremiten *Osmoderma eremita* Scop. (Coleoptera: Scarabidae) und weiterer Schlüsselstrukturen im Naturpark Stechlin-Ruppiner Land. Gutachten im Auftrag der Landesanstalt für Großschutzgebiete, 19 S.
- WINTER, S.; SCHUMACHER, H.; KERSTAN, E.; FLADE, M. & MÖLLER, G. (2003a): Messerfurnier kontra Stachelbart? Buchenaltholz im Spannungsfeld konkurrierender Nutzungsansprüche von Forstwirtschaft und holzbewohnenden Organismen. Forst und Holz 58 (15-16): 450-456.
- WINTER, S.; SCHUMACHER, H.; MÖLLER, G. & FLADE, M. (2003b): The importance of natural stand structures in managing beech forests for conservation purposes. In: Natural Forests in the Temperate Zone of Europe – Values and Utilisation, abstracts, International Conference in Mukachevo, Transcarpathia, Ukraine, October 13-17 2003: 152-153.
- WINTER, S.; SCHUMACHER, H.; FLADE, M. & MÖLLER, G. (2003c): Naturschutzstandards für die Bewirtschaftung von Buchenwäldern im nordostdeutschen Tiefland. Sachbericht der Landesanstalt für Großschutzgebiete über das F+E-Vorhaben „Biologische Vielfalt und Forstwirtschaft“, 445 S.
- WINTER, S.; KAYSER, A.; KOLLING, T.; PFLUGMACHER, D.; PUUMALAINEN, J. & VON DER WENDE, W.-H. (2004a): Ein Ansatz zur Einbeziehung von Biodiversität und Naturnähe in die Waldinventur und -planung. Forst und Holz, 22-26.
- WINTER, S., MÖLLER, G. & ASSATZK, S. (2004b): Der Eremit – Ansprüche, Vorkommen und Lebenschancen im NSG Stechlin. In: LÜTKEPOHL, M. & FLADE, M. (Hrsg.): Das Naturschutzgebiet Stechlin. Natur & Text, Rangsdorf, 153-160.
- WOODLEY, S., ALWARD, G.; GUTIERREZ, L. I.; HOEKSTRA, T.; HOLT, B.; LIVINGSTON, L.; LOO, J.; SKIBICKE, A.; WILLIAMS, C. & WRIGHT, P. (1999): North American Test of Criteria and Indicators of Sustainable Forestry. Washington, United States Depart-

ment of Agriculture, Forest Service, Inventory and Monitoring Institute: [http://www.fs.fed.us/institute/cifor/cifor\\_1.html](http://www.fs.fed.us/institute/cifor/cifor_1.html), 165 S.

- WÜBBENHORST, J. & SÜDBECK, P. (2001): Woodpeckers as indicators for sustainable Forestry? Technical report from the German project „Biologische Vielfalt und nachhaltige Nutzungsmöglichkeiten in deutschen Wäldern durch multifunktionale Forstwirtschaft am Beispiel der niedersächsischen Kulturlandschaften Solling und Lüneburger Heide, EU-Life-Project 98 ENV/S/000478, 1-23.
- WULF, M. (1994): Überblick zur Bedeutung des Alters von Lebensgemeinschaften, dargestellt am Beispiel "historisch alter Wälder". NNA-Berichte 7 (3): 3-14.
- WULF, M. & KELM, H.-J. (1994): Zur Bedeutung „historisch alter Wälder“ für den Naturschutz – Untersuchungen naturnaher Wälder im Elbe-Weser-Dreieck. NNA-Berichte 7 (3): 15-50.
- WULF, M. & LUTHARDT, M. (1999): Floristische Kartierung der Laubholzflächen auf Mineralstandorten im Naturschutzgebiet Grumsiner Forst/Redernswalde (Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin). Natursch. Landschaftspfl. Brandenburg 8 (4): 137-143.
- ZACHARIAS, D. (1994): Bindung von Gefäßpflanzen an Wälder alter Waldstandorte im nördlichen Harzvorland Niedersachsens – ein Beispiel für die Bedeutung des Alters von Biotopen für den Pflanzenschutz. NNA-Berichte 3: 76-88.
- ZERLE, A. (1989): Forstwirtschaft und Naturschutz – aus Sicht der Staatsforstverwaltung. Forstw. Centralblatt 108: 334-342.
- ZERBE, S., BRANDE, A. & GLADITZ, F. (2000): Kiefer, Eiche und Buche in der Menzer Heide (N-Brandenburg) - Veränderungen der Waldvegetation unter dem Einfluss des Menschen. Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 133: 45-86.
- ZLATNIK, A. (1968): Teoretická kritéria pro výběr a rozlohu chráněných území. Čsl. ochrana přírody. Sborník SUPSOP, Bratislava, 6: 31-34.
- ZONNEFELD, I. S. (1982a): Principles of Indication of Environment through Vegetation. In: STEUBING, L. & JÄGER, H. J. (Hrsg.): Monitoring of Air Pollutants by Plants - Methods and Problems. Junk Publishers, the Hague, 161 S.
- ZONNEFELD, I. S. (1982b): Principles of Bio-Indication. Environm. Monitoring and Assessment 3: 207-217.
- ZUKRIGL, K., ECKHARDT, G. & NATHER, J. (1963): Standortkundliche und waldbauliche Untersuchungen in Urwaldresten der niederösterreichischen Kalkalpen. Mitt. Forstl. Bundesversuchsanstalt Wien, 62 S.

## Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bedeutung
BHD	Brusthöhendurchmesser (gemessen in 1,3 m Höhe)
DDR	Deutsche Demokratische Republik
k20	kurzfristig (<20 Jahre) unbewirtschaftete Untersuchungsflächen (Kap. 2.1.2)
UF	Untersuchungsfläche
Pk	Probekreis
pnV	potenziell natürliche Vegetation
r50	langfristig (>50 Jahre) unbewirtschaftete Untersuchungsflächen (Kap. 2.1.2)
Referenz <20 J.	Referenzfläche <20 Jahre lang unbewirtschaftet (Kap. 2.1.2)
Referenz >50 J.	Referenzfläche >50 Jahre lang unbewirtschaftet (Kap. 2.1.2)
sig.	signifikant
WEP	Waldentwicklungsphase

## Abbildungsverzeichnis

Seite

### Kapitel 1 Einleitung

<b>Abb. 1.1:</b> Überlappung von Waldfunktionen auf Waldflächen	9
<b>Abb. 1.2:</b> Gesamtareal der Rotbuchenwälder (nach BOHN & WEBER 1998)	12

### Kapitel 2 Material und Methodik

<b>Abb. 2.1:</b> Lage der Untersuchungsflächen in Großschutzgebieten Brandenburgs und Mecklenburg-Vorpommerns	23
<b>Abb. 2.2:</b> Schema der Probekreis- und flächigen Aufnahmen zur Erfassung der Bestandesstrukturen, Sonderstrukturen, Vegetation und Laufkäfer	27
<b>Abb. 2.3:</b> Kartierschema für Waldentwicklungsphasen in Tiefland-Buchenwäldern (modifiziert nach TABAKU 2000)	28
<b>Abb. 2.4:</b> Mit Moospolstern überzogenes liegendes Totholz und moosbewachsene Stammanläufe	44

### Kapitel 3 Ergebnisse

#### Waldentwicklungsphasen

<b>Abb. 3.1:</b> Anzahl Waldentwicklungsphasen-Patches (WEP-Patches) pro ha	56
<b>Abb. 3.2</b> links: Anzahl verschiedener Waldentwicklungsphasen (WEP) in Buchenwäldern pro ha, rechts: Anzahl WEP-Patches pro ha	56

#### Lebender Bestand

<b>Abb. 3.3:</b> Bestandesvorräte der untersuchten nordostdeutschen Buchenwälder nach Untersuchungsflächen und Waldentwicklungsphasen getrennt	59
<b>Abb. 3.4:</b> Baumzahlen in nordostdeutschen Buchenwäldern ab 2, 7, 20, 60, 80 und 100 cm BHD/ha, getrennt nach Wirtschaftswäldern, <20 und >50 Jahre unbewirtschafteten Beständen	61
<b>Abb. 3.5:</b> Mittlerer BHD [cm] des Gesamtbestandes in den Untersuchungsflächen <i>w1-w3</i> , <i>w7-w12</i> 1999, <i>w12</i> 2000, <i>w13</i> , <i>k1-k4</i> , <i>r1-r3</i> und <i>r3_ha</i>	63
<b>Abb. 3.6:</b> Stammverteilungskurven von den Wirtschafts-, k20-Flächen und <i>Serrahn r1</i>	64/65
<b>Abb. 3.7:</b> Stammverteilungskurve <i>Heilige Hallen r2</i> , <i>Fauler Ort r3</i> und <i>r3_ha</i>	65
<b>Abb. 3.8:</b> Streudiagramm der Höhen [m] in Bezug zum BHD [cm] des Baumes, getrennt nach Baumarten und Untersuchungsflächen	68/69

	Seite
<b>Abb. 3.9:</b> Kronenlänge [m] von Buchen bezogen auf BHD-Klassen und nach Wirtschafts- und Referenzflächen >50 Jahre getrennt	70
<b>Abb. 3.10:</b> Kronenlänge [m] von Buchen in Abhängigkeit von der Schichtigkeit der Bestände in nordostdeutschen Tiefland-Buchenwäldern	71/72
<b>Abb. 3.11:</b> Abhängigkeit der Kronenlänge [m] von der Vitalität der Buchen in nordostdeutschen Tiefland-Buchenwäldern	73
<b>Abb. 3.12:</b> Kronenparameter nach Baumvitalität und BHD-Klassen getrennt	73
<b>Abb. 3.13:</b> Vitalität der Buchen nach BHD-Klassen und Bewirtschaftungsweise getrennt	75
<b>Abb. 3.14:</b> Anteil der Bäume in verschiedenen Lichtverhältnissen nach Wirtschafts- und Referenzflächen >50 Jahre getrennt	76
<b>Abb. 3.15:</b> Lichtverhältnisse in ein-, zwei- und mehrschichtigen Wirtschafts- und Referenzwäldern	77
<b>Abb. 3.16:</b> Vorkommen von Zwieseln [Anzahl/10 ha] in Buchen-Wirtschaftswäldern und Referenzflächen, nach BHD-Stufen getrennt	78
<b>Abb. 3.17</b> links: Anteil der Zwiesel [%] in Bezug zur Ansatzhöhe der Verzwieselung [m], rechts: Verteilung der Zwieselansatzhöhen auf BHD-Stufen in den alten Referenzflächen	79
<b>Abb. 3.18:</b> Stammkrümmung getrennt nach BHD-Stufen sowie nach Wirtschaftswäldern und Referenzflächen	79
<b>Abb. 3.19:</b> Drehwuchs [%] getrennt nach Schichtungsverhältnissen	80
<b>Abb. 3.20:</b> Spannrückigkeit der Buchen getrennt nach Wirtschafts- und Referenzflächen (rechts) und zusätzlich nach BHD-Klassen (links)	80
<b>Abb. 3.21</b> links: Astigkeit und rechts: Wasserreiser, getrennt nach Wirtschafts- und Referenzflächen	81
<b>Totholz</b>	
<b>Abb. 3.22:</b> Totholzvorkommen [m <sup>3</sup> /ha] in 13 Wirtschaftswäldern, vier seit <20 und drei >50 Jahren unbewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern	83
<b>Abb. 3.23</b> links: Beziehung zwischen dem Vorkommen von Totholz [m <sup>3</sup> /ha] und der Anzahl von Indikatorarten xylobionter Käfer für naturnahe Buchenwälder; rechts: Beziehung zwischen der Anzahl von Indikatorarten und ihrer Individuenzahl	86
<b>Abb. 3.24:</b> Starkes stehendes und liegendes Totholz	89
<b>Abb. 3.25:</b> Totholz [m <sup>3</sup> /ha] in den Untersuchungsflächen, getrennt nach Stubben, liegendem und stehendem Totholz	90
<b>Abb. 3.26:</b> Totholzvolumen-Anteile in den Untersuchungsflächen getrennt nach Stubben, liegendem und stehendem Totholz	90
<b>Abb. 3.27:</b> Liegendes Totholz	92
<b>Abb. 3.28:</b> Totholzvorkommen [m <sup>3</sup> /ha] in den Waldentwicklungsphasen	94
<b>Abb. 3.29:</b> Totholzvorkommen [m <sup>3</sup> /ha] in slowakischen Buchen-Urwäldern (SANIGA & SCHÜTZ 2001), getrennt nach Heranwachs-, Optimal- und Zerfallsstadium	95
<b>Abb. 3.30:</b> Durchschnittliche Längen/Höhen des Totholzes in den untersuchten nordostdeutschen Buchenwäldern <i>w1-w13, k1-k4, r1-r3</i> und <i>r3_ha</i>	100/101
<b>Abb. 3.31:</b> Verteilung der Totholzobjekte [Anzahl/ha] der untersuchten nordostdeutschen Buchenwälder auf Längenklassen, unterschieden nach Wirtschaftswäldern sowie <20 und >50 Jahre unbewirtschafteten Referenzflächen	101
<b>Abb. 3.32:</b> Verteilung des Totholzvolumens [m <sup>3</sup> /ha] auf Längenklassen in nordostdeutschen Buchenwäldern	102
<b>Abb. 3.33:</b> Zusammenfassende Totholzbewertung für die untersuchten nordostdeutschen Buchenwälder, links: nach ERDMANN & WILKE (1997); rechts: nach einer neu entworfenen Klassifikation	102
<b>Abb. 3.34:</b> Totholzgruppe im <i>Faulen Ort r3</i>	104
<b>Abb. 3.35:</b> Anteil der Totholzgruppierungen an der Gesamtzahl der Totholzobjekte in nordostdeutschen Buchenwäldern	104
<b>Abb. 3.36:</b> Räumliche Verteilung des stehenden Totholzes im <i>Faulen Ort r3_ha</i>	105

	Seite
<b>Abb. 3.37:</b> Abstandsverteilung des stehenden Totholzes (ab 7 cm BHD mit bzw. 6 cm BHD ohne Rinde) zum nächsten Nachbarn [m] im <i>Faulen Ort r3_ha</i>	106
<b>Abb. 3.38:</b> Lichtverhältnisse an Totholz in den untersuchten Buchen-Wirtschaftswäldern sowie in <20 Jahre und >50 Jahre unbewirtschafteten Referenzflächen	107
<b>Abb. 3.39:</b> Bodenkontakt der Totholzobjekte (kumulativ) in den untersuchten nordost-deutschen Buchenwäldern	109
<b>Abb. 3.40:</b> Liegendes Totholz, mit und ohne Bodenkontakt, besonnt und unbesonnt, mit und ohne anhaftender Rinde	110
<b>Abb. 3.41:</b> Liegende Stämme mit vollem Bodenkontakt	111
<b>Abb. 3.42:</b> Besiedelbare Tothlozoberfläche (gesamt, unberindet, berindet) in nordost-deutschen Buchenwäldern, getrennt nach Wirtschafts- und Referenzflächen	112
<b>Abb. 3.43:</b> Rindenanteile an der Tothlozoberfläche in Tiefland-Buchenwäldern bei verschiedenen Zersetzungsgraden und getrennt nach Wirtschaftswäldern sowie <20 und >50 Jahre unbewirtschafteten Referenzflächen	112
<b>Abb. 3.44:</b> Verteilung der stehenden (links) und liegenden Totholzobjekte (rechts) auf 10 Rindenklassen	113/114
<b>Abb. 3.45:</b> Totholzanteile (Volumenprozent) der verschiedenen Zersetzungsgrade z0 bis z6 in den untersuchten Tiefland-Buchenwäldern, getrennt nach stehendem & liegendem Totholz und Stubben sowie nach Wirtschafts- und Referenzwäldern	115
<b>Abb. 3.46:</b> Natürlicher Baumstumpf in weit fortgeschrittener Zersetzung	117
<b>Abb. 3.47:</b> Prozentuales Vorkommen (Bedeckungsgrad der Stubbenober- und -mantelfläche) der Moose, Flechten und Pilzen auf Stubben in 13 Buchen-Wirtschaftswäldern Nordostdeutschlands	118/119
<b>Abb. 3.48:</b> Flechtenbesiedlung von Kiefernstubben [%] in den 13 untersuchten Buchenwirtschaftswäldern Nordostdeutschlands	119
<b>Sonderstrukturen</b>	
<b>Abb. 3.49:</b> Summarische Übersicht über das Vorkommen von Sonderstrukturen in den Untersuchungsflächen	123
<b>Abb. 3.50:</b> Ergebnisse der großflächigen Sonderstrukturkartierung	123
<b>Abb. 3.51:</b> Zunderschwammbäume (S1)	124
<b>Abb. 3.52:</b> Baumschwammbäume (S2)	125
<b>Abb. 3.53:</b> Weitere pilzbesiedelte Bäume (S3)	126
<b>Abb. 3.54:</b> Teilkronenbrüche (S4)	127
<b>Abb. 3.55:</b> Kronenbrüche (S5)	128
<b>Abb. 3.56:</b> Zwieselabbrüche (S6)	130
<b>Abb. 3.57:</b> Stammbrüche am lebenden Baum (S7)	131
<b>Abb. 3.58:</b> Ersatzkronenbäume (S8)	132
<b>Abb. 3.59:</b> Blitzrinnen (S9)	133
<b>Abb. 3.60:</b> Risse & Spalten (S10)	134
<b>Abb. 3.61:</b> Aufgesplitterte Stämme (S11)	135
<b>Abb. 3.62:</b> Höhlenbäume (S12)	136
<b>Abb. 3.63:</b> Höhlenetagen (S13)	137
<b>Abb. 3.64:</b> Höhlen mit ausgehöhltem Stamm (S14)	138
<b>Abb. 3.65:</b> Höhlen mit Mulmkörper (S15)	139
<b>Abb. 3.66:</b> Mulmtaschen (S16)	140
<b>Abb. 3.67:</b> Rindentaschen ohne Mulm (S17)	141
<b>Abb. 3.68:</b> Krebsbildungen (S18)	142
<b>Abb. 3.69:</b> Schürfstellen (S19)	143
<b>Abb. 3.70:</b> Wurzelteller (S20)	144
<b>Abb. 3.71:</b> Multistrukturbäume	145

Vegetation	Seite
<b>Abb. 3.72:</b> Dendrogramm der floristischen Ähnlichkeit (Clusteranalyse: Renkonen-Index, Linkage zwischen den Gruppen)	152
<b>Abb. 3.73:</b> Deckungsgrad der Vegetation nach Wirtschafts- und Referenzwäldern getrennt, links: Krautschicht, rechts: Strauchschicht	153
<b>Abb. 3.74:</b> Unterschiede der Artenzahlen zwischen Wirtschafts-, Referenzwäldern <20 und >50 Jahren unbewirtschaftet	154
<b>Abb. 3.75:</b> Waldarten [%] nach ELLENBERG et al. (1992) und SCHMIDT, M. et al. (2002) in Wirtschafts-, Referenzwäldern <20 und >50 Jahren unbewirtschaftet	155
<b>Abb. 3.76:</b> Deckungsgradunterschiede von <i>Juncus effusus</i> und <i>Impatiens parviflora</i> zwischen Wirtschaftswäldern und den <20 bzw. >50 Jahren unbewirtschafteten Referenzwäldern	155
<b>Abb. 3.77:</b> Arten mit signifikanten Deckungsgradunterschieden zwischen Wirtschaftswäldern und den <20 bzw. >50 Jahren unbewirtschafteten Referenzwäldern; oben links: <i>Calamagrostis epigeios</i> , oben rechts: Signifikanzdarstellung; darunter: weitere Einzelarten: <i>Anemone nemorosa</i> , <i>Athyrium filix-femina</i> , <i>Dryopteris carthusiana</i> , <i>Galium odoratum</i> , <i>Juncus effusus</i> , <i>Milium effusum</i> , <i>Poa nemoralis</i> , <i>Rubus idaeus</i> und <i>Viola riviniana</i>	156
<b>Abb. 3.78:</b> Shannon-Weaver-Index in 17 Untersuchungsflächen	159
<b>Abb. 3.79:</b> Evenness-Index in 17 Untersuchungsflächen	160
<b>Abb. 3.80:</b> McNaughton-Index in 17 Untersuchungsflächen	160
<b>Abb. 3.81:</b> Mittlere Zeigerwerte anhand der Licht-, Kontinentalitäts-, Feuchte-, Reaktions- und Stickstoffzahl nach ELLENBERG et al. (1992)	163
<b>Abb. 3.82:</b> Einfluss der Waldentwicklungsphasen auf die Bodenvegetation	169
<b>Abb. 3.83:</b> Einfluss der Nutzungsintensität auf das Vorkommen von <i>Galium odoratum</i> und <i>Oxalis acetosella</i>	170
<b>Abb. 3.84:</b> Deckungsgrad gewichtete sowie ungewichtete Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992) in Wirtschafts- und Referenzwäldern im nordostdeutschen Tiefland	175
<b>Abb. 3.85:</b> Moosarten auf verschiedenen Substraten und gesamt getrennt nach Wirtschaftsflächen, Referenz <20 und >50 Jahre unbewirtschaftet	178
<b>Abb. 3.86:</b> Beziehung zwischen Moosartenzahl und der zunehmender Anzahl kartierter Probekreise	179
<b>Abb. 3.87:</b> Diversität nach Shannon-Weaver, Evenness und Dominanzindex nach McNaughton der Moose in bewirtschafteten und unbewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern	180
<b>Abb. 3.88:</b> Indizes der Moosvegetation nach Substraten, Wirtschafts- und Referenzwäldern getrennt	184/185
<b>Abb. 3.89:</b> Abhängigkeit der Höhe [m] der Moosbesiedlung an Stammanläufen von der Atlantizität der Untersuchungsflächen getrennt nach Wirtschafts- und Referenzflächen	186
<b>Abb. 3.90:</b> Mittlere maximale Besiedlungshöhe der Moose an den Stammanläufen nach BHD-Klassen (<40, 40-<80, >80 cm BHD) und nach Referenz- und Wirtschaftswäldern getrennt	186
<b>Abb. 3.91:</b> Gefährdungsursachen der in neun Tiefland-Buchenwäldern gefundenen Rote-Liste-Arten (nach KLAWITTER et al. 2002)	190
<b>Abb. 3.92:</b> Vorkommen von <i>Metzgeria furcata</i> an tief verzweigten Buchenstämmen	192
<b>Abb. 3.93:</b> Die im hohen Alter zunehmende Oberflächenrauigkeit der Buchen ermöglicht oft erst eine Besiedlung mit Moosen (Drawiński Nationalpark, NW-Polen)	195



<b>Laufkäfer</b>	<b>Seite</b>
<b>Abb. 3.94:</b> Jaccardsche Zahl	204
<b>Abb. 3.95:</b> Dendrogramm der Carabidenfänge in 14 untersuchten Tiefland-Buchenwäldern (Clusteranalyse: Quadrierte euklidische Distanz, Average linkage zwischen Gruppen)	205
<b>Abb. 3.96</b> links: Laufkäfer-Individuenzahlen in den 14 untersuchten Tiefland-Buchenwäldern, getrennt nach Wirtschafts-, Referenz- <20Jahre und Referenzwald >50 Jahre sowie nach Gesamtarten, Waldarten und mesophile Waldarten; rechts: Artenzahlen der Laufkäfer in den 14 untersuchten Tiefland-Buchenwäldern, getrennt nach Wirtschafts-, Referenz- <20Jahre und Referenzwald >50 Jahre sowie nach Gesamtarten, Waldarten und mesophile Waldarten	206
<b>Abb. 3.97:</b> Vorkommen von sporadischen Laufkäferarten in 14 Tiefland-Buchenwäldern, getrennt nach Wirtschafts- und Referenzwäldern	207
<b>Abb. 3.98</b> oben: Diversität nach Shannon-Weaver, Mitte: Evenness und unten: Brouillon-Index der Laufkäfergemeinschaften; links: Wirtschaftswälder, Mitte rechts: Referenzflächen <20 Jahre, rechts: Referenzflächen >50 Jahre	207
<b>Abb. 3.99:</b> Individuenzahlen der brachypteren, dimorphen und macropteren Laufkäferarten in den 14 untersuchten Tiefland-Buchenwäldern	209
<b>Abb. 3.100:</b> Durchschnittliche Biomasse der Laufkäfer in den untersuchten Tiefland-Buchenwäldern differenziert nach Wirtschafts- und Referenzwäldern (>50 Jahre unbewirtschaftet) und getrennt nach der Individuen-Biomasse a) aller Arten, b) nur der Waldarten, c) der mesophilen Waldarten	210
<b>Abb. 3.101:</b> Signifikante Korrelationen der Vegetationsdeckung in 5-10 m Höhe mit dem Vorkommen von <i>Abax parallelepipedus</i> (links) bzw. der Gesamtindividuenzahl der Laufkäfer (rechts) in den untersuchten Tiefland-Buchenwäldern	213
<b>Abb. 3.102:</b> Beziehung zwischen lebendem Baumbestand pro Probekreis [500 m <sup>2</sup> ] und der nachgewiesenen Individuenzahl der mesophilen Waldarten der Laufkäfer pro Falle in den untersuchten Tiefland-Buchenwäldern	214
<b>Abb. 3.103:</b> Beziehung zwischen der Anzahl liegender Totholzobjekte pro 500 m <sup>2</sup> und den Individuenzahlen gefangener Laufkäfer-Waldarten in Tiefland-Buchenwäldern	215
<b>Abb. 3.104:</b> Beziehung zwischen den Fangzahlen der Laufkäfer <i>Carabus glabratus</i> und <i>C. coriaceus</i> und der Anzahl von Stubben pro 500 m <sup>2</sup> in den untersuchten Tiefland-Buchenwäldern	217
<b>Abb. 3.105:</b> Fangzahlen mesophiler Waldarten in Abhängigkeit von der Waldentwicklungsphase	218
<b>Abb. 3.106:</b> Beziehung von <i>Carabus glabratus</i> mit der Waldentwicklungseinteilung in Tiefland-Buchenwäldern	218
<b>Abb. 3.107:</b> Beziehung zwischen Individuenzahlen von <i>Carabus hortensis</i> , dem Einfluss der Atlantizität und der Bewirtschaftung in Tiefland-Buchenwäldern	220
<b>Abb. 3.108:</b> Häufigkeitsklassen der nachgewiesenen Carabidenarten, Einteilung für Brandenburg nach SCHEFFLER et al. (1999)	221

<b>Kapitel 4 Diskussion</b>	Seite
<b>Abb. 4.1:</b> Vergleich der mittleren Durchmesser (Mittendurchmesser und Durchmesser am stärkeren Ende) liegender Tothholzobjekte nach Wirtschafts- und Referenzflächen getrennt	233
<b>Abb. 4.2</b> links: Laufkäferarten/Fallensättigungskurve für die Fangjahre 2000 und 2001 anhand von 10 Barberfallen (kumulativ); rechts: Summe der Individuen, die durch die Arten in den jeweiligen Fallen repräsentiert werden (kumulativ)	240
<b>Abb. 4.3</b> links: Korrelation der Anzahl xylobionter Indikatorarten für naturnahe Tiefland-Buchenwälder (Definition siehe WINTER et al. 2003c) und rechts: der Anzahl Rote-Liste-Arten mit den Waldentwicklungsphasen (1: Lücke, 2: Verjüngungs-, 3: Initial-, 4: frühe, 5: mittlere, 6: späte Optimal-, 7: Terminal- und 8: Zerfallsphase) auf Probekreis-Ebene	246
<b>Abb. 4.4:</b> Korrelation xylobionter Rote-Liste-Arten mit der vorkommenden Tothholzmenge	248
<b>Abb. 4.5:</b> Korrelation xylobionter Rote-Liste-Arten mit dem Vorkommen von Sonderstrukturen	252

## Tabellenverzeichnis

### Kapitel 1 Einleitung

<b>Tab. 1.1:</b> Vergleich unterschiedlicher Ziele der Nutz- und Schutzfunktion des Waldes	10
<b>Tab. 1.2:</b> Aktuelle und potenzielle Buchenwald-Flächenanteile in Deutschland	12
<b>Tab. 1.3:</b> Aktuelle Verteilung von buchendominierten Tieflandwäldern in Europa	13
<b>Tab. 1.4:</b> Beurteilung der Bestandssituation und Schutzwürdigkeit von Buchenwäldern	14

### Kapitel 2 Material und Methodik

<b>Tab. 2.1:</b> Übersicht über die Untersuchungsflächen	22
<b>Tab. 2.2:</b> Dauer der Waldbestockung und Art der Entstehung der Bestände in den Untersuchungsflächen (Angaben der Revierförster)	24
<b>Tab. 2.3:</b> Kernflächen- und Probekreisaufnahmen in den Untersuchungsflächen	26
<b>Tab. 2.4:</b> Strukturkartierung des lebenden Bestandes (Überblick)	30
<b>Tab. 2.5:</b> Definition der Besonnungsverhältnisse	32
<b>Tab. 2.6:</b> Klassifikation der Stammkrümmung	33
<b>Tab. 2.7:</b> Klassifikation des Drehwuchses	34
<b>Tab. 2.8:</b> Klassifikation der Spannrückigkeit	34
<b>Tab. 2.9:</b> Klassifikation der Astigkeit	34
<b>Tab. 2.10:</b> Klassifikation der Wasserreiser	34
<b>Tab. 2.11:</b> Klassifikation des Rindenbrands	35
<b>Tab. 2.12:</b> Klassifikation der Tothholzzustandstypen	37
<b>Tab. 2.13:</b> Klassifikation der Zersetzungsgrade	37
<b>Tab. 2.14:</b> Klassifikation für die summarische Erfassung von Moosen, Flechten und Pilze auf Stubben	38
<b>Tab. 2.15:</b> Sonderstrukturen an lebenden und abgestorbenen Bäumen sowie Wurzelteller	39
<b>Tab. 2.16:</b> Einstiegsstrukturen der großflächigen Sonderstrukturkartierung	42
<b>Tab. 2.17:</b> Deckungsgradklassen zur quantitativen Schätzung von Moosvorkommen	43
<b>Tab. 2.18:</b> Übersicht über die Carabidenuntersuchungen in den verschiedenen Untersuchungsflächen und -jahren (1999-2001)	46
<b>Tab. 2.19:</b> Stand der Recherchen zur Nutzungsgeschichte der Wirtschaftswälder	47
<b>Tab. 2.20:</b> Werte der Nutzungsfaktoren für die Wirtschaftswälder	49

	Seite
<b>Tab. 2.21:</b> Bewertungsskala für die Nutzungsfaktoren	50
<b>Tab. 2.22:</b> Klassifizierte Werte der Nutzungsfaktoren für die Wirtschaftswälder und die ungewichteten Intensitäten 1 (gesamte Nutzungsdaten) und 2 (Nutzungsdaten der letzten 10 Jahre)	50
<b>Tab. 2.23:</b> Gewichtungsfaktoren	51
<b>Tab. 2.24:</b> Gewichtete Nutzungsintensitäten	52
<b>Kapitel 3 Ergebnisse</b>	
<b>Waldentwicklungsphasen</b>	
<b>Tab. 3.1:</b> Verteilung der Waldentwicklungsphasen [ha und %] in nordostdeutschen Buchenwäldern	55
<b>Lebender Bestand</b>	
<b>Tab. 3.2:</b> Stark dimensionierte Buchen in Urwäldern und den unbewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern Nordostdeutschlands	62
<b>Tab. 3.3:</b> Stammzahlveränderung in den <i>Heiligen Hallen r2</i>	62
<b>Tab. 3.4:</b> Die 20 stärksten Bäume [BHD in cm ] in den Untersuchungsflächen	66
<b>Tab. 3.5:</b> BHD, Höhe und h/d-Verhältnis der zehn höchsten Buchen in den nordostdeutschen Buchenwaldflächen	68
<b>Tab. 3.6:</b> Ergebnisse des Signifikanztestes auf Unterschiede zwischen den Wirtschafts- und Referenzflächen >50 Jahre hinsichtlich der Kronenlänge	71
<b>Tab. 3.7:</b> Baumanzahl pro 10 ha, getrennt nach Vitalitätsklassen (3 = mittlere, 4 = geringe, 4,5 = sehr geringe Vitalität), BHD-Spannen und Wirtschafts-, kurzfristigen und langfristigen Referenzwäldern	75
<b>Tab. 3.8:</b> Intensität des Rindenbrands in Wirtschaftswäldern und Referenzflächen	81
<b>Totholz</b>	
<b>Tab. 3.9:</b> Totholzvolumina und prozentuale Anteile am Bestandesvolumen	84
<b>Tab. 3.10:</b> Übersicht über Totholzvorkommen in kurzfristig unbewirtschafteten Buchen-Naturwaldzellen und Buchen-Wirtschaftswäldern	87
<b>Tab. 3.11:</b> Anteile des Totholzes an der Biomasse (lebend und gesamt) von Buchenwäldern	88
<b>Tab. 3.12:</b> Totholzvorkommen in europäischen Buchen(ur)wäldern	91
<b>Tab. 3.13:</b> Anzahl und Anteil von Totholzobjekten (stehend, liegend, Stubben) in den Untersuchungsflächen	93
<b>Tab. 3.14:</b> Vergleich des Verhältnisses von totem zu lebendem Holzvolumen	96
<b>Tab. 3.15:</b> Mittlere Totholz mengen [m <sup>3</sup> /ha] in den untersuchten bewirtschafteten und unbewirtschafteten nordostdeutschen Buchenwäldern, nach BHD-Klassen getrennt	97
<b>Tab. 3.16:</b> Verteilung des stehenden Totholzes [m <sup>3</sup> /ha] auf die BHD-Klassen in den nordostdeutschen Untersuchungsflächen	998
<b>Tab. 3.17:</b> Methoden zur Bewertung von Totholz nach ERDMANN & WILKE (1997) und einer hier neu dargestellten Klassifikation	103
<b>Tab. 3.18:</b> Totholznachbarn in den untersuchten nordostdeutschen Buchenwäldern	104
<b>Tab. 3.19:</b> Lichtverhältnisse des stehenden Totholzes nach Untersuchungsflächen getrennt dargestellt	108
<b>Tab. 3.20:</b> Lichtverhältnisse an starken Totholzobjekten ab 60 cm BHD bzw. Mittendurchmesser	108
<b>Tab. 3.21:</b> Vorkommen von verschiedenen Totholzzustandstypen in Buchenwirtschaftswäldern sowie <20 und >50 Jahre unbewirtschafteten Referenzwäldern	116
<b>Tab. 3.22:</b> Baumarten(gruppen) in den untersuchten Buchen-Wirtschaftswäldern in Anzahl- und Volumenprozenten des lebenden Bestandes und der Stubben	120

<b>Sonderstrukturen</b>	Seite
<b>Tab. 3.23:</b> Häufigkeit von Sonderstrukturen in den untersuchten Tiefland-Buchenwäldern	122
<b>Tab. 3.24:</b> Klassifizierung des Totholzlebensraumes nach den Lebensraumansprüchen der xylobionten Insekten und Pilze	147
<b>Vegetation</b>	
<b>Tab. 3.25:</b> Waldgesellschaften der Untersuchungsflächen	150/151
<b>Tab. 3.26:</b> Arten mit hoher Stetigkeit [%] in den Wirtschafts- sowie <20 und > 50 Jahre unbewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern	157
<b>Tab. 3.27:</b> Artendichte pro Untersuchungsfläche	158
<b>Tab. 3.28:</b> Dominante Gefäßpflanzenarten in der Krautschicht der untersuchten Tiefland-Buchenwälder	161
<b>Tab. 3.29:</b> Vegetationsveränderung auf der Untersuchungsfläche <i>Chorin w12</i>	164
<b>Tab. 3.30:</b> Korrelationen (Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman = $k$ ) zwischen Deckung und Artenzahl auf Probekreisniveau	165
<b>Tab. 3.31:</b> Einfluss des Lichtes auf die Artenzahl, Deckung und Einzelarten	165
<b>Tab. 3.32:</b> Einfluss von Bestandesdichteparametern auf die Krautschicht	166
<b>Tab. 3.33:</b> Einfluss von Bestandesstrukturen und Nutzungsintensitäten auf die Krautschicht	167
<b>Tab. 3.34:</b> Bindung von Gefäßpflanzen an Altwälder (ZACHARIAS 1994)	171
<b>Tab. 3.35:</b> Die zwei häufigsten Arten, die in die Berechnung des McNaughton-Index eingegangen sind, getrennt nach Wirtschafts-, kurz- und langfristig nicht bewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern	181
<b>Tab. 3.36:</b> (Durchschnittliche) Anzahl von Rote-Liste-Arten in den Wirtschafts- und Referenzwäldern	181
<b>Tab. 3.37:</b> Substrate der Rote-Liste-Arten	182
<b>Tab. 3.38:</b> Substratnutzung der Moose (Übersicht)	183
<b>Tab. 3.39:</b> Für Moose besiedelbare epigäische Fläche nach Untersuchungsflächen unterteilt	183
<b>Tab. 3.40:</b> Einfluss von Waldstrukturen auf die Artenvielfalt der Moose	187
<b>Tab. 3.41:</b> Übersicht über die Habitatpräferenzen nach KLAWITTER et al. (2002) der in Tab. 3.37 aufgeführten Rote-Liste-Arten	189
<b>Tab. 3.42:</b> Durchschnittliche Moosbedeckung der Stammanläufe pro Probekreis [m <sup>2</sup> ]	193
<b>Tab. 3.43:</b> Potenzielle Indikatorarten für Buchen-Naturwälder und Wirtschaftswälder im nordostdeutschen Tiefland	197
<b>Tab. 3.44:</b> Signifikante Deckungsgradunterschiede zwischen strukturarmen und -reichen Buchenwirtschaftswäldern und den seit über 50 Jahren unbewirtschafteten Referenzflächen	199
<b>Tab. 3.45:</b> Mittlere Deckungsgrade der quantitativen Moosindikatoren	200
<b>Laufkäfer</b>	
<b>Tab. 3.46:</b> Vergleich des Laufkäfer-Artenspektrums der Tiefland-Buchenwälder mit Deutschland	201
<b>Tab. 3.47:</b> Sporadische Laufkäferarten mit insgesamt nur 1-2 Individuen an einem singulärem Fangpunkt	203
<b>Tab. 3.48:</b> Dominanzverhältnisse nach ENGELMANN (1978) der Laufkäfergemeinschaften in Tiefland-Buchenwälder, getrennt nach den Gesamtfängen, Wirtschaftswald, Referenz- <20 und >50 Jahre unbewirtschaftet	206
<b>Tab. 3.49:</b> Individuenzahlen der brachypteren Laufkäferarten in den Buchenwirtschafts- und Referenzflächen >50 Jahre unbewirtschaftet einschließlich prozentualer Anteil der Referenzflächenwerte an den Wirtschaftswalddaten	209
<b>Tab. 3.50:</b> Dominante Buchenwaldarten (Hauptarten) im nordostdeutschen Tiefland (Dominanzverhältnisse nach ENGELMANN 1978)	210
<b>Tab. 3.51:</b> Stetigkeit der Laufkäfer in Prozent von 16 Fangeinheiten in 9 Wirtschaftswäldern und 6 Fangeinheiten in den drei Referenzflächen <i>Serrahn r1, Heilige Hal-</i>	211

<i>len r2, Fauler Ort r3</i>	Seite
<b>Tab. 3.52:</b> Korrelationen der Carabidenaktivitäten mit der Ausprägung der Vegetation (prozentuale Deckung) und den Lichtverhältnissen	212
<b>Tab. 3.53:</b> Korrelationen zwischen den Carabidenfängen an einem Rasterpunkt und der Baumanzahl im dortigen Probekreis (500 m <sup>2</sup> )	213
<b>Tab. 3.54:</b> Beziehung zwischen Totholzvorkommen bzw. Waldentwicklungsphasen und der Carabidenausstattung	216
<b>Tab. 3.55:</b> Beziehung zwischen Moosbedeckung und Carabidenfängen in Tiefland-Buchenwäldern	219
<b>Tab. 3.56:</b> Hauptparameter und -faktoreneinflüsse auf die charakteristischen Laufkäferarten des Tiefland-Buchenwaldes;	229
<b>Tab. 3.57:</b> Fangzahlen [Individuen/Falle] von <i>Carabus glabratus</i> , <i>Carabus hortensis</i> und <i>Cychrus caraboides</i> in den Wirtschafts- und Referenzwäldern >50 Jahre unbewirtschaftet	230
<b>Kapitel 4 Diskussion</b>	
<b>Tab. 4.1:</b> Deskriptive Statistik der Sonderstrukturdaten aus Probekreisaufnahmen für Bäume ab 2 cm BHD, getrennt nach Wirtschafts-, kurz- (<20) und langfristig unbewirtschafteten Referenzwäldern	236
<b>Tab. 4.2:</b> Kartivorschlag für Sonderstrukturen	237
<b>Tab. 4.3:</b> Zusammenfassende Betrachtung der Laufkäferfänge in der Untersuchungsfläche <i>Chorin w12</i>	239
<b>Tab. 4.4:</b> Laufkäferfänge in der Untersuchungsfläche <i>Chorin w12</i> in den Jahren 2000 und 2001 mit jeweils 10 Barberfallen	241
<b>Tab. 4.5:</b> Vergleich der Artenzahlen in Tiefland-Buchenwäldern mit den für Buchenwäldern angegebenen Zahlen von GERCKE (1986)	243
<b>Tab. 4.6:</b> Einfluss der Deckungsgrade der Waldvegetationsschichten auf die Siedlungsdichte von Brutvögeln in Tiefland-Buchenwäldern	244
<b>Tab. 4.7:</b> Abhängigkeit xylobionter Käfer von charakteristischen Zerfallsparametern	245
<b>Tab. 4.8:</b> Korrelationen von Naturnähe-Indikatoren für Tiefland-Buchenwälder sowie Rote-Liste-Arten (JEDICKE 1997) unter xylobionten Käfern mit verschiedenen Bestandesparametern pro Probekreis	249
<b>Tab. 4.9:</b> Abhängigkeit von xylobionten Käfern von verschiedenen Totholzzustandstypen des stehenden Totholzes	249
<b>Tab. 4.10:</b> Von Sonderstrukturen in ihrem Vorkommen profitierende und stark abhängige xylobionte Arten	251
<b>Tab. 4.11:</b> Korrelationen von xylobionten Indikatorarten für naturnahe Tiefland-Buchenwälder und Rote-Liste-Arten (JEDICKE 1997) mit der Sonderstrukturausstattung pro Probekreis [500 m <sup>2</sup> , n = 40]	252
<b>Tab. 4.12:</b> Indikatoren der Vegetation und Fauna für die Naturnähe von Tiefland-Buchenwäldern	255
<b>Tab. 4.13:</b> Übersicht über das Vorkommen von Sonderstrukturen in den Wirtschafts- und r50-Flächen und Signifikanz der Unterschiede	256
<b>Tab. 4.14:</b> Naturwaldstrukturen, Referenz- und Erwartungswerte sowie Bewertung der Indikatorfunktion für naturnahe Waldwirtschaft	257
<b>Tab. 4.15:</b> Naturwald-Indikatoren und Indikationen für die natürliche Biodiversität in Tiefland-Buchenwäldern sowie Angaben zum Strukturbereich des Indikators	260 -266
<b>Tab. 4.16:</b> Vorschlag für Erwartungswerte in naturnah bewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern	267/268
<b>Tab. 4.17:</b> Anwendung der Bewertungsklassifikation in den bewirtschafteten Tiefland-Buchenwäldern	269
<b>Tab. 4.18:</b> Bewertungsklassifikation für die Ausstattung mit Naturwaldstrukturen in Wirtschaftswäldern	269

## Danksagung

Für das Zustandekommen meiner Dissertation danke ich fast 100 Menschen sehr, die ich leider nicht alle namentlich erwähnen kann.

Meine Dissertation hat das Bundesamt für Naturschutz durch seine finanzielle Förderung des F+E-Vorhabens „Naturschutzstandards für die Bewirtschaftung von Buchenwäldern im nordostdeutschen Tiefland“ ermöglicht. Vor allem die konstruktive und intensive Zusammenarbeit mit meinen Kollegen Dr. Martin Flade (Projektleiter), Heiko Schumacher (Teilbereich Avifauna) und Georg Möller (Teilbereich xylobionte Käfer) war von der Ausgestaltung der gemeinsamen Projektidee über den Forschungsantrag bis zur interdisziplinären Bearbeitung des Projektes eine wichtige Grundlage für die jetzt vorliegende Dissertation. Ihnen allen danke ich sehr herzlich!

Bei der Durchführung der Freilandaufnahmen und bei der Dateneingabe haben mir viele ehemalige Studenten der Fachhochschule Eberswalde geholfen, die als wissenschaftliche Hilfskräfte in das Projekt eingebunden waren. Namentlich danke ich besonders Kai Conrad, Stefanie Förster, Thomas Kolling, Florian Kukulka, Dirk Pflugmacher und Heike Preuße, außerdem Martin Leue (Student der TU Berlin) und Marcus Kurth (Student der Uni Potsdam). Ebenso gilt mein Dank Claudia Fiebig, die ein halbes Jahr lang ein ökologisches Praktikum im Projekt machte, und Katja Kullmann, die ein vom Arbeitsamt gefördertes Praktikum im Rahmen des F+E-Vorhabens absolvierte. Steffen Weiß, der in mühevoller Kleinarbeit die umfangreichen Datenbanken miterstellt hat, soll auf diesem Weg ein großer Dank erreichen. Besonders zu Dank verpflichtet bin ich an dieser Stelle nochmals meinem Kollegen Heiko Schumacher, der neben seiner eigenen umfangreichen Arbeit wann immer er konnte bei den Freilandaufnahmen mitgeholfen hat.

In Mecklenburg-Vorpommern danke ich dem Nationalparkamt Müritz, dem Landesamt für Forsten und Großschutzgebiete (hier vor allem Dr. Peter Wernicke und Uwe Gehlhar) und der Forstverwaltung, vor allem dem Forstamt Lüttenhagen und Strelitz (Serrahn), die es ermöglicht haben, über die brandenburgische Landesgrenze hinaus so wichtige und wundervolle Untersuchungsflächen wie die Heiligen Hallen und den Buchenwald im Serrahner Teil des Müritz-Nationalparks untersuchen zu können. Uwe Borrmann sei für die gemeinsamen Messwochen in den Heiligen Hallen gedankt.

In Brandenburg danke ich besonders der Forstverwaltung (Revier- und Oberförstereien, namentlich Dietmar Discher, Mathias Köller, Tim Scherer und Dietrich Mehl), den Verwaltungen der Naturparke Barnim, Stechlin-Ruppiner Land und Uckermärkische Seen sowie der Verwaltung des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin für ihre Unterstützung. Der Fachhochschule Eberswalde, vor allem Herrn Fritz Ackermann, Dr. Heinz Hoffmann, Prof. Dr. Andreas Linde und Prof. Dr. Wolf-Henning von der Wense danke ich für die mir häufig zur Verfügung gestellten Messinstrumente und weitere vielfältige Unterstützung.

Der projektbegleitenden Arbeitsgruppe gilt ebenfalls mein Dank, vor allem Dr. Hermann Eilenberg (Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft), Dr. Lutz Fähser (Forstamt Lübeck), Prof. Dr. Werner Härdtle (Univ. Lüneburg), Dr. Ralph Kätzel (Landesforstanstalt), Dr. Manfred Klein und Hagen Kluttig (Bundesamt für Naturschutz), Dr. Hartmut Kretschmer (Landesumweltamt), Dr. Michael Luthardt (MLUV Brandenburg) und Dr. Peter Meyer (Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt), die alle Arbeitsschritte stets kritisch hinterfragt und konstruktiv begleitet haben.

Für die Nachbestimmung vieler Moosproben bin ich Dr. Hannah Köstler (Berlin) und Dr. Maik Denner (TU Dresden) und für die Artbestimmung von Carabiden Thomas Kolling (FH Eberswalde) sehr dankbar. Der Arbeitsgruppe von Prof. Dr. Werner Härdtle (Univ. Lüneburg) sei zusätzlich für die Bereitstellung der von ihnen recherchierten Bestandesgeschichte der Untersuchungsfläche Serrahn gedankt. Frau Weber (Serrahn) danke ich für die immer sehr

freundliche Unterbringung, und Monika Paulat bin ich für die sehr schönen Buchenwaldphotos dankbar, die sie auf den Untersuchungsflächen gemacht hat.

Dr. Milan Zubrik (Forstliche Versuchsanstalt in Banska Stiavnica, Slowakei) bin ich sehr dankbar, dass er und seine Kollegen mir die dortigen Buchen-Urwälder gezeigt haben und für Diskussionen zur Verfügung standen.

Meinem Mann Martin danke ich außerordentlich für seine immerwährende Unterstützung und für seine fast unendliche Geduld mit meiner Ungeduld. Landelin, meinem Sohn, danke ich sehr, dass er die Freilandaufnahmen in meinem Bauch prima mitgemacht hat und mich auch nach seiner Geburt gerne in die Wälder begleitete.

Zuletzt und besonders danke ich meinem Doktorvater Prof. Dr. Peter A. Schmidt (TU Dresden) und meinen Gutachtern Prof. Dr. Anton Fischer (TU München) und Prof. Dr. Gerd Müller-Motzfeld (Univ. Greifswald) vielmals für die vielen hilfreichen Anmerkungen und Veränderungsvorschläge zu meiner Dissertation sowie für die (hoffentlich nur wegen der hohen Seitenzahl mühevoll) Begutachtung.

# Anhänge

- I. Beschreibung der Untersuchungsflächen
- II. Totholzvorkommen [ $\text{m}^3/\text{ha}$  und in %], gesamt und getrennt nach Totholztypen
- III. Liegendes Totholz [ $\text{m}^3/\text{ha}$ ] nach Durchmesserklassen getrennt
- IV. Verteilung der Totholzvolumina auf die Zersetzungsgrade, nach stehendem und liegendem Totholz und Stubben sowie Wirtschafts- k20- und r50-Flächen getrennt
- V. Pflanzensoziologische Einordnung der Untersuchungsflächen nach MATUSZKIEWICZ & MATUSZKIEWICZ (1973), WILMANN (1989), HOFMANN (1994), RUNGE (1994), FISCHER (1995), SCHMIDT, P. A. (1995) und RENNWALD (2000)
- VI. Vegetationskundliche Beschreibung der einzelnen Untersuchungsflächen
- VII. Moosartenliste nach Untersuchungsflächen getrennt
- VIII. Beziehung zwischen der Anzahl kartierter Probekreise und der Anzahl gefundener Moosarten
- IX. Indizes der Moosvegetation: durchschnittliche Artenzahl pro Probekreis [ $\approx 314 \text{ m}^2$ ], durchschnittliche Zahl neuer Arten pro Probekreis, Shannon-Weaver, Evenness und McNaughton [jeweils  $\pm$  einfacher Standardabweichung]
- X. Durchschnittliche Moosartenzahl pro Probekreis [ $\approx 314 \text{ m}^2$ ]: gesamt und nach Substrattypen (epigäisch, Stubben, Stammanlauf, liegendes Totholz, Stein) getrennt [ $\pm$  einfache Standardabweichung]
- XI. Stetige Moosarten in den untersuchten Tiefland-Buchenwäldern, nach Substraten getrennt
- XII. Moosarten in den untersuchten Tiefland-Buchenwäldern, nach Substratnutzung getrennt
- XIII. Abhängigkeit der Moosartenzahl von der Anzahl kartierter Probekreise, getrennt nach Substraten (Boden, liegendes Totholz, Stammanlauf, Stein) und Untersuchungsflächen; links: Wirtschaftswälder; rechts: Referenzwälder
- XIV. Vorkommen der Moose in den Untersuchungsflächen, nach Substraten getrennt
- XV. Indizes der Moosvegetation nach Substraten getrennt berechnet: Shannon-Weaver, Evenness und McNaughton [jeweils  $\pm$  einfacher Standardabweichung]
- XVI. Signifikante Beziehungen (Korrelationskoeffizienten nach Spearman) zwischen Strukturparametern und der Anzahl von Moosarten (getrennt nach Wirtschafts- und Referenzwäldern und dem Gesamtdatensatz)
- XVII. Gesamtliste der nachgewiesenen Carabidenarten
- XVIII. Kurzbeschreibung der charakteristischen Laufkäferarten des Tiefland-Buchenwaldes
- XIX. Ähnlichkeiten der Laufkäfergemeinschaften nach Jaccard [%]
- XX. Deskriptive Statistik der Sonderstrukturdaten aus Probekreis-aufnahmen ab 60 cm BHD, getrennt nach Wirtschafts-, kurz- (<20) und langfristig unbewirtschafteten Referenzwäldern
- XXI. Deskriptive Statistik der Sonderstrukturdaten (Hektaraufnahmen), getrennt nach Wirtschafts-, <20 und >50 Jahren unbewirtschafteten Referenzwäldern
- XXII. Homogenitätstest der Sonderstrukturergebnisse in den seit >50 Jahren unbewirtschafteten Referenzflächen

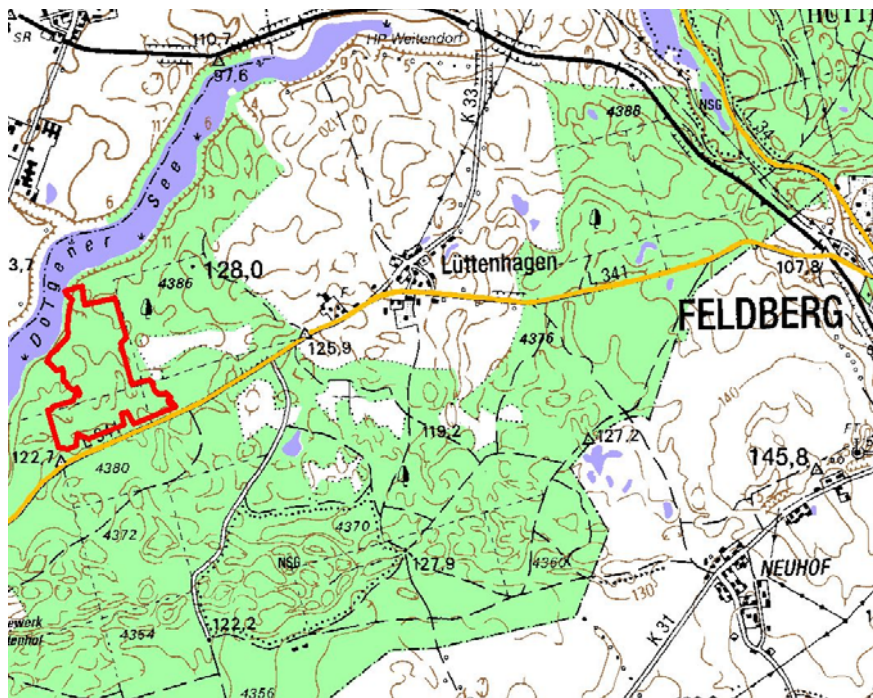


## 1. Beschreibung der Untersuchungsflächen

Die vegetationskundliche Einstufung der Wälder in den nachfolgenden Kapiteln wurde nach RENNWALD (2000) vorgenommen. Angaben, die der Forsteinrichtung (Datenspeicher Wald) entnommen wurden, beziehen sich auf das Jahr 2000.

### 1.1 Wirtschaftswälder

#### w1 Lüttenhagen



**Abb. 1:** Untersuchungsfläche *Lüttenhagen w1* (oben: Bestand, Foto M. PAULAT, unten: Lage des Gebietes).

Die Fläche liegt im Naturpark Feldberger Seenlandschaft in Mecklenburg-Vorpommern (ca. 5 km westlich von Feldberg) im Revier Lüttenhagen des gleichnamigen Forstamtes

## Anhang I

(Abb. 1). Im Revier Lüttenhagen gibt es verschiedene Endmoränenzüge, deren hügeliges Relief gepaart mit steinigem Böden ehemals eine Rodung erschwerte, so dass auf den kräftigen bis reichen lehmigen Standorten naturnahe Waldgesellschaften des Galio odorati-Fagetum noch relativ verbreitet sind (siehe auch *Heilige Hallen r2*). Kleinere Bereiche der UF gehören aber auch dem Luzulo-Fagetum an, das unter anderem durch das Vorkommen von *Avenella flexuosa* so einzustufen ist. Das Untersuchungsgebiet liegt mit 89-128 m ü. NN niedriger als die nur etwa drei Kilometer entfernten *Heiligen Hallen r2* (ca. 120-140 m).

Zur UF gehören die Abteilungen 6380 b sowie Abschnitte der Teilflächen 6387 a<sup>1</sup> und 6379 b<sup>2</sup>, die mit 167- und 168-jährigen, aus Naturverjüngung hervorgegangenen Buchenreinbeständen bestockt sind. Im Zwischen- und Unterstand befindet sich Buchennaturverjüngung von 5 bis maximal 51 Jahren. Im nördlichen Bereich steht die Naturverjüngung recht flächig unter dem schon lichten Oberbestand. Im mittleren westlichen Bereich gibt es teilweise Naturverjüngung, die keinen oder nur noch einen sehr lockeren Schirm besitzt. Der Süden der Fläche weist noch geschlossener Bestände auf, die nur eine geringe Unterschicht haben. Im Osten sind zwei kleine Bereiche mit vierzigjähriger Balsam-Pappel bepflanzt. Da sich unterhalb der Pappeln bereits eine mehrere Meter hohe, dichte Buchennaturverjüngung etablieren konnte und es sich nur um unbedeutende Flächengrößen handelte, wurden die Pappelpflanzungen nicht von der UF ausgeschlossen.

Die Hiebsverfahren wechselten in den letzten Jahren vom Schirmschlag über femelartige Eingriffe zur Zielstärkennutzung, die seit 1990 angewandt wird. Dabei wurden vitalitätsschwache Bäume und Höhlenbäume zum Teil im Bestand belassen. Insgesamt ist die UF hinsichtlich ihres strukturellen Aufbaus recht vielfältig. Ein weiteres Kennzeichen ist das hoch anstehende Grundwasser auf fast der gesamten Fläche. Das Befahren der Rückeschneisen mit Forstmaschinen führt zu Wasserrinnen in den Fahrspuren und einer kleinräumigen Ansiedlung von krautigen Arten mit Feuchte- oder Nässezeigerwerten (z. B. *Lycopus europaeus*, *Phalaris arundinacea* und *Scutellaria galericulata*). Das hoch anstehende Grundwasser ermöglicht innerhalb der Fläche einen natürlichen kleinräumigen Wechsel von Buchenwald und Mooren und führte zur anthropogenen Veränderung des Wasserhaushalts, indem die Moore durch zum Teil tiefe Gräben mit einander verbunden und entwässert wurden und werden. Das Wasser wird in den an die UF nordwestlich angrenzenden langgestreckten Dolgener See abgeleitet. Die UF fällt in einem schmalen Streifen als Uferhang zum See nach Westen recht stark ab, was die Nutzung zum Uferbereich extensivierte. In Kombination mit der hohen möglichen Sonneneinstrahlung konnte sich in diesem Bereich eine besondere Besiedlung mit xylobionten Insekten entwickeln, die durch die Nähe (nur ca. 3 km entfernt) zum ältesten Tieflandbuchenwald Deutschlands, den *Heiligen Hallen r2*, durchaus gefördert worden sein kann (Ausbreitungspotenzial der Arten in den *Heiligen Hallen r2*). Eine letzte Besonderheit stellt ein Bereich dar, der durch die Kreuzung von zwei Wirtschaftswegen, einem Entwässerungsgraben und einer kleinräumig entstandenen Vergrasung (evtl. vorübergehend als Holzlagerplatz verwendet) zu einer Lücke geführt hat, auf der sich in der Vegetation Offenland- und Ruderalpflanzen wie *Artemisia vulgaris*, *Cirsium vulgare* und *Geranium dissectum* eingefunden haben.

### Bestandes- und Nutzungsgeschichte

Die Fläche *Lüttenhagen w1* ist seit über 200 Jahren Waldstandort (LANGE schriftl.). Der genaue Zeitpunkt, seit dem dieses Gebiet Wald ist, lässt sich nicht mehr nachvollziehen. Der aktuell auf der Fläche stockende Altbestand ist aus Naturverjüngung hervorgegangen. Da der Altbestand auf dieser Fläche ein Alter von etwa 165 Jahren aufweist und auch vor dieser Buchengeneration diese Baumart die Fläche dominierte, dürfte die Fläche seit deutlich über 200 Jahren mit Buchenwald bestanden sein.

Im Jahr 1974 wurde auf ca. 30 ha durch Einleitung eines Großschirmschlages und die Anlage von Pflugstreifen mit Bodenlockerung die Naturverjüngung des damals etwa 140 Jahre alten Bestandes initiiert. Eine Nachbearbeitung von Fehlstellen erfolgte 1976. Bei den Pappelaufforstungen (s. o.) handelte es sich möglicherweise um Sturmflöcher, die anschließend mit Pappeln bepflanzt wurden. Für die Behandlung des Waldes galt später die „Buchenbewirtschaftungsrichtlinie“ im Bezirk Neubrandenburg vom 01.05.1977. Ab 1978/79 erfolgten in *Lüttenhagen w1* dann Nachlichtungshiebe, die unter Ausnutzung vorhandener Verjüngungshorste femelartig geführt wurden; 1990 ging die Holzernte dann in eine Zielstärkennutzung (Zielstärke bei ca. 70 cm BHD) über.

Die genauen Entnahmemengen können ab dem Jahr 1970 nachvollzogen werden. In diesem Zeitraum wurde ausschließlich Laubholz auf der Fläche genutzt, und zwar vor allem Buche, daneben in sehr geringer Menge auch Birke. Die Sortimente bestanden sowohl aus Wertholz wie auch Stamm- und Schichtholz. Die durchschnittliche Entnahmemenge je ha und Jahrzehnt betrug 6,8 m<sup>3</sup> Holz. Das Holz wurde mit durchschnittlich 5,3 Eingriffen pro Jahrzehnt auf der gesamten Fläche genutzt, was im Vergleich einen durchschnittlichen Wert darstellt. Tote Bäume werden aktuell nur unter besonderen Umständen, vor allem zur Verkehrssicherung, gefällt, zudem wird auf der Fläche eine Anzahl von etwa 10 toten Bäumen je ha angestrebt. Die jagdliche Nutzung erfolgt extensiv durch einen Begehungsscheininhaber mit ergänzender Jagd durch den Revierförster.

Besondere Ereignisse: Im Jahr 1986 entstand auf ca. 20 ha Windwurf und -bruch.

### **w2 Feldberg**

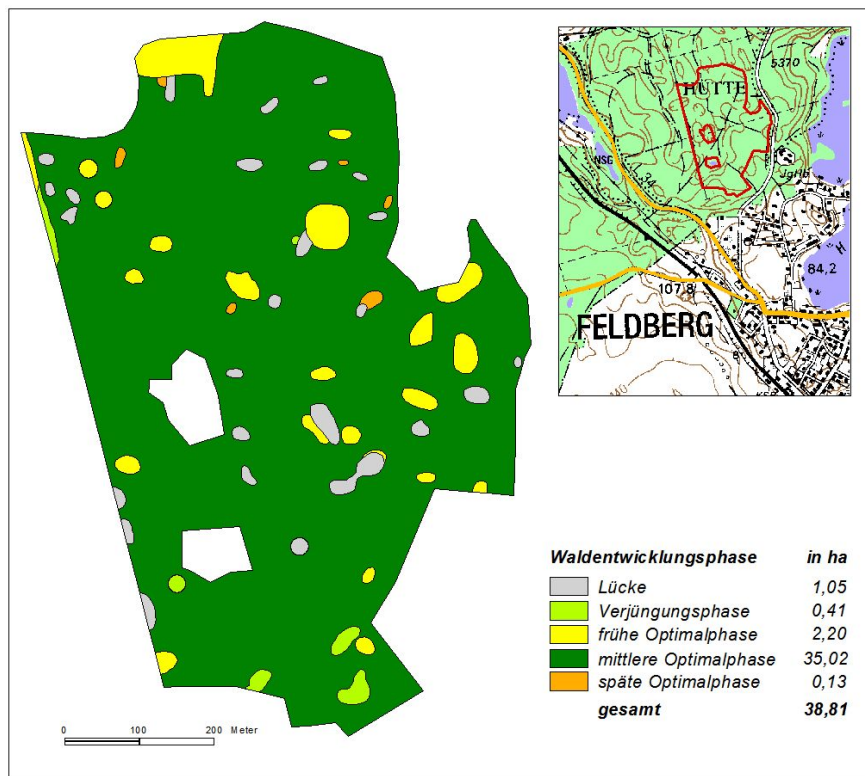
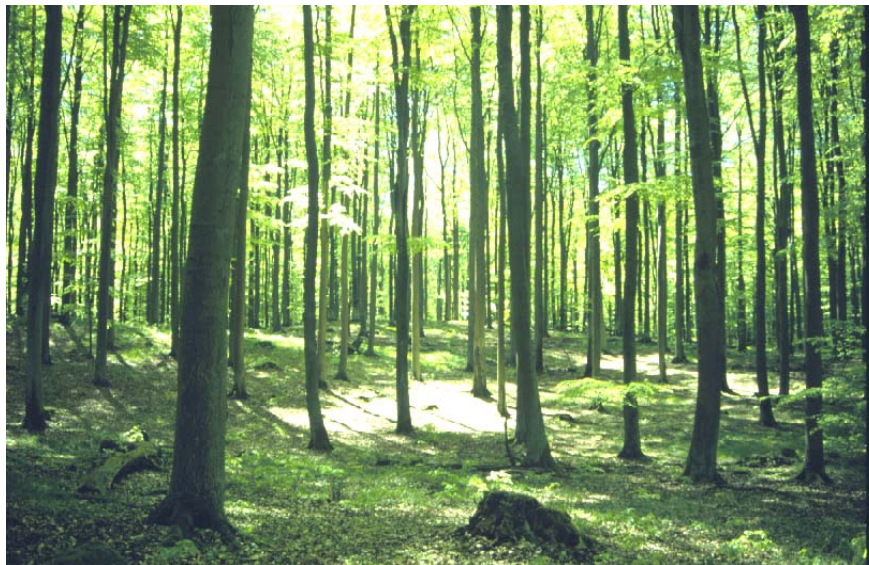
Diese Wirtschaftswaldfläche liegt den UF *Lüttenhagen w1* (ca. 5 km entfernt) und *Heiligen Hallen r2* (ca. 6 km entfernt) am nächsten. Sie liegt im Naturpark Feldberger Seenlandschaft (Mecklenburg-Vorpommern). Die UF liegt ebenfalls im Forstamt Lüttenhagen, gehört aber zum Revier Feldberger Hütte (Abt. 6102 a<sup>1</sup>, a<sup>2</sup> und a<sup>3</sup>). Innerhalb der Fläche wurden zwei größere Moorbereiche ausgrenzt.

Die Fläche ist sehr homogen mit Buchen im Alter von 104 und 109 Jahren bestockt. Drei Horste weisen 80-jährige Kiefern und Fichten auf. Die sehr große Homogenität kann am besten anhand der Ergebnisse der Waldentwicklungsphasenkartierung (Abb. 2) beschrieben werden: 35 der 38,8 ha gehören der mittleren Optimalphase an. Weitere 2,3 ha weichen mit der Ausprägung der späten und frühen Optimalphase nur geringfügig von der mittleren Optimalphase ab. Nur auf 0,4 ha konnte sich bisher Verjüngung dauerhaft etablieren, die sich in einem sehr dünnen Streifen an der die Fläche im Westen begrenzenden Leitungstrasse und kleinräumig im südlichen Bereich einstellte. Die Lücken machen insgesamt einen Hektar aus. Sie stellen aber weniger richtige, durch die Entnahme von Bäumen aus dem Oberbestand entstandene Bestandeslücken als vielmehr feuchte bis nasse Stellen dar, die wohl zeitweilig trocken fallen.

Der Bestand gehört zum Waldmeister-Buchenwald mit zum Teil nährstoffreicheren Ausprägungen, die unter anderem durch das Vorkommen von *Mercurialis perennis* und *Circea lutetiana* gekennzeichnet sind. Im südlichen Bereich steht Lehm bis Ton an, den die lokale Bevölkerung kleinräumig abbaut. Dadurch entsteht in dem sowieso schon ausgeprägten Relief des Moränenzuges noch eine - aber bedeutend kleinere - zweite hügelige Struktur, die aus Abbaukratern mit einem Durchmesser von wenigen Metern bis maximal etwa 20 m besteht. An den Abbaukanten konnte sich eine im Vergleich mit den anderen UF außergewöhnliche Moosflora (*Cirriphyllum piliferum*, *Fissidens bryoides*, *Plagiochila porelloides*) mit hohen Reaktionszahlen (nach ELLENBERG 1992) ansiedeln. Die Standortformen für *Feldberg w2* sind durchweg als kräftig (K2) zu bezeichnen, was sich in der Waldgesellschaft entsprechend ausdrückt.



## Anhang I



**Abb. 2:** Untersuchungsfläche *Feldberg w2* (oben: Bestand, unten: Lage des Gebietes und Verteilung der Waldentwicklungsphasen).

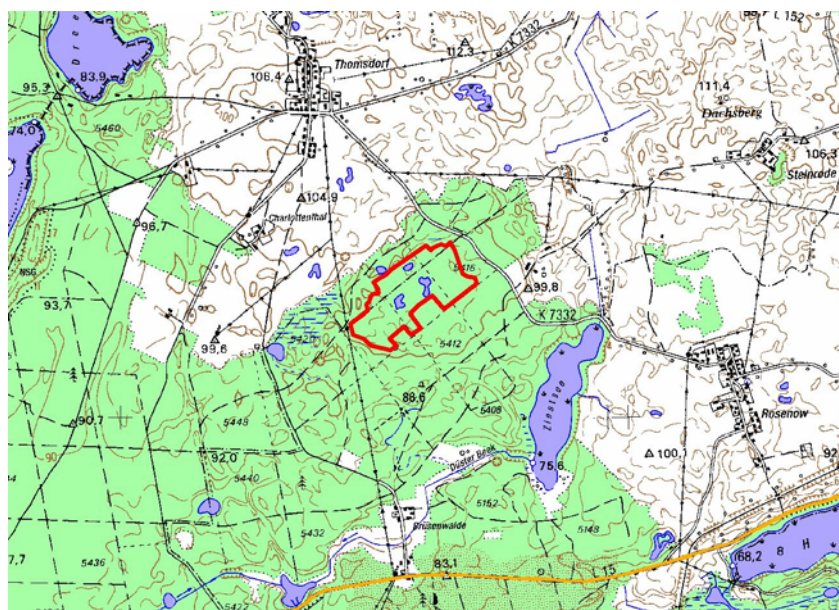
### Bestandes- und Nutzungsgeschichte

Das Gebiet, in der die Fläche *Feldberg w2* liegt, war lange Zeit durch den Betrieb einer Glashütte am Hüttenberg und eines Kalkbrennofens geprägt (HEMKE 1994). Beide Anlagen setzten ein hohes Holzaufkommen voraus, wodurch die umliegenden Wälder vergleichsweise stark beeinträchtigt wurden. Die Glashütte gab den Betrieb im Jahr 1794 auf, der Kalkbrennofen wurde im Jahr 1860 stillgelegt. Allerdings trugen noch 1911 heute mit Buchen bestandene Abschnitte des an die UF angrenzenden NSG „Feldberger Hütte“ den Flurnamen „Koppel“. Mindestens in der 2. Baumgeneration im Sinne des Nutzungsalters, also etwa 250-300 Jahre lang, ist *Feldberg w2* mit Wald bestanden (PANTHER schriftl.). Angesichts der wahrscheinlich intensiven Nutzung im Rahmen der o. g. Umstände wird es

sich bis zum 19. Jh. allerdings eher um Nieder-, denn um Hochwald gehandelt haben. Erst nach Beendigung der intensiven Nutzung konnte sich der Waldbestand erholen (HEMKE 1994). Das sich aktuell bietende geschlossene homogene Bestandsbild wurde zur Erzielung hochwertiger geradschäftiger Buchen mit langem astfreiem Stamm entwickelt. Nutzungsart soll in späteren Jahren der Großschirmschlag sein. Tote Bäume wurden aus Gründen der Verkehrssicherung gefällt.

Die detaillierten Nutzungsmengen lassen sich in der Fläche *Feldberg w2* nur für einen sehr kurzen Zeitraum bis zum Jahr 1992 zurückverfolgen. Innerhalb dieser Zeit wurden Buchensortimente und in geringfügiger Menge auch Birken entnommen. Mit drei Eingriffen im letzten Jahrzehnt und einer durchschnittlichen Entnahme von 3,9 m<sup>3</sup> pro ha und Jahr war die Nutzungsintensität auf dieser Fläche in den letzten 10 Jahren gering. Entsprechend hoch ist im Vergleich zu anderen UF der Bestandesvorrat. Im Gebiet wird eine extensive Bejagung betrieben.

### w3 Thomsdorf



**Abb. 3:** Untersuchungsfläche *Thomsdorf w3* (oben: Bestand, Foto M. PAULAT, unten: Lage des Gebietes).

## Anhang I

Die im nördlichen Brandenburg (Abb. 3) im Amt für Forstwirtschaft Templin (Oberförsterei Brüsenwalde, Revier Aalkasten, Abt. 5416 a<sup>2</sup>, 5417 a und 5418a<sup>1</sup>) liegende UF *Thomsdorf w3* ist hinsichtlich des Bestandsaufbaus und der Größe (~ 40 ha) mit der *Feldberger Fläche w2* vergleichbar, mit einem maximalen Alter von 149 Jahren aber etwa drei Jahrzehnte älter. Das überwiegend geschlossene Dach des Altbestandes ist nur kleinflächig durchbrochen und ermöglicht somit nur punktuell eine Etablierung von Naturverjüngung, die jetzt 19 - 25 Jahre alt ist. Verjüngung, die der Reichweite des Schalenwildes noch nicht entwachsen konnte, ist zum Teil extrem verbissen. So gibt es auf kleinen Halbinseln in den Mooren zum Teil Buchenverjüngung, die schon weit mehr als ein Jahrzehnt durch stark in die Breite gehenden Bonsaiwuchs versucht, dem Verbiss zu entgehen.

*Thomsdorf w3* liegt mit 100-106 m ü. NN relativ eben und wird von lehmigen Sandböden geprägt. Das Charakteristische der Fläche sind die fast unzähligen kleinen und größeren eingebetteten Moore, die in Teilbereichen die Luftfeuchtigkeit so erhöhen, dass sich epiphytische Flechten und an den Stammanläufen große Moospolster ansiedeln konnten. Die UF gehört zu den drei Flächen (ebenso *Eberswalde w13* und *Stechlin k1*), die durch die typischen Arten wie *Avenella flexuosa*, *Carex pilulifera*, *Oxalis acetosella*, *Luzula pilosa* und *Vaccinium myrtillus* in das Luzulo-Fagetum einklassifiziert wurde. Die vegetationskundlichen Ergebnisse stehen im Widerspruch zu den in Standortskarten angegebenen Stammstandortsformen K2 und R2 (Tab. 2.1).

### Bestandes- und Nutzungsgeschichte

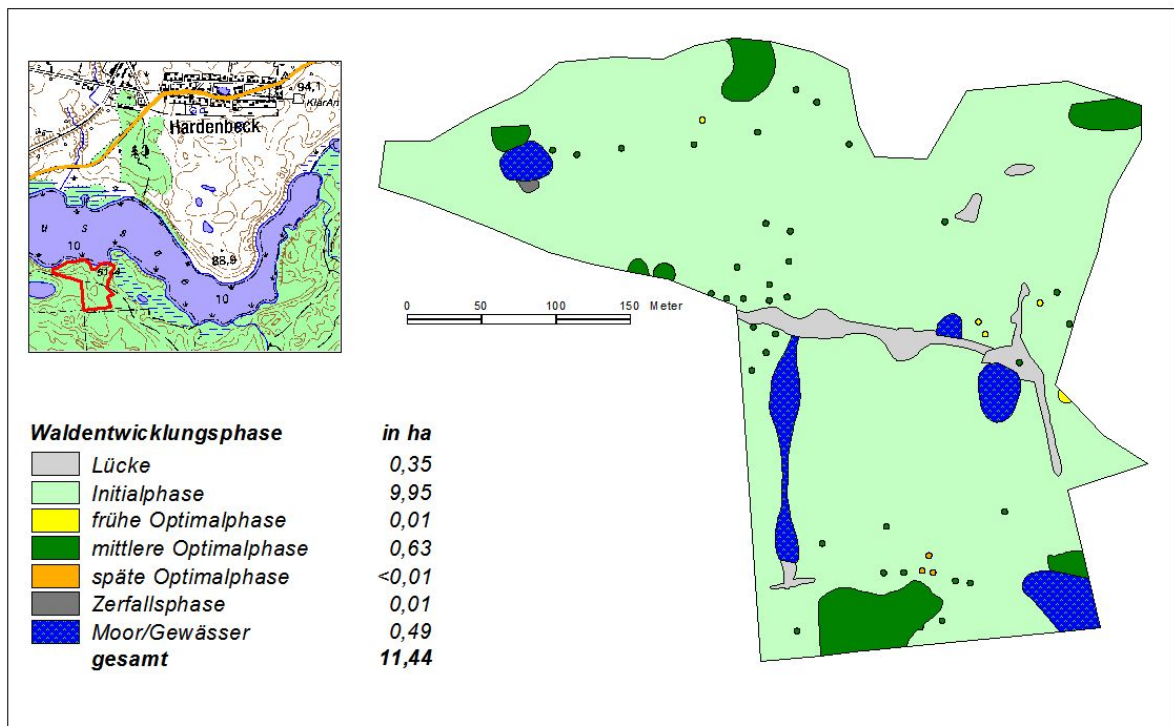
Über diese Fläche sind kaum historische Angaben zur Gebietsentwicklung bekannt. Das Gebiet ist seit etwa 1800 Waldstandort, und der heutige Bestand ist aus Naturverjüngung entstanden (MAHLETZ schriftl.). Eichen wurden, sofern vorhanden, freigestellt. Zur Anregung von Naturverjüngung wurde der Boden im Gebiet mit dem „Waldmeisterpflug“ bzw. einer Scheibenegge bearbeitet.

Die Nutzung in dieser Fläche erfolgte nur bis zum Jahr 1997, da mit der Veräußerung großer Teile des Gebietes an den Förderverein des Naturparks Uckermärkische Seen eine Ausweisung als Totalreservat vorgesehen war.

Bis zum Jahr 1980 lässt sich die Nutzung zurückverfolgen. Durchschnittlich wurde mit 6,7 Eingriffen pro Jahrzehnt häufig genutzt, allerdings nur mit einer Entnahme von 3,2 m<sup>3</sup> pro ha und Jahr. Die Sortimente gestalteten sich durch die Vielzahl von vorkommender Baumarten vielseitig; neben Wertholz wurden verschiedene Stamm- und Schichtholzsortimente aus Laub- und Nadelholz geerntet.



## w4 Haussee



**Abb. 4:** Untersuchungsfläche *Haussee w4* (oben: Bestand, Foto M. PAULAT, unten: Lage des Gebietes und Verteilung der Waldentwicklungsphasen).

Die kleinere der beiden Großschirmschlagflächen (neben *Klaushagen w6*) liegt ebenfalls im Amt für Forstwirtschaft Templin in der Oberförsterei und der Revierförsterei Brüsen-

## Anhang I

walde (Abt. 5145 a<sup>1</sup> und 5144 c). Der Großschirmschlag ist nur 11,44 ha groß, von denen nach der Waldentwicklungsphasenkartierung 9,9 ha zur Initialphase gehören (Abb. 4). Ein weiterer halber Hektar wird von fünf eingebetteten Moorbereichen eingenommen, die aufgrund ihrer geringen Ausdehnung in der Gesamtbetrachtung der Fläche zugerechnet bleiben.

Die Fläche (68-89 m ü. NN) liegt im welligen „Hinterland einer Endmoräne“ (CONRAD & KUKULKA 2001), die im Pommerschen Stadium der Weichselvereisung entstanden ist. In der Standortskarte des Staatsforstbetriebes Templin (STFB TEMPLIN 1979) liegt die UF im Mosaikbereich der Melzower Mittelplatte, die sich aus einem anhydromorphen Lehmmosaik zusammensetzt. Der Boden besteht aus einer Deckschicht aus anlehmigem bis lehmigem Sand, unter dem sich entkalkter Geschiebelehm und Geschiebemergel befindet. Die Nährstoffversorgung wechselt kleinräumig zwischen kräftig nährstoffversorgten und reichen Standorten. Durch Stauwasserbildung tritt in Senken Pseudovergleyung auf, die zur Bildung der oben genannten Moorbereiche führt.

Der Buchenbestand zeigt den typischen Aufbau eines gelungenen, nicht ganz abgeschlossenen Großschirmschlages. Die etwa 25jährige Verjüngung weist eine große Geschlossenheit auf, so dass kaum direktes Sonnenlicht auf dem Boden ankommt. Der Lichtmangel führt zu einer sehr gering ausgebildeten Krautschicht (mittlere Deckung 2 %), deren Zugehörigkeit zum Waldmeister-Buchenwald anhand der Vegetationsaufnahmen nur erahnt werden kann. Aufgrund der bekannten Standortverhältnisse kann diese Einklassifizierung allerdings als sicher gelten.

Der sehr lockere Oberbestand (159 Jahre alt) besteht nur noch aus einzelnen Überhältern (ca. 20 Bäume pro ha; CONRAD & KUKULKA 2001), die im Rahmen einer planmäßigen Großschirmschlagbewirtschaftung schon längst entfernt worden wären. Durch die Lage der Fläche im Suchbereich für unbewirtschaftete Kernzonen im Naturpark Uckermärkische Seen wurde diese Räumung bisher nicht durchgeführt. Bei den Überhältern ist ein starker Vitalitätsverlust zu erkennen, da die freigestellten Buchen weder mit der hohen Sonneneinstrahlung noch mit den Windeinflüssen dauerhaft zurecht kommen können. Die Überhälter besitzen dadurch überwiegend lichte, nach innen zurückgesetzte Kronen. Es hat sich viel Kronentotholz gebildet, und manche Buchen sind nach einem Stammbruch bereits abgestorben und stehen nur noch als Hochstubben im Bestand. Somit ist der Großschirmschlag mit diversen Totholzstrukturen durchsetzt, die in einem klassischen Verlauf mit planvoller Räumung des Überhalts so nicht entstehen würden.

### Bestandes- und Nutzungsgeschichte

Da sich die UF *Haussee w4*, *Brüsenwalde w5* und *Klaushagen w6* in einem Forstrevier befinden und ihre Entwicklungsgeschichte ähnlich verlief, wird diese für die drei Gebiete hier zusammengefasst dargestellt.

Wie auch bei der UF *Thomsdorf w3* sind aus diesen Beständen nur wenige historische Angaben über die Gebietsentwicklung bekannt. Die drei Flächen sind seit etwa 1800 Waldstandort und die heutigen Bestände aus Naturverjüngung entstanden. In den drei Beständen erfolgte die Nutzung wie in *Thomsdorf w3* nur bis zum Jahr 1997, da auch eine Ausweisung als nutzungsfreier Bereich innerhalb des Naturparks Uckermärkische Seen vorgesehen war.

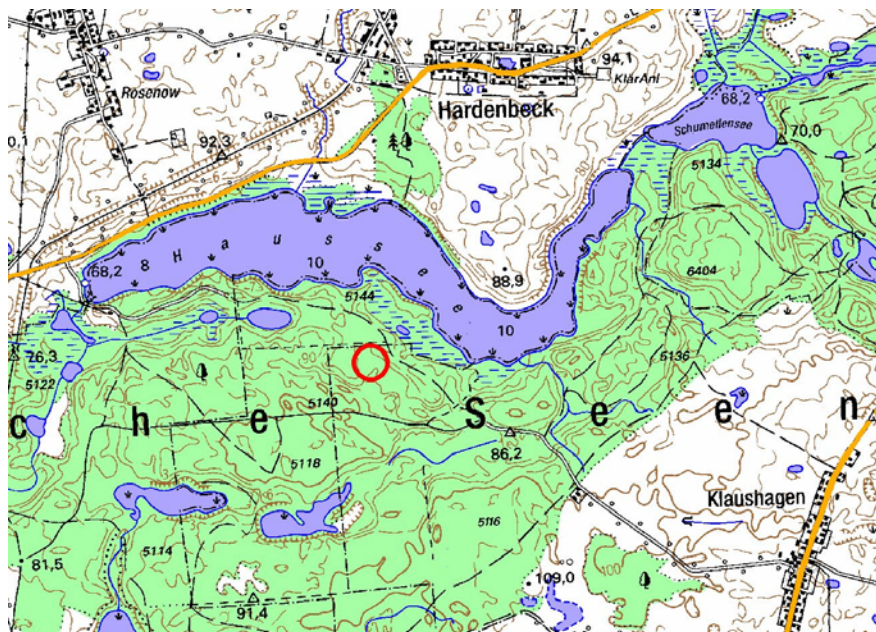
Ein deutlicher Unterschied zu *Thomsdorf w3* besteht in der aktuellen Zusammensetzung des Bestandes. Die ursprünglich einschichtigen Bestände wurden mit Beginn des Großschirmschlages auf einen Bestockungsgrad von 0,7-0,6 abgesenkt. Nebenbaumarten wurden weitgehend entnommen. Zur Anregung der Naturverjüngung wurde der Boden im Gebiet mit dem „Waldmeisterpflug“ bzw. einer Scheibenegge bearbeitet. Nach dem Initialingriff erfolgten alle 6-7 Jahre weitere Nutzungen, wobei der Bestockungsgrad bei jedem



Eingriff um jeweils weitere 0,2 abgesenkt wurde. Von einer vollständigen Räumung der Flächen wurde angesichts der Verkaufsverhandlungen mit dem Förderverein des Naturparks abgesehen (LEIB mdl.). Die Fläche *Brüsenwalde w4* wurde abweichend von den beiden anderen nicht im Großschirmschlag-, sondern im Femelhiebverfahren bewirtschaftet. Die Entnahmemengen lassen sich für die drei Flächen nur vergleichsweise unvollständig nachvollziehen. Es liegen Daten aus den Jahren ab 1972 mit einer Lücke von 1983-1989 vor. Aussagen über Nutzungsmengen und Eingriffshäufigkeiten sind aus diesem Grunde nicht korrekt darstellbar.

In den Flächen erfolgt eine Bejagung durch Pächter bzw. Revierförster in „ausreichender“ Intensität (MAHLETZ schriftl.).

### w5 *Brüsenwalde*



**Abb. 5:** Untersuchungsfläche *Brüsenwalde w5* (oben: Bestand, Foto M. PAULAT, unten: Lage des Gebietes).

## Anhang I

Die UF liegt nur etwa 200 m südlich von der Fläche *Haussee w4* (Abb. 4 und 5) ebenfalls in der Ober- und Revierförsterei Brüsenwalde (Abt. 5140 a<sup>1</sup>). Der Oberbestand besteht aus 167-jährigen Buchen, die in einem kleinen Bereich noch einen geschlossenen Altbestand bilden. Wenige Eichen kommen einzelstammweise vor. Die Buchennaturverjüngung besitzt nach dem Datenspeicher Wald ein durchschnittliches Alter von 24 Jahren. Da in den letzten 30 Jahren bis 1993 (siehe Bestandes- und Nutzungsgeschichte) Verjüngungskegel initiiert wurden, müsste das durchschnittliche Alter der Verjüngung überwiegend noch geringer als angegeben sein. Der Bestand gehört vegetationskundlich zu den Waldmeister-Buchenwäldern.

Der nur wenige Hektar große Femelschlag, von dem nur ein Hektar als Kernfläche untersucht wurde (Struktur, Vegetation, Carabiden, Pilze), gehört nicht zum Hauptset der UF. Da aber zumindest ein als Femelschlag konzipierter und bewirtschafteter Bestand in das Untersuchungsspektrum aufgenommen werden sollte, wurde diese Fläche innerhalb des Gesamtprojektes (Kap. 1.3) von drei Diplomarbeiten (CONRAD & KUKULKA 2001, KERSTAN 2003, PFLUGMACHER 2003) untersucht.

Angaben zum Standort können der Beschreibung des Großschirmschlages *Haussee w4* entnommen werden.

### Bestandes- und Nutzungsgeschichte

Vor etwa 30 Jahren wurden in den damals geschlossenen Buchenbestand die ersten Femellöcher geschlagen, um die typische femelschlagartige Verjüngung einzuleiten. Die Verjüngung wurde ohne Bodenbearbeitung initiiert. In den folgenden Jahrzehnten erfolgten bis 1993 regelmäßige Erweiterungshiebe der ersten Verjüngungskegel sowie die Anlage neuer Femellöcher. Da der Bestand im Suchbereich des Naturparks Uckermärkische Seen für die Ausweisung von unbewirtschafteten Kernzonen liegt, fanden seit 1993 keine weiteren Eingriffe mehr statt.

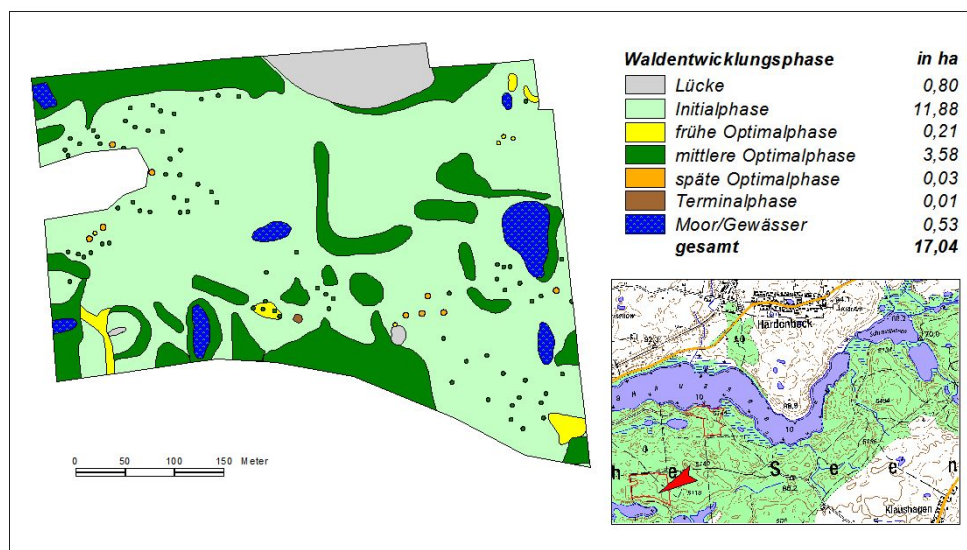
### w6 Klaushagen

Der ebenfalls auf lehmigen Sandböden stockende Bestand (94-105 m ü. NN) stellt die dritte UF dar, die im Amt für Forstwirtschaft Templin in der Oberförsterei und der Revierförsterei Brüsenwalde (Abt. 5119 a<sup>1</sup>), etwa 1,5 km Luftlinie von den Flächen *Haussee w4* und *Brüsenwalde w5* entfernt, liegt. Sie stellt mit einer Größe von 17,05 ha die zweite und etwas größere Großschirmschlagfläche dar (Abb. 6). 11,87 ha gehören der Initialphase an, was verdeutlicht, dass die Einleitung der Naturverjüngung erfolgreich war und schon zwei bis drei Jahrzehnte (der Unterstand ist 25 und 39 Jahre alt) zurückliegt. Der Überhalt ist mit 173 Jahren für einen Großschirmschlag schon sehr alt, da im klassischen Großschirmschlag der Überhalt die Bäume normalerweise vor der drohenden Entwertung durch Rotkernbildung und Holzschäden durch starke Witterungseinflüsse entnommen werden. Da der Bestand wie die zwei zuvor beschriebenen Flächen innerhalb des potenziellen Kernzonengebietes des Naturparks Uckermärkische Seen liegt, wurde von der Räumung des Überhalts abgesehen. Durch Absterbeprozesse entwickelte sich relativ viel stark dimensioniertes Totholz.

In den Randbereichen des Großschirmschlages gibt es kleinere Bereiche, die noch als mittlere Optimalphase angesprochen werden konnten (insgesamt 3,5 ha), in denen zwar auch eine dichte Verjüngung im Unterstand vorhanden ist, der Schirm aber die Ausbildung eines Bestandesinnenklimas ermöglicht. Diese zweischichtige Struktur, wie sie auch in *Serrahn r1* typisch ist, lässt sich anhand der Waldentwicklungsphasenkartierung leider nicht von verjüngungsarmen Optimalphasen trennen. Wie in den zuvor vorgestellten UF



gibt es auch hier die für jungpleistozäne Tieflandbuchenwälder charakteristischen Waldmoore (insgesamt sechs, summarisch 0,5 ha Größe).



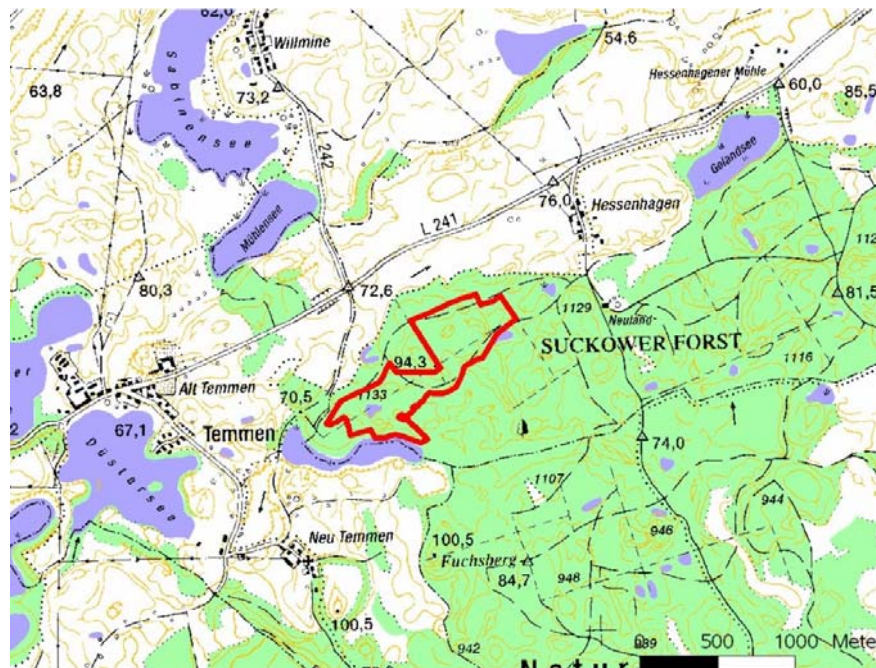
**Abb. 6:** Untersuchungsfläche *Klaushagen w6* (oben: Bestand, unten: Lage des Gebietes und Verteilung der Waldentwicklungsphasen).

Die Vegetation ist unterhalb des dichten Unterstandes nur spärlich ausgebildet, so dass eine eindeutige Zuordnung zum *Galio odorati*-Fagetum nicht möglich ist (vgl. Kap. 3.2.1). Eine dichte Vegetationsdecke kann sich nur auf den Rückegassen und Waldwegen entwickeln, deren Artenzusammensetzung dann eine Kombination aus *Calamagrostis epigeios* (mit hohen Deckungsgraden), Waldarten wie *Brachypodium sylvaticum*, *Oxalis acetosella* und Arten der Offenlandschaft wie *Cirsium arvense* und *Cardamine hirsuta* darstellt. Der Wechsel zwischen Flächenabschnitten fast ohne Bodenvegetation mit lichten vergrasteten Bereichen ist charakteristisch für diesen Großschirmschlag.

**Bestandes- und Nutzungsgeschichte** siehe *w 4 Haussee*

## Anhang I

### w7 Temmen



**Abb. 7:** Untersuchungsfläche *Temmen w7* (oben: Bestand, unten: Lage des Gebietes).

Die Fläche liegt im nördlichen Bereich des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin (Abb. 7) und gehört zum Revier Hessenhagen, Oberförsterei Milnersdorf, Amt für Forstwirtschaft Templin (Abt. 1130 a<sup>4</sup>, 1131 b<sup>3</sup>, b<sup>4</sup>, 1132 a<sup>1</sup> und 1133 a<sup>1</sup>). Das Gebiet (68-94 m ü. NN) stellt mit 39,95 ha eine mittelgroße UF dar, die ein vielfältiges Bestandesmosaik aufweist. Der Buchenaltbestand ist 155 Jahre alt, der auch wenige Einzelindividuen aus gleichaltriger Traubeneiche und 150-jährige Kiefern enthält. Die Naturverjüngung der Buche ist zwischen 9 und 40 Jahre alt. Im nördlichen und östlichen Bereich befinden sich lichte Altbestandspartien, unter denen zur Einleitung der Buchennaturverjüngung teilweise tief gepflügt worden ist. Die Verjüngung hat sich allerdings nur stellenweise eingefunden; großflächiger konnte sich das Land-Reitgras durchsetzen. Im Nordwesten befindet sich ein kleinräumiger Wechsel aus älteren Verjüngungskegeln und verjüngungsarmem Altbestand. Im Mittelbereich gibt es einen schnellen Wechsel eines noch sehr dichten Bestan-

desteils mit einem etwas lückig bestockten sonnendurchfluteten Südhang. Der südliche Bereich der UF war bis 1991 gezäunt. Anhand des Verbisses und durch Sichtbeobachtung war deutlich, dass der Zaun schon seit einigen Jahren das Rehwild nicht mehr vollständig abhalten konnte. Trotzdem hat der Zaun das Aufwachsen einer vielfältigen, jetzt ca. 10 Jahre alten Verjüngung aus Buche, Eiche, Hainbuche, Winter-Linde und Eberesche ermöglicht.

Die UF gehört überwiegend zum Waldmeister-Buchenwald. Kleinräumig gibt es etwas reichere Ausprägungen mit *Hordelymus europaeus*. Diese Einstufung entspricht dem Standort, der mit K2 als kräftig angegeben wird und kleinflächig noch bessere Werte erreicht (DONATH mdl.).

### **Bestandes- und Nutzungsgeschichte**

Der Zeitraum, seitdem der Bestand *Temmen w7* Waldstandort ist, kann nicht genau ermittelt werden, jedoch ist das Gebiet wahrscheinlich schon sehr lange mit Wald bestanden (DONATH schriftl.). Die Entstehung des Altbestandes (Naturverjüngung, Pflanzung oder Saat) ist ebenfalls nicht bekannt. Der Altbestand wurde zur Förderung der Verjüngung in den letzten 10 Jahren teilweise femelartig aufgelichtet, gepflügt und gezäunt. Eichen wurden freigestellt. Höhlenbäume, Horstbäume und absterbende Buchen wurden nach Möglichkeit im Bestand belassen.

Genutzt wurde in *Temmen w7*, sowohl Laub- (Buche, Eiche) als auch in geringer Menge Nadelholz (Fichte, Kiefer) in diversen Stamm- und Schichtholzsortimenten. Die Nutzungsdaten lassen sich detailliert bis zum Jahr 1986 zurückverfolgen. In *Temmen w7* wurde häufig eingegriffen: Mit durchschnittlich 8,8 Einschlägen pro Jahrzehnt wurden 4,7 m<sup>3</sup> Holz je ha und Jahr der Fläche entnommen.

Jagd fand und findet im Gebiet durch einen Pächter in der Zeit von Mai bis Juni intensiv, im Sommer wenig und im Herbst und Winter an Kirrungen mäßig intensiv statt.

### **w8 Suckow**

Die UF liegt ebenfalls im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin (Abb. 8) ca. 4 km östlich der Fläche *Temmen w7* (Revier Hessenhagen, Oberförsterei Milmersdorf, Amt für Forstwirtschaft Templin, Abt. 1117 b, 1118 a<sup>1</sup>, a<sup>3</sup>, a<sup>4</sup> und 1119 a<sup>3</sup>). Die Höhenlage ist mit 65-85 m ü. NN mit *Temmen w7* vergleichbar. Der Buchenbestand ist zwischen 130 und 150 Jahre alt. Ein geringer Mischungsanteil besteht aus Traubeneiche (138 und 150 Jahre), Stieleiche (150 Jahre) und Hainbuche (130 Jahre). Die durchschnittlich sechs Jahre alte Verjüngung ist mit den Baumarten Buche, Eiche, Berg-Ahorn, Sand-Birke, Hainbuche, Sal-Weide, Holz-Apfel, Vogel-Kirsche und den Straucharten Ein- und Zweigriffeliger Weißdorn und Rosen recht artenreich, was auf ehemals lichtere oder gar offenlandartige Bereiche verweist. Zwei kleine Teilbereiche der Fläche sind gezäunt, in denen sich sehr dichte Naturverjüngung etablieren konnte. Durch die Zaunlinie wird der massive Verbissdruck außerhalb des Zaunes deutlich, da es dort zwar auch Naturverjüngungsflächen gibt, die aber die Äserhöhe des Wildes kaum überwinden können. Der westliche und mittlere Bereich der Fläche wird durch einen Altbestand mit schwach ausgeprägtem Zwischenstand gebildet, der neben Buche auch aus Hainbuchen besteht. Im nördlichen und östlichen Bereich wurde der Oberbestand partiell aufgelichtet und somit ein kleinräumig wechselndes Bestandesmosaik zwischen geschlossenerem Altbestand, lockerem Schirm und Verjüngungsbereichen geschaffen. Trotzdem ist der Bestand insgesamt noch als einschichtig zu bezeichnen.

Das Gebiet gehört wie die meisten anderen UF ebenfalls dem Waldmeister-Buchenwald an. Der Standort wird wie in *Temmen w7* als kräftig nährstoffversorgt, K2, eingestuft.



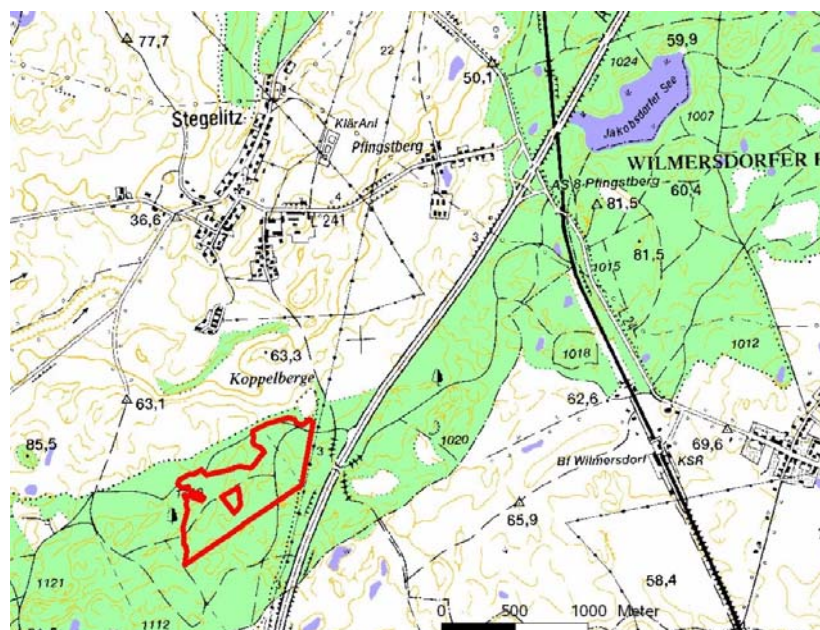
## Anhang I

### Bestandes- und Nutzungsgeschichte

Das Alter des Waldstandortes wie die Entstehung des Altbestandes ist nicht bekannt (DONATH schriftl.). Die Nutzung mit Verjüngungseinleitung wurde in Teilbereichen als Schirmschlag begonnen und als Femelschlag weitergeführt. Die Verjüngung wurde durch partielles Pflügen, die Errichtung von Zäunen und kleinräumige Pflanzung von Rotbuchen gefördert. Die Eichen wurden durch Freistellung gepflegt. Höhlenbäume und abgebrochene Baumstümpfe wurden belassen, Windwürfe nicht in jedem Fall beräumt.

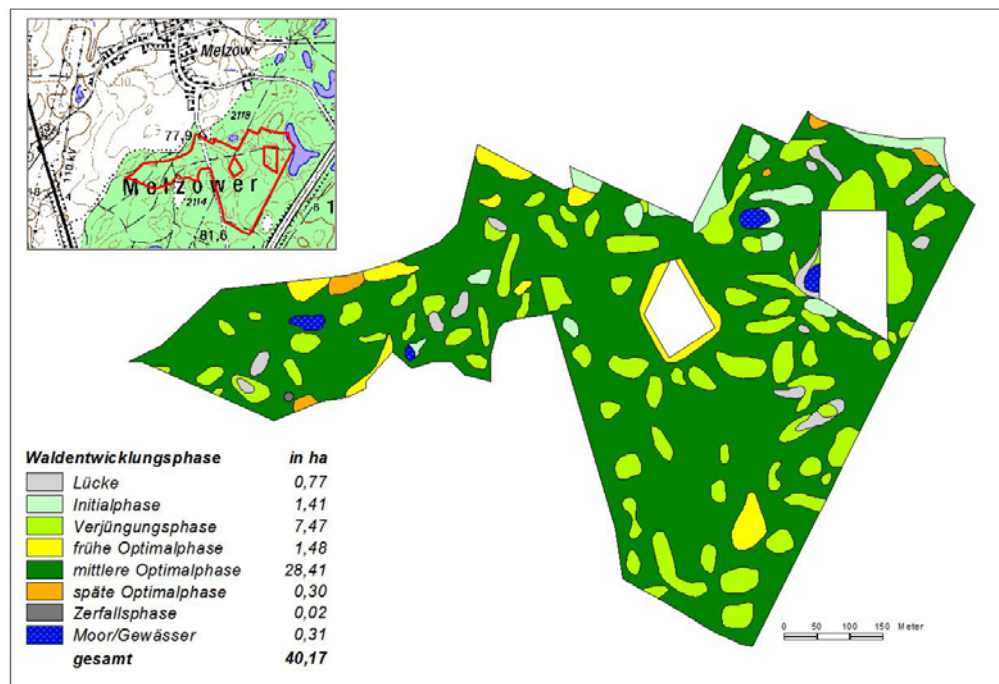
Detaillierte Nutzungsdaten liegen ab dem Jahr 1986 vor. Es wurden verschiedene Laubholzsortimente (Buche und Eiche) dem Bestand entnommen. Mit zuletzt durchschnittlich 10 Eingriffen je Jahrzehnt war die Eingriffshäufigkeit auf der Fläche sehr hoch. Auch die durchschnittliche Entnahmemenge von 7,8 m<sup>3</sup> je Jahr und ha liegt in diesem Gebiet auf einem hohen Level.

Die jagdliche Nutzung wird durch einen Begehungsscheininhaber und den Revierförster intensiv betrieben, wobei aktive Phasen mit ruhigen Zeiten wechseln.



**Abb. 8:** Untersuchungsfläche Suckow w8 (oben: Bestand, unten: Lage des Gebietes).

## w9 Melzow



**Abb. 9:** Untersuchungsfläche Melzow w9 (oben: Bestand, unten: Lage des Gebietes und Verteilung der Waldentwicklungsphasen).

Die östlich des Oberuckersees und südlich der Ortschaft Melzow liegende Fläche gehört zum Forstrevier Stegelitz (Oberförsterei Milmersdorf, Amt für Forstwirtschaft Templin, Abt. 14 a<sup>2</sup>, 15 b<sup>3</sup>, 16 a<sup>1</sup> und 18 a<sup>1</sup>). Die Fläche (78-99 m ü. NN) liegt wie der *Faule Ort* r3 im Naturschutzgebiet Melzower Forst im nördlichen Bereich des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin. Die Fläche ist heute ein ein- bis zweischichtiger Buchenbestand,

## Anhang I

dessen Verjüngung 1976 im Großschirmschlagverfahren initiiert wurde. Die älteste Buchennaturverjüngung ist somit über 25 Jahre alt. Bis 1991 wurde der Großschirmschlag ausgeweitet, doch aufgrund der Ausweisung des Biosphärenreservats Schorfheide-Chorin dann als Femelhieb fortgesetzt. Auf diese Weise gibt es neben immer noch dunklen geschlosseneren Bereichen mit Buchen zwischen 129 und 150 Jahren Verjüngungsbereiche unterschiedlichen Alters. Die wenigen (sieben) Traubeneichen sind 130 bzw. 150 Jahre alt. Im nördlichen Bereich wurden 1998 zwei kleine Flächen – weniger als ein Hektar - mit Berg- und Spitzahorn unterpflanzt.

28,41 ha der 40,2 ha großen UF wurden als mittlere Optimalphase und fast 7,5 ha als Verjüngungsphase kartiert (Abb. 9). Die Verjüngungsfläche ist insgesamt viel größer, doch überwiegend von einem nur schwach aufgelichteten Schirm überdeckt, so dass diese Bereiche der mittleren Optimalphase zugeordnet wurden. Im westlichen Bereich ist die Verjüngung mit ca. 9 Jahren am niedrigsten. Im mittleren Bereich befindet sich die ältere im Großschirmschlagverfahren initiierte Naturverjüngung, und im östlichen und südlichen Bereich gibt es geschlossene, aber auch unüberschirmte ältere Verjüngungskegel.

Ein in der Fläche liegender Weiden-Bruchwald und ein See mit angrenzender Lärchenpflanzung (Alter 9 Jahre) wurden aus der Gesamtfläche herausgenommen.

Der Boden mit der Humusform „mullartigem Moder bis Mull“ besteht überwiegend aus gut nährstoffversorgten Böden (K- und R-Standorte).

### Bestandes- und Nutzungsgeschichte

*Melzow w9* ist wahrscheinlich schon immer Waldstandort gewesen (DAHER schriftl.). Über detaillierte Nutzungsmengen ist nichts bekannt. Totholz wurde zu Zwecken der Verkehrsicherung gefällt, kranke Bäume aus forstsanitären Gründen entnommen. „Schädigende“ Nebenhölzer wurden im gesamten Forstrevier Melzow häufig entfernt (DAHER 1992). Nach der Vollmast im Jahr 1976 wurde 1977 in allen Buchenbeständen eine ausgeprägte Rindennekrose festgestellt, die zu Absterbevorgängen führte. In den Jahren 1989-1991 wurde eine verstärkte Verbreitung des Laubnutzholzborkenkäfers *Xyloterus domesticus* festgestellt. Stark geschädigte Bäume wurden als Sanitärmaßnahme entnommen. Bekämpfungen chemischer Art gab es auf der Fläche nicht.

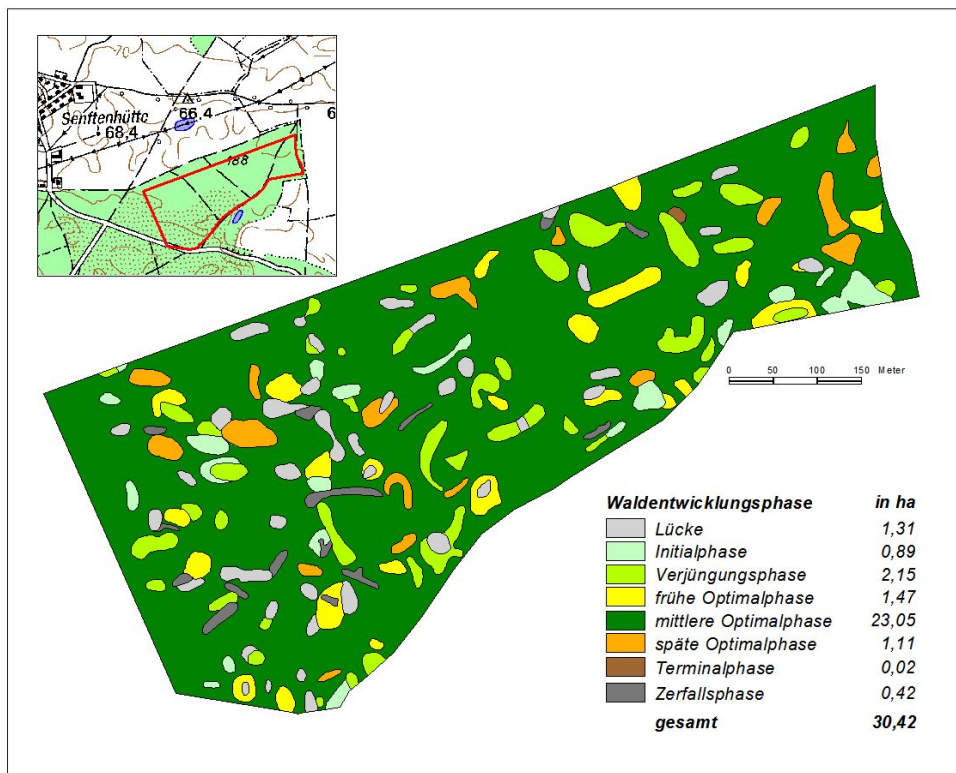
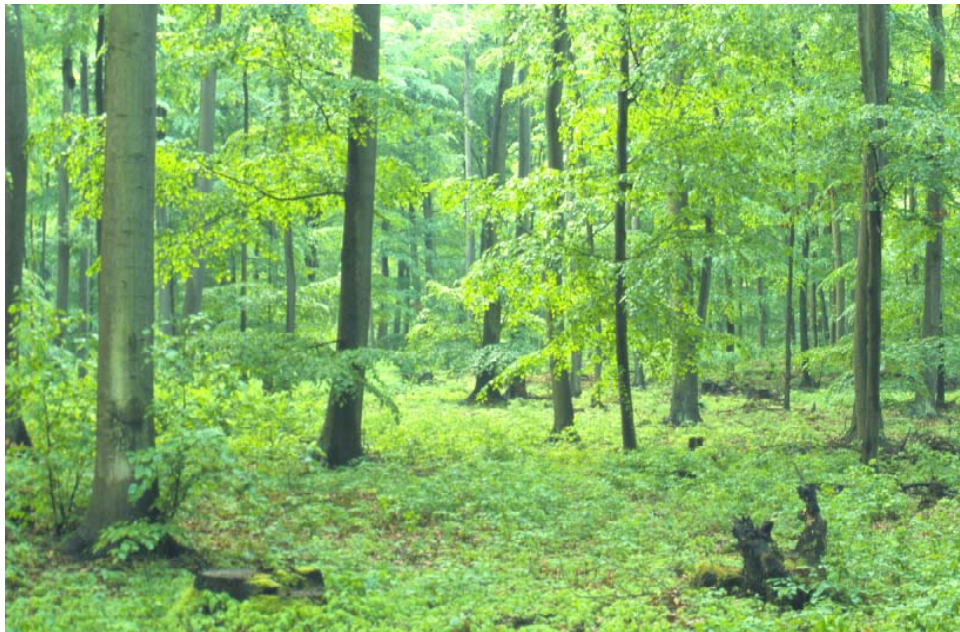
Ende der 90er Jahre wurde die Jagd stark intensiviert und seit 2000 wieder reduziert.

### **w10 Schwarzes Loch**

Die 30,40 ha große UF liegt etwa 500 m südöstlich der Ortschaft Senftenhütte und schließt sich unter Beachtung eines randlichen Pufferstreifens an die die Ortschaft umgebenden landwirtschaftlichen Flächen an. Die Fläche umfasst die Forstorte 188 a und 189 a<sup>1</sup>, die im Revier Groß Ziethen der Oberförsterei Chorin im Amt für Forstwirtschaft Eberswalde liegen.

Die Buchen des Oberbestandes (132 Jahre alt) sind überwiegend aus Naturverjüngung hervorgegangen. Dürrebedingte Ausfälle wurden mit Buchen durch Plätzesaat und „Büschelpflanzung“ ergänzt. Die Eichen, die ebenfalls durch Plätzesaat in Naturverjüngungslücken begründet wurden, sind mit 127 Jahren etwas jünger als die Buchen. Die Naturverjüngung und Nachpflanzungen konnten sich offensichtlich zuerst schwer etablieren, da 1888 der Bestand mit nur noch wenigen Überhältern und einer durch Frost und Verbiss „stark geringwertigen“ und teilweise krüppelhaften Naturverjüngung beschrieben wird (KÖLLER schriftl.).





**Abb. 10:** Untersuchungsfläche *Schwarzes Loch w10* (oben: Bestand, unten: Lage und Verteilung der Waldentwicklungsphasen).

Der südliche Bereich der UF gehört zur Choriner Endmoräne, die überwiegend aus einer lehmbeeinflussten Sandbraunerde besteht. Nach Norden hin geht die Fläche in eine Grundmoräne mit einer noch nährstoffreicheren Tieflehmfahlerde als Bodentyp über. Vegetationskundlich hat SCAMONI (1975) die Fläche im Süden als Drahtschmielen-Buchenwald und Traubeneichen-Buchenwald, der wegen der noch besseren Nährstoffverhältnisse im Norden in einen Waldmeister-Buchenwald (*Galio odorati-Fagetum*) mit *Carex pilulifera* als Untergesellschaft übergeht, beschrieben. Im Rahmen des Projektes

## Anhang I

wurde der südliche Endmoränenbereich dem Luzulo-Fagetum und der nördliche dem *Gallio odorati*-Fagetum zugeordnet.

Rot-, Dam-, Reh- und Schwarzwild kommen im Gebiet vor. Es findet eine intensive Bejagung mit einem Rehwildabschuss zwischen 12 und 18 Stück/100 ha und Jahr statt. Die Bejagungsintensität ermöglicht eine gemischte Verjüngung aus Rotbuche, Hainbuche und Esche auch außerhalb von Gattern. 1994 wurden 17,01 ha gegattert, um auch eine Verjüngung der im Bestand vorkommenden weiteren Mischbaumarten (Eiche, Kirsche, Eberesche) zu ermöglichen.

Mit über 23 ha werden mehr als zwei Drittel der Fläche von der mittleren Optimalphase eingenommen (Abb. 10). Trotzdem besteht vor allem der westliche Bereich aus einem kleinräumig wechselnden Mosaik aus Verjüngungs-, Initial-, Optimal- und Zerfallsphase. Etwa 0,4 ha der Fläche umfasst so viel Totholz, dass eine Ausweisung von 15 kleinen Zerfallsbereichen möglich war. Der für eine Wirtschaftsfläche hohe Anteil von stehendem und liegendem, natürlicherweise und durch Bewirtschaftung entstandenem Totholz ist neben der inhomogenen Bestandesstruktur das zweite Charakteristikum der Fläche. Durch die Entnahme von Einzelbäumen bzw. von kleinen Baumgruppen wurden kleine Lücken (insgesamt 1,3 ha) im Bestand geschaffen, die Eichennaturverjüngung ermöglichen.

### **Bestandes- und Nutzungsgeschichte der Untersuchungsflächen *Schwarzes Loch w10*, *Senftenthal w11* und *Chorin w12***

Für die Reviere der drei nahe beieinanderliegenden UF *Schwarzes Loch w10*, *Senftenthal w11* und *Chorin w12* existieren umfangreiche Unterlagen zur Bestandsgeschichte. Da die drei Gebiete eine ähnliche Entwicklung durchliefen, werden sie hier zusammenfassend betrachtet.

Die UF sind alte Waldstandorte. Es ist sogar anzunehmen, dass zumindest *Senftenthal w11* und *Chorin w12* seit jeher mit Wald bewachsen sind. OLBERG (1933, 1943) geht davon aus, dass „in Chorin von einer eingreifenden Nutzung vor etwa 1700 keine Rede gewesen sein kann und dass sich eine solche erst mit der Eröffnung einer Glashütte und mit dem Ausbau des Finowkanals in den Jahren 1744 bis 1746 entwickelt hat...“. Auch wenn für die Glashütte deutlich mehr Holz als zuvor in den Choriner Wäldern eingeschlagen wurde, so waren die UF wohl durch ihre relativ entfernte Lage zur Hütte nur unterdurchschnittlich davon betroffen. Auch zunehmender Holzbedarf aus Berlin führte im 19. Jh. nicht zur Zerstörung der Bestände, da die Entfernung zum Finowkanal groß war. Zudem wurden vor allem Eichen entnommen, die Buchen hingegen geschont (SCAMONI 1975). Auch die Waldweide war in den UF nachweislich nur von untergeordneter Bedeutung (OLBERG 1933), obwohl etwa ein Viertel der Fläche aus Räumden und Blößen bestand (SCAMONI 1975). Somit bot sich im 19. Jh. keinesfalls ein geschlossenes Waldbild, welches heute das Gebiet um Chorin prägt.

Aus Karten von 1804 und 1909 ist ersichtlich, dass zu diesen Zeitpunkten die UF im Hauptbestand mit Buchen bewachsen waren. Da die Buchen aktuell ein Alter von etwa 170 (*Chorin w12*), 125 (*Senftenthal w11*) bzw. 135 (*Schwarzes Loch w10*) Jahren aufweisen, ist davon auszugehen, dass die heutigen Buchenbestände mindestens die zweite Buchengeneration auf den UF darstellen.

Auf der UF *Chorin w12* ist ein Orkanereignis aus dem November 1973 bekannt, bei dem insgesamt 550 fm Buche geworfen wurden (davon 100 fm in Abt. 93; 450 fm in Abt. 81). Eingriffe chemischer Art gab es auf dieser UF zuletzt 1968, 1971 und 1972, bei denen jeweils schlechtwüchsige Buchen mittels „Omnidel“ und „Selest 100“ + Petroleum bekämpft wurden. Detaillierte Nutzungsmengen lassen sich bis 1965 zurückverfolgen. Im

Gebiet wurde vor allem Laubholz als Stamm-, Industrie- und Brennholz, aber auch Nadelstammholz genutzt. Die durchschnittliche Zahl der Eingriffe/Jahrzehnt schwankt auf den einzelnen Teilflächen zwischen drei und fünf, wobei die Jahre 1965-1980 hier eine deutlich höhere Intensität aufweisen als diejenigen danach. Je Eingriff wurden um die 330 fm entnommen, das entspricht ca. 5,5 m<sup>3</sup>/ha und Jahr.

Im Gebiet *Senftenthal w11* sind die Nutzungsmengen und Sortimente bis 1946 nachvollziehbar. Die Nutzungssortimente waren in diesem Gebiet wie in Chorin vor allem im Laubholzbereich Stamm-, Industrie- und Brennholz sowie in geringeren Mengen auch Nadelholz. Zwischen 2,5 und 3,5 Eingriffe pro Jahrzehnt wurden durchschnittlich auf den Teilflächen festgestellt, wobei die mittlere Eingriffszahl pro Jahrzehnt im Gesamtgebiet mit über sieben recht hoch liegt. Im Gegensatz zu *Chorin w12* ist hier keine starke Häufung der Eingriffe in einem bestimmten Zeitraum festzustellen. Die Entnahmemenge je Eingriff lag in *Senftenthal w11* bei etwa 247 m<sup>3</sup> je Eingriff bzw. 4 m<sup>3</sup>/ha und Jahr.

Die Fläche *Schwarzes Loch w10* wurde im Zuge der Bodenreform 1945 als Preußenwald aufgesiedelt und besitzt heute noch einen kleinräumigen Wechsel der Eigentumsverhältnisse. Hinsichtlich der Nutzungssortimente ergeben sich in diesem Gebiet ähnliche Verhältnisse wie in den beiden anderen Flächen der Oberförsterei Chorin. Die Laubholzsortimente sind dominant, wobei die Buche den Hauptanteil einnimmt. Geringe Nadelholzanteile bei der Nutzung bestanden vor allem aus Kiefern, von denen auch aktuell noch einige im Bestand zu finden sind. Durchschnittlich fanden etwa 6 Eingriffe je Jahrzehnt statt. Die Eingriffsintensität wurde nach 1990 verringert (von 1990 bis 1999 nur noch vier Maßnahmen).

### **w11 Senftenthal**

Die Untersuchungsfläche *Senftenthal w11* (Abb. 11) liegt nur etwa 400 m südlich der Fläche *Schwarzes Loch w10* im namensgebenden Revier der Oberförsterei Chorin (Amt für Forstwirtschaft Eberswalde). Die Fläche beinhaltet große Partien der Abteilungen 180 a<sup>2</sup>, 181 a, 184 a, b<sup>1</sup> und 185 a<sup>1</sup>.

Der Oberbestand der Buche ist mit 107, 123 und 128 Jahren im Datenspeicher Wald (2001) angegeben und aus Naturverjüngung entstanden. Als Mischbaumarten werden Trauben-Eiche (107 und 101 Jahre), Gemeine Kiefer (126 und 112 Jahre) und Berg-Ahorn (7, 11 und 15 Jahre) genannt, die aber innerhalb der Untersuchungsfläche nur einen geringen Anteil ausmachen. Der Aufwuchs des Berg-Ahorns sowie einzelne Hainbuchen und Sand-Birken erreichen den Oberstand nicht. Es kommen aber zwei in etwa 120 Jahre alte Berg-Ahorne als Mutterbäume ungefähr in der Mitte der Fläche vor, die nach Freistellung eine dichte Ahorn-Verjüngung ermöglichen.

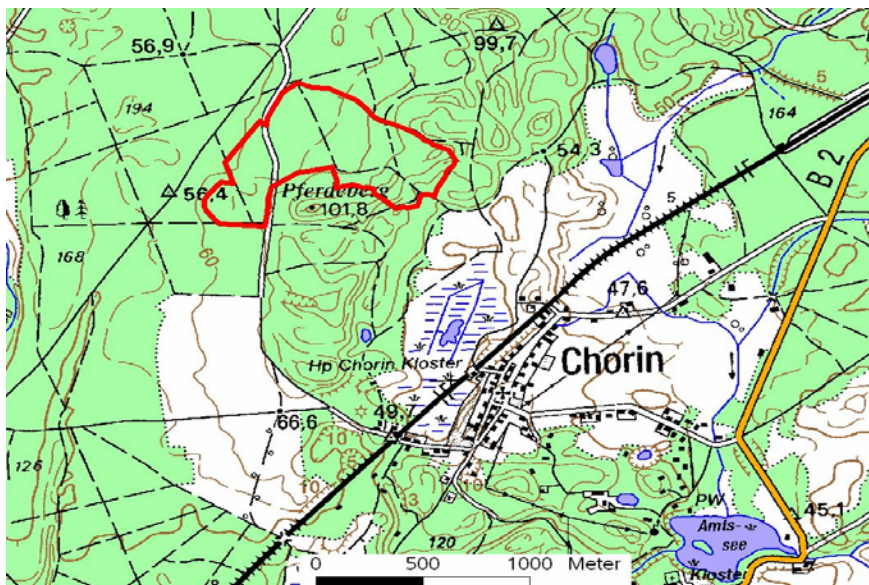
Im westlichen Bereich der Fläche ist der Bestand durch kürzlich erfolgte Einschläge zwar gering, aber relativ homogen aufgelichtet worden. Die Auflichtung hat in Kombination mit dem vorhandenen Verbissdruck bisher keine flächige Naturverjüngung ermöglicht. Im östlichen Bereich gibt es Verjüngungsbereiche unterschiedlichen Alters und verschiedener Baumarten, die aber noch relativ kleinflächig sind.

Der östliche Teil der Fläche ist zusätzlich durch das bewegte Choriner Endmoränenrelief geprägt, das mit steileren West- und Osthängen und zwei hohen Bergkuppen (> 80 m ü. NN, Gänsemattenberg 94,4 m) kleinräumig wechselnde Standortverhältnisse (mäßig bis kräftig nährstoffversorgte Böden) schafft. Aufgrund der standörtlichen Heterogenität ist die Fläche teilweise dem Galio odorati-Fagetum und teilweise dem Luzulo-Fagetum zuzuordnen.

**Bestandes- und Nutzungsgeschichte** siehe *Schwarzes Loch w10*



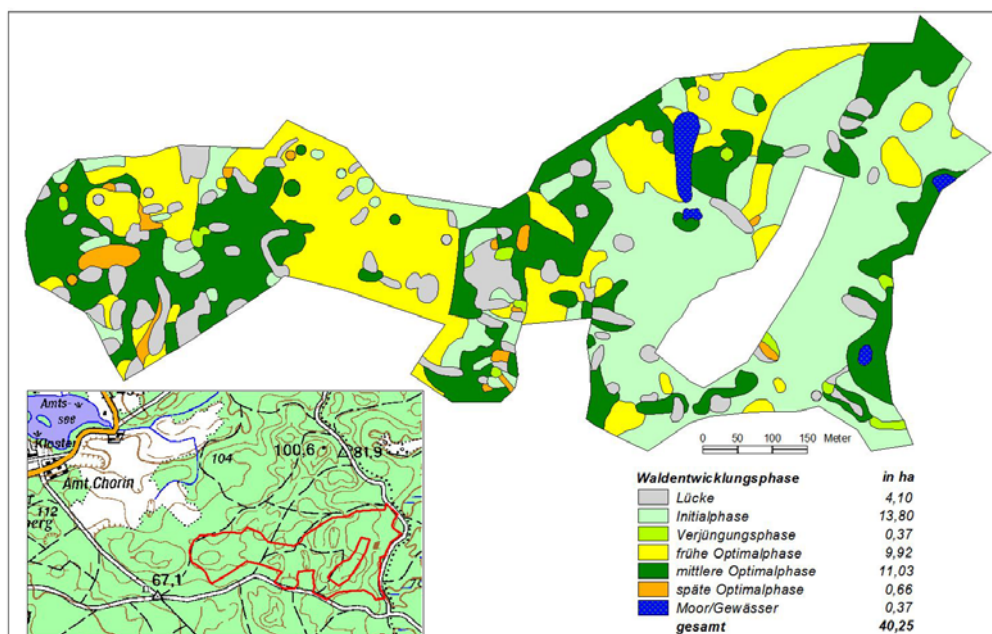
## Anhang I



**Abb. 11:** Untersuchungsfläche *Senftenthal w11* (oben: Bestand, Foto M. PAULAT, unten: Lage des Gebietes).

### **w 12 Chorin**

Die Ostgrenze (Olbergstraße) der Choriner Untersuchungsfläche fällt mit der Westgrenze des Naturschutzgebietes Plagefenn zusammen, einem der ältesten Naturschutzgebiete Deutschlands (Ausweisung 1907). Das NSG Plagefenn besitzt eine seit mehreren Jahrzehnten unbewirtschaftete Kernzone, die allerdings ursprünglich vor allem aus See- und Moorbereichen bestand. Größere an die Plageseen angrenzende Waldbereiche sind erst seit der Ausweisung des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin (1990) aus der Bewirtschaftung genommen worden. Darüber hinaus liegt *Chorin w12* in einem großen zusammenhängenden Waldkomplex des Choriner Endmoränenbogens und besitzt eine Größe von 40,28 ha. Das Relief weist mit zwei hohen Bergen um die 90 m ü. N.N. (Dachsberg im Westen, Paddensteinberge) und mehreren Kuppen mit ca. 70 m ü. N.N. und feuchten Senken mit nur ca. 50 m über NN eine ausgesprochen vielfältige Topographie auf (Abb. 12).



**Abb. 12:** Untersuchungsfläche *Chorin w12* (oben: Bestand, Foto M. PAULAT, unten: Lage des Gebietes und Verteilung der Waldentwicklungsphasen).

Der Bestand gehört mit den Flächen 81 a<sup>2</sup>, a<sup>5</sup>, 92 a<sup>1</sup>, 93 b<sup>1</sup> und b<sup>6</sup> zum Revier Chorin in der gleichnamigen Oberförsterei (Amt für Forstwirtschaft Eberswalde). Die Bestandesstruktur unterliegt einem der Topographie vergleichbaren kleinräumigen Wechsel, der mit der Nennung der verschiedenen Altersklassen der Buchen: 4, 34, 39, 44, 50, 55, 59, 62, 88, 94, 167, 170 und 172 Jahre recht einfach beschrieben werden kann. Neben der Buche kommen Trauben-Eichen, Hainbuchen und Sand-Birken nur in wenigen Einzelindividuen vor. Der stärkste Baum (Eiche, 105,5 cm BHD), der durch starke Konkurrenz der benachbarten Buchen in seiner Vitalität bereits sehr beeinträchtigt war und aufgrund von Kronentotholz und Rindenschäden einen Totholzanwärter erster Güte darstellte, ist im Verlauf der Untersuchung gefällt worden.

Mit jeweils etwa 10 ha Fläche gehören die Initial-, mittlere und späte Optimalphase zu den verbreitetsten Waldentwicklungsphasen in *Chorin w12*. Diese Verteilung ist dem prozentualen Vorkommen der genannten drei Phasen der Referenzfläche *Fauler Ort r3* am



## Anhang I

nächsten. Große Unterschiede sind allerdings hinsichtlich des hohen Lückenanteils und der vollständig fehlenden Zerfallsphase auf der Choriner Fläche vorhanden. Die 4,1 ha Lücken (10,2 % der Fläche), die vor allem auf die im Winter 1999/2000 im westlichen Bestandesteil erfolgte Durchforstung zurückzuführen sind, sind charakteristisch für *Chorin w12*. Da die Waldentwicklungsphasenkartierung bereits 2002 durchgeführt wurde, konnten die älteren Buchen die gerade entstandenen Lücken weder schließen, noch konnte sich eine flächige Naturverjüngung etablieren.

Die Vegetation wechselt der Kleinräumigkeit der Endmoräne entsprechend zwischen dem typischen Waldmeister-Buchenwald und dem bodensauren Hainsimsen-Buchenwald (*Luzulo-Fagetum*). Darüber hinaus kommt mit der Wald-Haargerste eine Art vor, die auf das partielle Vorkommen von mittel- bis tiefgründigen Lehm- und Tonböden und somit noch bessere Nährstoffverhältnisse verweist.

**Bestandes- und Nutzungsgeschichte** siehe *Schwarzes Loch w10*

### **w 13 Eberswalde**

Die südwestlich der Stadt Eberswalde liegende Fläche stellt die südlichste Untersuchungsfläche (Abb. 13) dar und befindet sich mit den Abteilungen 73 a<sup>6</sup> und 74 a<sup>1</sup> in der Revierförsterei Eberswalde (Oberförsterei und Amt für Forstwirtschaft Eberswalde) und im Naturpark Barnim.

Der nördliche Teil der Fläche ist relativ eben und wird von sandigem Grundsubstrat geprägt. Im südlichen und westlichen Teil liegt ein Dünenzug. Durch die geologische Zuordnung wird bereits deutlich, dass die Fläche vegetationskundlich vollständig zum nährstoffarmen Buchenwald (*Luzulo-Fagetum*) gehört.

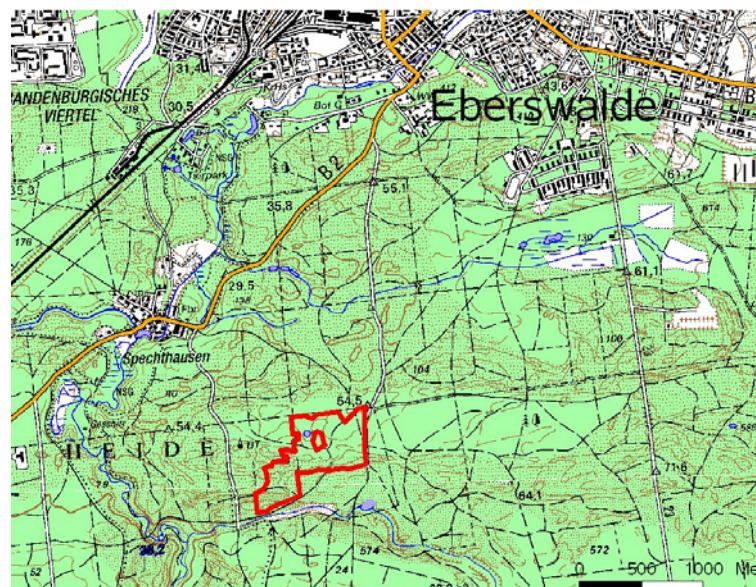
Der Bestand setzt sich aus 6, 7, 12, 112, 123 und wenigen 165 Jahre alten Buchen sowie ebenfalls wenigen 8-jährigen Trauben-Eichen zusammen.

Aufgrund des relativ geringen Bestandesschlusses im nördlichen Bereich und durch die steilen (Süd)Hänge (bis zu 13 Grad Hangneigung) ist die Lichteinstrahlung in fast allen Bereichen (Ausnahme westlicher Bereich) ausreichend, um eine Naturverjüngung zu ermöglichen. Es gibt einen deutlichen Wechsel in der Nutzungsintensität auf der Fläche. Im ebenen Bereich wurde der Altbestand vollständig genutzt, so dass der jetzige Oberbestand nur noch knapp über 100 Jahre alt ist. Der Dünenbereich wird hingegen relativ extensiv genutzt. Hier stehen noch alte Buchen im Alter von 165 Jahren, und auch stark dimensioniertes stehendes und liegendes Totholz wurde erhalten.

### **Bestandes- und Nutzungsgeschichte**

*Eberswalde w13* ist seit mindestens 300 Jahren Waldstandort (OPITZ schriftl.). Vor 1800 erfolgte in diesem Gebiet eine regellose Plenterwirtschaft mit z. T. starken Einschlägen. Die südöstlich der Untersuchungsfläche gelegenen Flächen werden noch 1953 als Ackeraufforstungen ausgewiesen. Vor der aktuellen Buchenbestockung war die Fläche *Eberswalde w13* von Kiefern dominiert. Die Räumung der Kiefern erfolgte im wesentlichen 1983, 1984 und 1988 in einem Alter von 130 bis 150 Jahren. Der jetzige, überwiegend aus Rotbuche bestehende Altbestand ist aus Naturverjüngung hervorgegangen. Eine mehrere ha große Streunutzungsfläche findet noch 1949 in einer Taxation von WAGENKNECHT und 1953 im Wirtschaftsbuch Erwähnung.

Die Nachvollziehbarkeit der detaillierten Nutzungsdaten reicht bis zum Jahr 1971. In diesem Zeitraum erfolgten durchschnittlich 4,2 Eingriffe pro Jahrzehnt auf der Fläche, wobei im Mittel 8,7 m<sup>3</sup> Holz pro ha und Jahr entnommen wurden. Die vergleichsweise hohe Nutzungsmenge ist zum Großteil auf den starken Aushieb der Kiefern in den 80er Jahren zurückzuführen, der zu dem heutigen Bestandesbild mit z. T. stark vergrasten Partien geführt hat. Durch den sehr hohen Verbissdruck ist die vergraste Fläche gezäunt und gepflegt worden, um eine Naturverjüngung zu initiieren. Zuvor traten im Jahr 1973 Orkanshäden auf, die ebenfalls zu verstärkten Holzeinschlägen führten.



**Abb. 13:** Untersuchungsfläche *Eberswalde w13* (oben: Bestand, Foto M. PAULAT, unten: Lage des Gebietes).

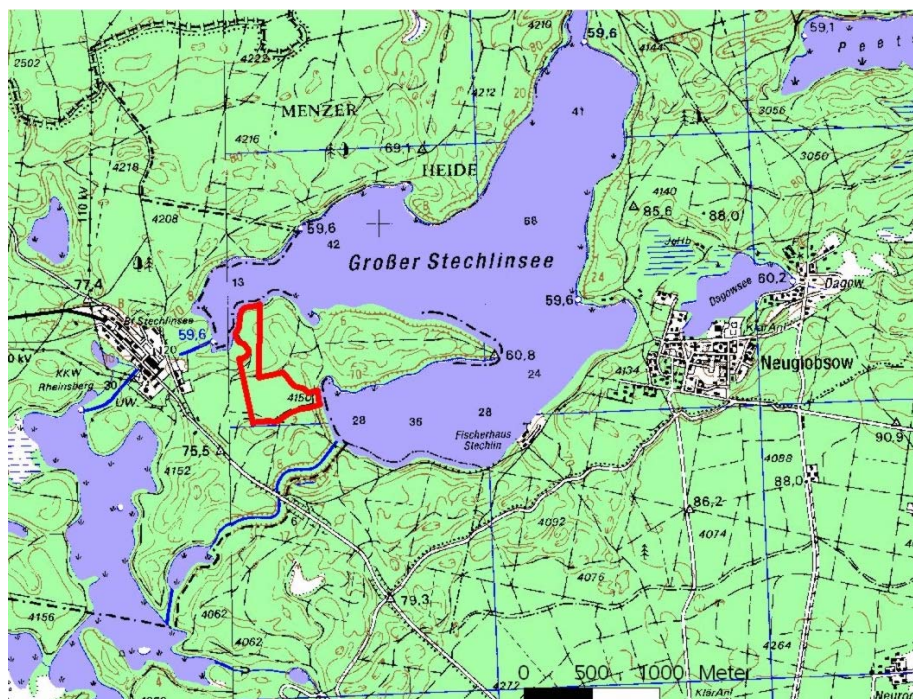
Im Jahr 1984 gab es eine revierübergreifende aviochemische Bekämpfung der Nonne *Lymantria monacha*, vornehmlich mit Dimilin.



## Anhang I

### 1.2 Referenzwälder <20 Jahre unbewirtschaftet

#### *k1 Stechlin*



**Abb. 14:** Untersuchungsfläche *Stechlin k1* (oben: Bestand, unten: Lage des Gebietes).

Die kleine, nur 20,03 ha umfassende Fläche liegt innerhalb des Naturparks Stechlin-Ruppiner Land ca. 5 km nordwestlich von Rheinsberg auf der Halbinsel im Großen Stechlinsee (Abb. 14). Die Fläche, die die beiden Forstorte 4150 a<sup>1</sup> und 4154 a<sup>4</sup> umfasst, gehört zum Revier Neuglobsow (Oberförsterei Menz, Amt für Forstwirtschaft Fürstenberg).



Die Untersuchungsfläche *Stechlin k1* ist die einzige Referenzfläche, die zu den bodensaureren Hainsimsen-Buchenwäldern gehört (M-Standort). An den zum Stechlinsee hinabführenden Uferhängen hat sich aufgrund der hohen Sonneneinstrahlung gepaart mit starkem Windeinfluss die Verhagerungsform des Luzulo-Fagetums - der Weißmoos-Buchenwald *Leucobryo-Fagetum* - ausgebildet. Die Baumartenzusammensetzung ist aktuell von einer Mischung aus Laub- und Nadelholz geprägt, wobei zur Zeit die Buche dominiert. Buchen, Eichen, Kiefern und wenige Birken prägen den Waldbestand des Gebietes.

Die Untersuchungsfläche ist im mittleren Bereich mit einem Bestand bestockt, der im Kronenraum sehr dicht gedrängt ist, so dass sich nur eine sehr spärliche Krautschicht entwickeln kann. Im nord-, süd- und östlichen Bereich wechselt der Bestandesschluss, und auch kleinere Lücken kommen vor. Die Besonderheit der Fläche liegt in einer sonst in keiner Untersuchungsfläche vorgefundenen außergewöhnlichen Wuchsform von vielen älteren Buchen. Durch ein Ereignis (evtl. Sturm) ist vor 20 bis 30 Jahren bei den Buchen der Haupttrieb abgestorben oder abgebrochen. In den letzten Jahrzehnten haben sich jeweils mehrere Seitenäste in Konkurrenz um den entstandenen Lichtkegel nach oben gebogen, so dass es nun eine vielstämmige Buchenkrone gibt, deren Ansatzstelle durch den Kronenbruch langsam nach unten fault. Diese Struktur wird als *Sekundärkrone Stechliner Typ* bezeichnet (Kap. 2.2.3.4 und Kap. 3.1.4).

Das Mikroklima des Bestandes wird durch den Einfluss des Sees bestimmt. Einerseits ist die Luftfeuchtigkeit höher als in vergleichbaren seefernen Beständen, andererseits unterliegt die Fläche dem Windeinfluss, der vom See in den Bestand eindringen und damit zu Luftturbulenzen führen kann.

### **Bestandes- und Nutzungsgeschichte**

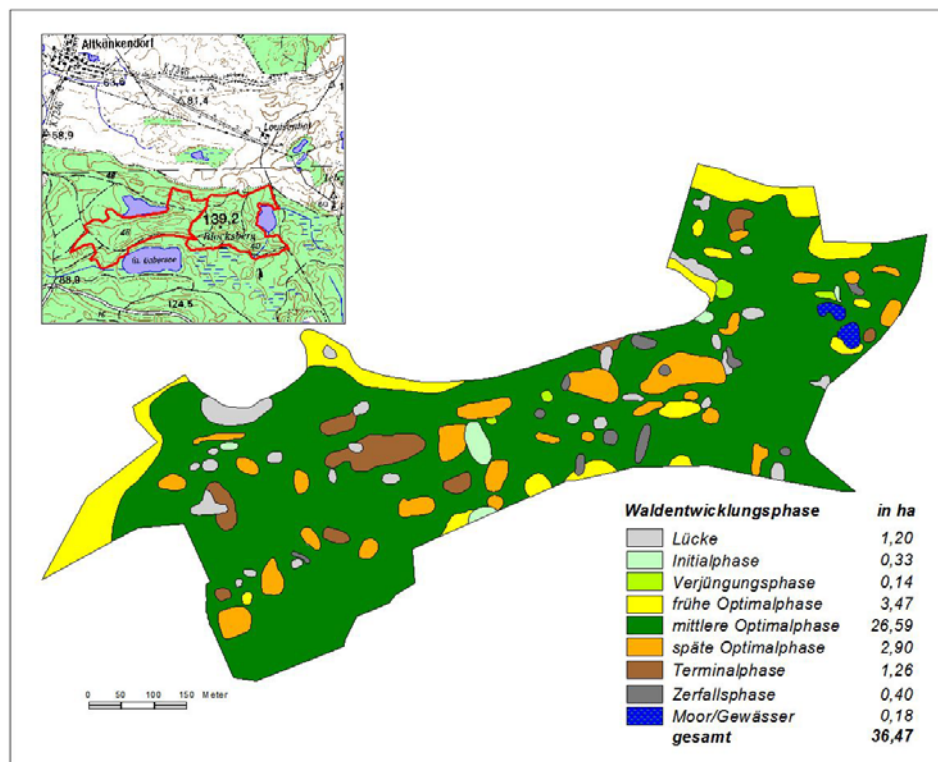
Die Dauer der Waldbestockung ist im Gebiet *Stechlin k1* nicht bekannt, möglicherweise ist auch diese Fläche schon seit jeher Waldgebiet. Ein Teilbereich, der etwa die Hälfte der Fläche ausmacht, ist seit wenigen Jahrzehnten (etwa seit in den 1960er Jahren) nicht genutzt. Der Rest der Fläche ist seit 1990 Totalreservat, in dem offiziell nicht mehr genutzt wird und der letzte Eingriff nach den Wirtschaftsbüchern aus dem Jahr 1986 stammt. Allerdings zeugen zahlreiche relativ frische Stubben auch von späteren Nutzungen. Somit ist diese Fläche als ein sehr extensiv genutzter Bestand und weniger als Totalreservat zu betrachten. Extensive jagdliche Nutzung findet auf der gesamten Fläche statt.

### ***k2 und k3 Grumsin-West und Grumsin-Ost***

Da die beiden Untersuchungsflächen innerhalb des Naturschutzgebietes Grumsin direkt aneinandergrenzen und räumlich wie strukturell eine Einheit bilden, werden die im Revier Grumsin, Oberförsterei Neuhaus, Amt für Forstwirtschaft Eberswalde liegenden Gebiete (*Grumsin-West k2*: 214 a<sup>2</sup>, 215 a<sup>1</sup>, 216 a<sup>1</sup>, 217 a<sup>1</sup>; *Grumsin-Ost k3*: 213 a<sup>1</sup>, a<sup>3</sup>, a<sup>5</sup>, 216 a<sup>1</sup>) zusammen beschrieben (Abb. 15). Die Kernzone des Naturschutzgebietes Grumsiner Forst-Redernswalde ist mit 594 ha die größte unbewirtschaftete Fläche des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin. Der Schutzzweck der Grumsiner Wälder wird in der Verordnung des Biosphärenreservates (VO-BR 1990) folgendermaßen angegeben: "Die Entwicklung der Buchen- und Eichenbestände unter den Bedingungen eines schwächer maritim beeinflussten Großklimas in Richtung Klimaxgesellschaft soll untersucht werden." Die für das Gebiet angegebenen durchschnittlichen 571 mm Jahresniederschlag mit einem Niederschlagsmaximum von 72 mm im Juli (LÜTZKE 1981, SCHÄFER & HORNSCHUCH 1998), werden durch die Höhenzüge der Endmoränen kleinräumig stark verändert. Die beiden Untersuchungsflächen werden von drei Seen (Norden: Buckowsee, Süden: Großer Dabersee und Osten: Schwarzer See) begrenzt, deren Ufer 86,2, 84,2 und 105,8 m ü. NN liegen. Zwischen den Seen steigt das Gebiet bis zum Schanzberg (126,2 m ü. NN)

## Anhang I

und dem mit 139,2 m noch höheren Blocksberg mit Hangneigungen bis zu 25 Grad steil an. Somit führen nicht nur die Seen zu einer Erhöhung der Luftfeuchtigkeit in den Beständen, sondern auch die durch Stauwirkung der Berghänge bedingten zusätzlichen Steigungsniederschläge.



**Abb. 15:** Untersuchungsflächen *Grumsin-West k2* und *Grumsin-Ost k3* (oben: Bestand, Foto M. PAULAT, unten: Lage beider Gebiete und Verteilung der Waldentwicklungsphasen in *Grumsin-West k2*).

Die vorherrschende Vegetation auf den Grumsiner Untersuchungsflächen gehört zum Waldmeister-Buchenwald, der auf den mittleren bis kräftigen Standorten der Endmoräne

vorkommt. Durch den vielfachen Wechsel von Lehm-, Sand- und Mergelböden mit Nass- und Feuchtstellen (BECKER 1998) kommen neben der Hauptbaumart Buche, Stiel- und Trauben-Eiche, Hainbuche, Berg- und Spitzahorn sowie Esche vor.

Die Bestände sind heute fast ausschließlich einschichtig. Die Ergebnisse der Waldentwicklungsphasenkartierung der westlichen Fläche *Grumsin-West k2* machen dies sehr deutlich: 93,7 % der Fläche gehören der Optimalphase an (73,6 % mittlere, 10,5 % späte und 9,5 % frühe Optimalphase). In Verbindung mit der seit zwei Jahrzehnten unterbleibenden forstlichen Nutzung ist der hallenartige Altbestand überbestockt und das Kronendach überwiegend dicht geschlossen. Vielleicht ist die jetzige Bestandesstruktur in etwa mit jener der *Heiligen Hallenr2* um 1850 vergleichbar, als diese vom Großherzog Georg von Mecklenburg-Strelitz zum Erhalt der Hallenstruktur des Buchenwaldes dauerhaft unter Schutz gestellt wurden.

Die Flächen bestehen aus relativ einheitlich strukturierten stammzahlreichen 131- bis 170-jährigen Buchenbeständen mit geringen Anteilen Naturverjüngung im Alter von 10 Jahren (2 ha) und einem Zwischenstand im Alter von 60 Jahren (2,52 ha). Die Anteile der Nebenbaumarten sind innerhalb der Untersuchungsfläche sehr gering.

Konkurrenz- bzw. sturmbedingte Ausfälle einzelner Bäume oder Baumgruppen haben seit der Ausweisung als Kernzone zu kleineren Lichtschächten oder Lichtungen geführt, die aber mit 3,4 % der Fläche bisher nur den Anfang der Entwicklungsprozesse darstellen.

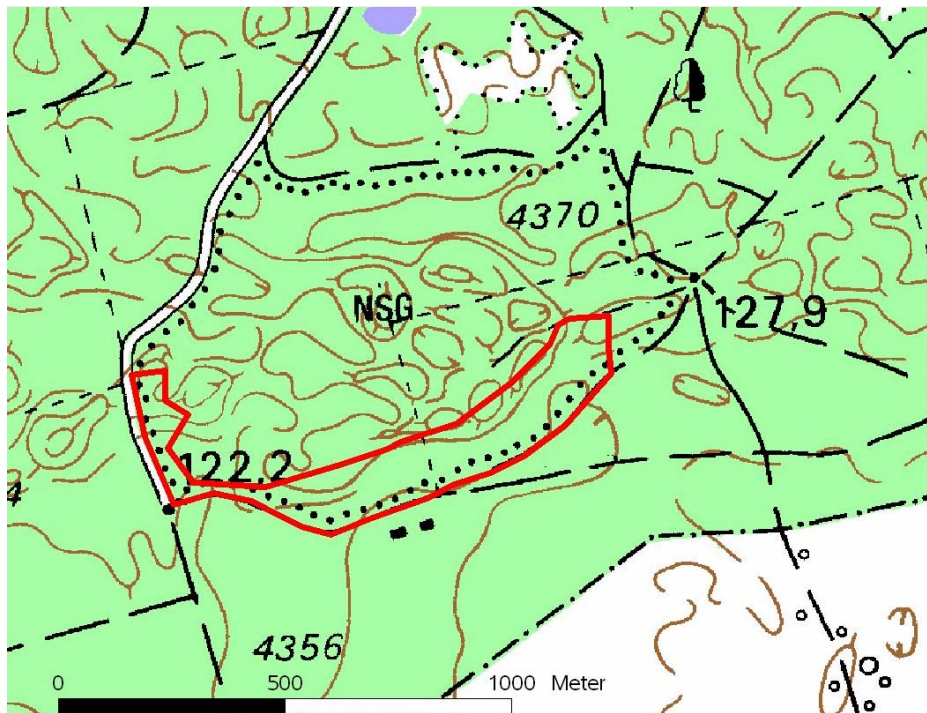
### **Bestandes- und Nutzungsgeschichte**

Das Gebiet wurde nach dem 2. Weltkrieg als DDR-Staatsjagdgebiet ausgewiesen. Aus diesem Grund sind für diesen Bereich keine historischen Nutzungsdaten aus dieser Zeit bis zum Ende der Nutzung 1990 verfügbar. Es existiert nicht einmal eine Standortkartierung für die beiden Gebiete.

Durch Waldweide und Ausplünderung waren im Grumsiner Bereich große Teile der Bestände im 18. Jahrhundert relativ licht oder sogar teilweise waldfrei. Die nordwestlich außerhalb der Untersuchungsfläche liegenden Weinberge und Grumsiner Berge bis zum Schwarzen See (östliche Untersuchungsgrenze) waren zumindest eine Zeitlang waldfrei und wurden erst 1826 mit Nadelbäumen aufgeforstet (Abt. 216, BECKER 1998, SCHÄFER & HORNSCHUCH 1998). Da die Buchen innerhalb der Untersuchungsfläche der Abteilung 216 heute schon fast 140 Jahre alt sind, muss in den vier Jahrzehnten nach der Kiefernplantation entweder Buchennaturverjüngung aus nahegelegenen Buchenbeständen eingewandert sein, oder es müssten um 1865 Buchen unter die damals erst 39 Jahre alten Kiefern gepflanzt worden sein. Beides ist unwahrscheinlich, so dass angenommen werden kann, dass nur der nördliche Bereich der Abteilung 216 entwaldet war und die Grumsiner Untersuchungsflächen historisch alte Wälder sind, wie es von WULF & LUTHARDT (1999) angegeben wird.

Die letzten Eingriffe in Form von Niederdurchforstungen wurden 1979 (Abt. 213a<sup>5</sup>) und 1983 (213a<sup>3</sup>) durchgeführt (PAGEL 1970). Offensichtlich wurde nicht nur in diesen, sondern auch in den anderen zur Untersuchungsfläche gehörenden Teilflächen ähnlich verfahren, so dass sich ein einschichtiger Hallenwald ausgebildet hat. Die Entnahmemengen können zwar nicht mehr rekonstruiert werden, doch wird aufgrund des stark kupierten Geländes die Bewirtschaftung außerordentlich aufwändig und deshalb eventuell relativ extensiv gewesen sein. Mit der Ausweisung des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin wurden die Bestände 1990 offiziell aus der Bewirtschaftung genommen.

### k4 Erweiterungsgebiet der Heiligen Hallen



**Abb. 16:** Untersuchungsfläche Heilige Hallen Erweiterungsgebiet k4 (Lage des Gebietes).

Das etwa 13,7 ha große, vor allem südlich des „alten“ Kernbereichs (*Heilige Hallen r2*) gelegene Erweiterungsgebiet (Abb. 16) besteht mit den Flächen 6363 a<sup>3</sup> und a<sup>7</sup> aus Buchenwald im Alter von 157 Jahren. Die westliche Erweiterung umfasst neben Buche (130 Jahre) vor allem Fichte (106 Jahre) und Douglasie (86 Jahre). Die Buchen in der sehr kleinen nördlichen Erweiterungsfläche (6363 a<sup>5</sup>) sind wie die wenigen Fichten ebenfalls 106-jährig (Datenspeicher Wald 2002). Die Abgrenzung der Fläche folgte der Grenzziehung des Naturwaldreservates (s. u.). Anhand der Altersangabe wird der Unterschied zur langfristig nicht bewirtschafteten Referenzfläche *Heilige Hallen r2* schon deutlich. Die Buchenbestände sind mit wenigen Ausnahmen als Altbestand noch relativ geschlossen. Teilweise kommt es im direkten Randbereich zum alten Naturschutzgebiet zu einer Anhäufung von Totholz, das aus dem Kernbereich in das Erweiterungsgebiet hineingefallen ist. Buchennaturverjüngung kommt im südlichen Bereich kleinräumig sehr dicht und im nördlichen Bereich schon mit einem Alter von 36 Jahren locker vor. Unter den recht dichten und dunklen Fichten- und Douglasienbeständen konnte sich im letzten Jahrzehnt auch schon lockere, aber noch bedeutend jüngere Buchennaturverjüngung etablieren.

Das Erweiterungsgebiet stellt keine Hauptuntersuchungsfläche im Rahmen des Projektes dar. Die auch für diesen Bereich vorhandenen Strukturdaten des Landesamtes für Forsten und Großschutzgebiete wurden aber als interessante Vergleichsmöglichkeit zwischen der seit langem unbewirtschafteten und direkt angrenzenden Erweiterungsfläche angesehen und deshalb in die Auswertung einbezogen.

### Bestandes- und Nutzungsgeschichte

Auf Antrag (1993) des Forstamtes Lüttenhagen wurde der um 1850 von Großherzog Georg zu Mecklenburg-Strelitz unter Schutz gestellte Bereich der „alten“ *Heiligen Hallen r2* (ca. 25,7 ha) NSG-VO von 1938 auf 65,6 ha erweitert (Gesetzes- und Verordnungsblatt



Mecklenburg-Vorpommern, 1994, 3, S. 149). Diese Erweiterung, die sich wie ein Kranz um den Kernbereich herumlegt, wurde als Pufferstreifen und Entwicklungszone naturnah bewirtschaftet. Es fand eine extensive Nutzung statt, die sich überwiegend auf eine kleinräumige Förderung der Buchennaturverjüngung und auf die Durchführung der Verkehrssicherungspflicht beschränkte, um die natürlichen Abläufe weitestgehend durch Nutzungsverzicht zu gewährleisten (HARTZSCH, mündlich). Ein Teilbereich des vergrößerten Naturschutzgebietes wurde am 20.05.99 (Begehungsprotokoll zwischen Landesamt für Forsten und Großschutzgebiete, Forstliches Versuchswesen und Forstamt Lüttenhagen) zusammen mit dem „alten“ Bereich als Naturwaldreservat ausgewiesen und umfasst die Flächen 6363 a<sup>3</sup>, a<sup>5</sup>, a<sup>6</sup> (teilweise) und 6362 a<sup>7</sup>. Das Erweiterungsgebiet hat eine Größe von ca. 13,7 ha und wird seit der Ausweisung als Naturwaldreservat (1999) nicht mehr bewirtschaftet.

### 1.3 Referenzflächen >50 Jahre unbewirtschaftet

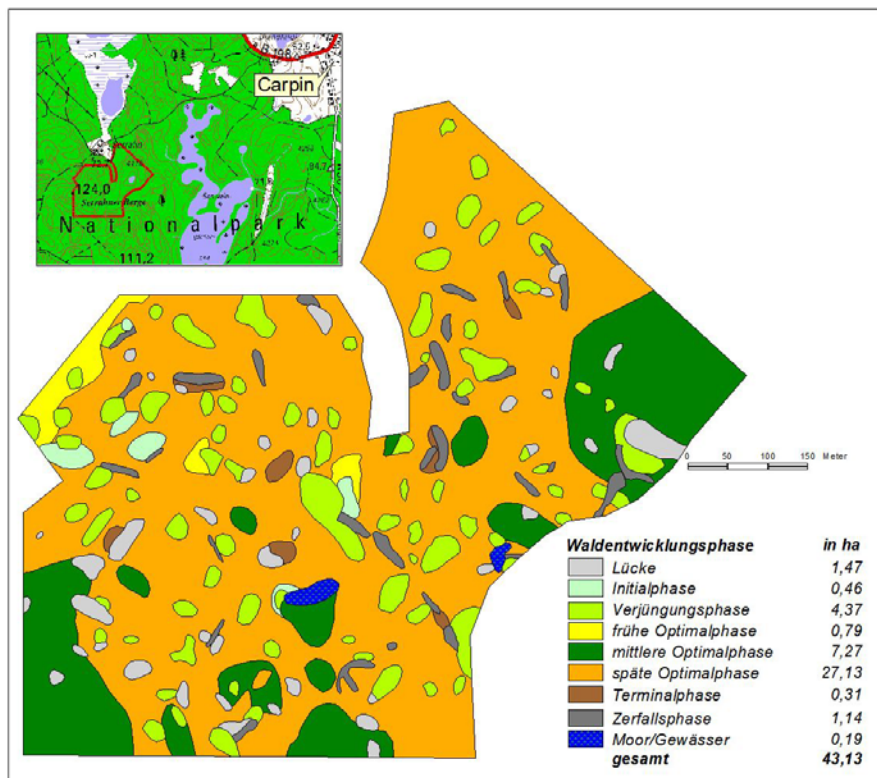
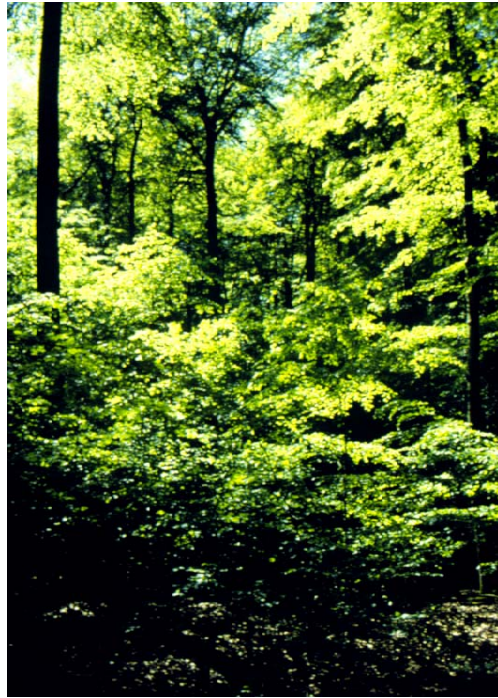
#### *r1 Serrahn*

Diese Untersuchungsfläche ist die vierte in Mecklenburg-Vorpommern liegende Fläche. Das 43,13 ha große Gebiet liegt im Serrahner Teil des Müritz-Nationalparks etwa 10 km östlich von Neustrelitz und 4 km südlich der Ortschaft Zinow. Die Fläche schließt sich - einen Pufferstreifen berücksichtigend -, südlich an die kleine Siedlung Serrahn an (Abb. 17).

Geomorphologisch gehört die Fläche zum Strelitzer Bogen der Hauptendmoräne des Pommerschen Stadiums der Weichsel-Kaltzeit (BAUER 1972). Die Untersuchungsfläche wird von dem stark kuppigten Gelände mit seinen zwei höchsten Erhebungen mit Höhen von 124 m ü. NN am Westrand und 113,7 m ü. NN am südöstlichen Rand geprägt. Die niedrigsten, meist moorigen oder nur teilweise nassen Bereiche liegen etwa 80 bis 90 m ü. NN. Es gibt eine große Anzahl von kleineren und größeren Senken und Kuppen, deren Hänge stellenweise Hangneigungen von bis zu 25 Grad aufweisen. BAUER (1972) nimmt an, dass „die hohe Reliefenergie sowie die Frische der Ausbildungsformen (...) nur aus der ununterbrochenen Waldbedeckung des Gebietes erklärbar“ ist. Durch das bewegte Relief des Moränenzuges und der damit verbundenen Kleinflächigkeit der einzelnen Bodenformen ist es kaum möglich, diese lagegerecht auf Standortskarten zu erfassen. Aus diesem Grund werden die wechselnden Bodenformen zu Moränenkomplexbereichen zusammengefasst. Die Serrahner Fläche gehört zum Choriner Moränenkomplex, Wismarer Typ, zu dem mehrere Feinbodenformen gehören, die sich folgendermaßen zusammenfassend beschreiben lassen: Die mäßig nährstoffversorgten Bereiche (M2 und M2+-Standorte) bestehen aus Sand-Braunerden und Bänder-Sandbraunerden (50 % Anteil); die kräftigen Standorte (K2, 40 %) bestehen aus Tieflehm-Fahlerden und ebenfalls Bänder-Sandbraunerden, die teilweise lehmunterlagert sind. Die restlichen 10 % werden von Lehm-Fahlerden gebildet, die bei den reichen Standorten einklassifiziert werden (R2).

Durch den erst wenige Jahrzehnte andauernden Bewirtschaftungsverzicht (siehe Bestandes- und Nutzungsgeschichte) ist das Bestandesbild in noch großen Teilen bei relativ geschlossenem Oberbestand einschichtig bzw. in etwas lockerer bestockten Bereichen, in denen sich dichte Verjüngung etablieren konnte, zweischichtig. 82,3 % der Untersuchungsfläche gehören nach der Waldentwicklungsphasenkartierung zur Optimalphase, wobei der Schwerpunkt mit 63,6 % auf der späten Ausprägung liegt. Kleinflächige Verjüngungsbereiche ohne Oberbestand kommen immerhin auf 10,1 % der Fläche vor. Die gesamte Verjüngungsfläche unter dem Altbestandsschirm ist allerdings um ein Vielfaches größer. Die Dynamik der Bestandesentwicklung lässt sich an den 3,4 % Lückenbereichen erahnen, dessen Anteil derzeit genauso hoch wie in der ebenfalls nicht mehr bewirtschafteten Fläche *Grumsin-West k2* liegt und sicherlich in den nächsten Jahrzehnten im Zuge der Alterung und des Zerfalls der Bäume noch ansteigen wird.

## Anhang I



**Abb. 17:** Untersuchungsfläche *Serrahn r1* (oben: Bestand, Foto H. SCHUMACHER, unten: Lage des Gebietes und Verteilung der Waldentwicklungsphasen).

Fünf Baumarten (Buche, Trauben-Eiche, Berg-Ahorn, Fichte und Kiefer) kommen innerhalb der Untersuchungsfläche vor, doch ist die Buche absolut dominierend. Die anderen Arten kommen nur in wenigen Einzelindividuen vor.

Die Fläche *Serrahn r1* ist hinsichtlich des etwa 50-jährigen Nutzungsverzichtes und der seitdem von der Forstwirtschaft unbeeinflussten Bestandesentwicklung zwischen die erst

kurzfristig (ca. 20 Jahre) unbewirtschafteten Flächen *Stechlin k1*, *Grumsin-West k2* und *Grumsin-Ost k3* und die über 100 Jahren nicht mehr bewirtschafteten Referenzflächen *Heilige Hallen r2* und *Fauler Ort r3* einzuordnen. Hinsichtlich des strukturellen Aufbaus des lebenden Bestandes müsste die Fläche bei den kurzfristig unbewirtschafteten Referenzflächen einklassifiziert werden, hinsichtlich der Ausstattung mit Totholzstrukturen hat sich die Fläche trotz deutlicher, vor allem quantitativer Unterschiede bereits an die zwei langfristig unbewirtschafteten Flächen angenähert. Aufgrund des Zeitraums der Nichtbewirtschaftung erfolgt in Übersichtsabbildungen eine Zuordnung der Fläche zu den *Heiligen Hallen r2* und dem *Faulen Ort r3*.

### **Bestandes- und Nutzungsgeschichte**

Die Serrahner Fläche ist seit langer Zeit mit Wald bestanden, wahrscheinlich schon immer. Die Untersuchungsfläche und ihre Umgebung ist größeren Rodungen vor allem durch ihre abgeschiedene Lage entgangen, wurde aber durchaus forstlich oder als Waldweide genutzt (HÄRDITLE et al. 2002). Diese Art der Nutzung wurde ab dem 16. Jahrhundert forciert betrieben und führte auch ohne Kahlschläge zu starken Eingriffen in den Wald. Aber selbst während des Höhepunktes der Waldzerstörung und -reduzierung in dieser Gegend etwa in der Mitte des 18. Jh. lag *Serrahn r1* noch innerhalb eines größeren Waldgebietes. Ab Anfang des 19. Jahrhunderts wurde in *Serrahn r1* geregelte Forstwirtschaft wie im gesamten Land Mecklenburg-Strelitz betrieben.

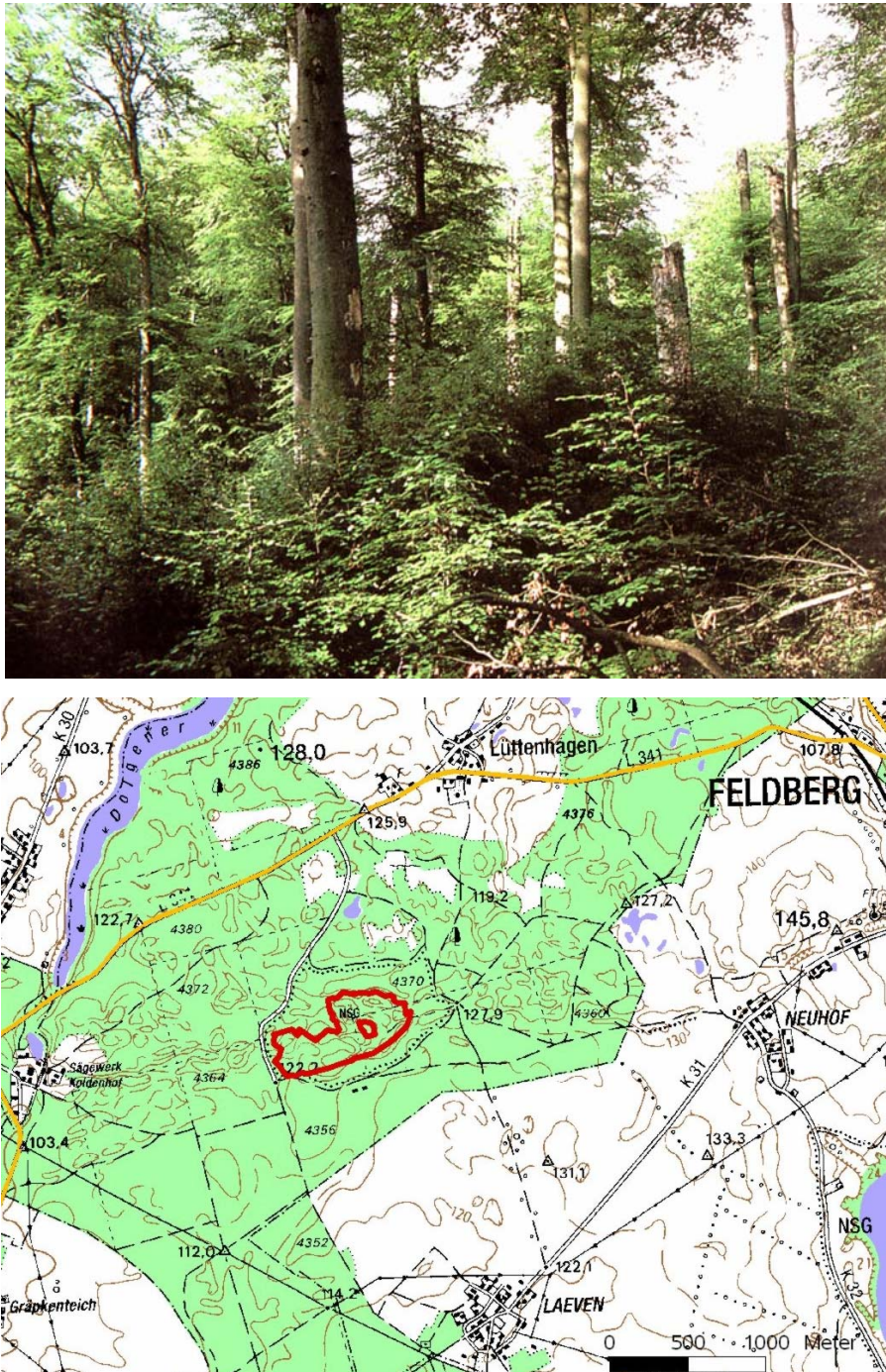
Mitte des 19. Jahrhunderts war es wie in den *Heiligen Hallen r2* der Großherzog Georg zu Mecklenburg-Strelitz, der die weitere Entwicklung des Gebietes maßgeblich beeinflusste. In Serrahn wurde auf sein Geheiß ein 2.150 ha großes Gebiet mit einem Gatter als Wildpark eingerichtet. Dies war das sichtbare Zeichen, dass im gesamten Gebiet von nun an die forstliche Nutzung gegenüber der jagdlichen zurücktrat. Die forstliche Nutzung beschränkte sich sogar überwiegend auf den Aushieb trockener Hölzer. Als die Verwaltung des Wildparks zu Beginn des 20. Jahrhunderts von dem Jagddepartement an die forstlichen Oberbehörden abgegeben wurde, erhöhten sich zwar die Hiebsätze, waren aber nicht im damals üblichen Umfang angesetzt. Diese Verhältnisse setzten sich bis zum Ende des 2. Weltkriegs ähnlich fort. Anschließend wurde das Serrahner Gebiet durch die Ansiedlung einer Biologischen Station im Ort Serrahn zu einem Schwerpunktbereich für die wissenschaftliche Forschung und 1952 wurde es zum Naturschutzgebiet erklärt. Forstliche Bewirtschaftungsmaßnahmen durften danach nur noch in Absprache mit Mitarbeitern der Biologischen Station durchgeführt werden.

Im Jahr 1975 erfolgte schließlich die Ausweisung von 211 ha Buchen-Trauben-Eichenbeständen als Totalreservat. Auch wenn die Fläche des Totalreservates mehrfach wechselte, waren seit 1957 etwa 70 ha, in die auch der in dieser Arbeit untersuchte Bereich fällt, durchgehend als Totalreservat ausgewiesen. Dennoch erfolgten fortwährend einzelne kleine Eingriffe im zentralen Totalreservatsgebiet. Ab 1984 wurde aus großen Teilen des Gebietes schließlich ein Staatsjagdgebiet der DDR, in welchem überhöhte Wildbestände gehalten und Fall- und Tothölzer entfernt wurden. Seit 1990 gehört die gesamte Fläche des ehemaligen Naturschutzgebietes „Großer Serrahn-Schweingartensee“ zum Müritz-Nationalpark. Das Gebiet ist als Kernzone ausgewiesen, und es finden keine forstlichen Maßnahmen mehr statt.



## Anhang I

### r2 Heilige Hallen



**Abb. 18:** Untersuchungsfläche *Heilige Hallen r2* (oben: Bestand, Foto M. FLADE, unten: Lage des Gebietes).

Der Buchenbestand *Heilige Hallen r2* ist der bekannteste Buchenwald des Baltischen Buchenwaldareals (HUECK 1936), da er mit 24,9 ha (ohne Moorbereiche) der größte seit ca. 150 Jahren nicht mehr bewirtschaftete Tiefland-Buchenwald ist (Abb. 18). Hinsichtlich des Alters des Buchenbestandes ist nur der kleinere, aber ebenso lange nicht bewirtschaftete Buchenbestand *Fauler Ort r3* (siehe unten) vergleichbar. Mit Aufkommen der Idee, Naturwaldreservate im Wald auszuweisen (CONWENTZ 1904, DINGLER 1908), um die vom Menschen weitestgehend unbeeinflusste Entwicklung eines Waldes beobachten zu können



und den vollständigen Verlust von heimischen Urwäldern zumindest durch sekundäre Naturwälder langfristig auszugleichen, gewann der Bestand der *Heiligen Hallen r2* zunehmendes Interesse bei Naturforschern. Das Gebiet ist somit das am besten durchforschte und dokumentierte Waldgebiet in Mecklenburg-Vorpommern, zu dem unter anderem Beschreibungen hinsichtlich Avifauna, Bestandesstruktur, Pilzen, Standort und Vegetation vorliegen (BORRMANN 1988, 1996, DORNBUSCH 1969, KREISEL 1977, KNAPP & JESCHKE 1991, SAMMLER 1985, SCAMONI 1961, 1965, TREICHEL 1957 in BAUER 1972, TABAKU 2000, SCHUMACHER 2001).

Der im Forstamt Lüttenhagen etwa 5 km westlich von der Stadt Feldberg liegende Bestand mit den Teilflächen 6362 a<sup>9</sup>, 6363 a<sup>4</sup>, 6370 a<sup>3</sup> und 6371 a<sup>1</sup> ist wie *Serrahn r1* Teil des Strelitzer Bogens der Pommerschen Hauptendmoräne der Weichsel-Kaltzeit (BAUER 1972). Die im Gebiet ausgebildete Kiesmoräne mit im nördlichen Bereich wechselnden Sand- und Geschiebemergelbereichen geht südlich in schwach lehmig-kiesigen Sand über. Auf den sandig-lehmigen Kuppen haben sich Parabraunerden, in den eutrophenen, grundwasserfreien Senken Braunerden und an den Hängen teilweise podsolige Lessivés (SCAMONI 1965) ausgebildet. Nach TABAKU (2000) herrschen trotz des bewegten, hügeligen Reliefs im gesamten Gebiet kräftig-frische Standortbedingungen vor. In den Senken haben sich zum Teil mächtige Moore entwickelt. Vegetationskundlich gehören die *Heiligen Hallen r2* eindeutig zum Galio odorati-Fagetum, wobei SCAMONI (1965) verschiedene Untergesellschaften des Melico-Fagetums beschrieben hat.

Schon seit 1850 wird das Gebiet forstwirtschaftlich überwiegend nicht mehr genutzt (siehe Bestandes- und Nutzungsgeschichte), so dass sich durch Alterung, Zerfall der über 300 Jahre alten Buchen und durch Windwurf ein höherer Anteil Lücken entwickelt hat. Nach der Waldentwicklungsphasenkartierung von TABAKU (2000), die sich auf ca. 50 % der Untersuchungsfläche bezieht, wird ein Viertel des Bestandes als Lücke eingestuft, was allerdings teilweise methodisch bedingt sein könnte.

Vorratsermittlungen ergaben zwischen 1961 und 1991 Werte zwischen 350 und 550 m<sup>3</sup>/ha, wobei die *Heiligen Hallen r2* nicht als Gesamtbestand, sondern nach Teilflächen differenziert betrachtet wurden (BORRMANN 1996). Das Maximum lag 1977 mit 590 m<sup>3</sup>/ha in der Teilfläche 6370 a<sup>3</sup>. Auf einer ca. 12,7 ha großen Fläche wurden von TABAKU (2000) 514 m<sup>3</sup>/ha ermittelt (eigene Werte siehe Kap. 3.1.2.1). Das Charakteristische der *Heiligen Hallen r2* und des *Faulen Ortes r3* sind die hohen Totholzvorkommen. Das erstmalig erhobene gesamte Totholzvolumen lag 1994 bei 175 m<sup>3</sup>/ha (QUARDOKUS 1994), ist in den folgenden Jahren leicht auf 198,4 m<sup>3</sup>/ha angestiegen und liegt nach den hier vorgestellten, im Winter 1999/2000 erhobenen Daten bereits weit über 200 m<sup>3</sup>/ha (Kap. 3.1.2.1). Durch einen großen Sturmwurf im Jahr 2002 dürfte dieser Anteil nochmals wesentlich angestiegen sein.

Die teilweise starke Auflösung des Kronendaches bei einem gleichzeitigen natürlichen Erhalt von einer größeren Zahl von Überhältern hat zu einer hohen Kronenrauhigkeit des Bestandes geführt, die neben der Stauwirkung des Moränenzuges die Niederschlagsverhältnisse ebenfalls positiv beeinflusst (EISMANN 1994).

### **Bestandes- und Nutzungsgeschichte**

Der aktuelle Bestand der *Heiligen Hallen r2* existiert etwa seit dem Jahr 1653, was durch dendrochronologische Untersuchungen nachgewiesen werden konnte (EISMANN 1994). Wahrscheinlich entstanden die *Heiligen Hallen r2* durch eine Siedlungsaufgabe nach dem 30jährigen Krieg, so dass sich nach einer Pioniergehölzphase der Buchenwald entwickeln konnte, dessen Baumbestand teilweise heute noch vorhanden ist.

## Anhang I

Die *Heiligen Hallen r2* erlangten in der Mitte des 19. Jahrhunderts die Aufmerksamkeit des Großherzogs Georg von Mecklenburg-Strelitz. Die Stämme der großen Buchen erweckten damals den Eindruck von Säulen eines gotischen Doms mit den Kronen als geschlossenem Dach, was zu dem Namen des Gebietes führte. Der Großherzog verfügte den Erhalt dieser Buchen, die den damaligen Hallenwaldcharakter der *Heiligen Hallen r2* ausmachten. ARNDT (1881, nach BORRMANN 1996) lieferte nachträglich die Begründung für diesen Gebietsschutz, da „hier Buchen wachsen, wie sie wohl majestätischer nicht gefunden werden können“. Seitdem wurden die alten Bäume nicht mehr genutzt. Zu Eingriffen nach 1850 gibt es nur ungenaue Angaben bzw. Vermutungen (LANGE, schriftl.). Eine Erwähnung in einer Naturdenkmalliste des Landes fand das Gebiet 1908. Auch in dem 1926 publizierten, vorläufigen Verzeichnis der Naturdenkmäler sind die *Heiligen Hallen r2* (JESCHKE 1997, BORRMANN 2001) aufgeführt. 1938 schließlich wurden die „Heiligen Hallen“ unter Naturschutz gestellt, was eine gewisse Holznutzung jedoch nicht ausschloss (BAUER 1972). So ist z. B. von „Reparationshieben“ unmittelbar nach dem 2. Weltkrieg die Rede, in dessen Rahmen auch vereinzelt vorkommende Eichenstämme eingeschlagen wurden. Des weiteren wurde Mitte der fünfziger Jahre Buchenbrennholz, das aus Windwurf aufbereitet wurde, aus dem Bestand gerückt. Zum Erhalt des „Hallenwaldcharakters“ wurde im Jahr 1953 kleinflächig der einwachsende Zwischenstand entfernt und zu Brennholz aufgearbeitet. Dies geschah allerdings nur auf einer etwa 2 ha großen Fläche. Somit waren die *Heiligen Hallen r2* keineswegs gänzlich nutzungsfrei, wie es oft fälschlich angenommen wird. Insgesamt wurden etwa von 1923 bis 1943 1.138 m<sup>3</sup> genutzt (BORRMANN 2001). Die Eingriffe beschränkten sich offenbar auf westliche Bereiche des Gebietes, so dass das gesamte Bestandesgefüge nicht deutlich beeinflusst wurde. Seit etwa 1957 unterliegt das Gebiet gar keiner forstlichen Nutzung mehr. Jagdliche Nutzung wird in den *Heiligen Hallen r2* extensiv weitergeführt.

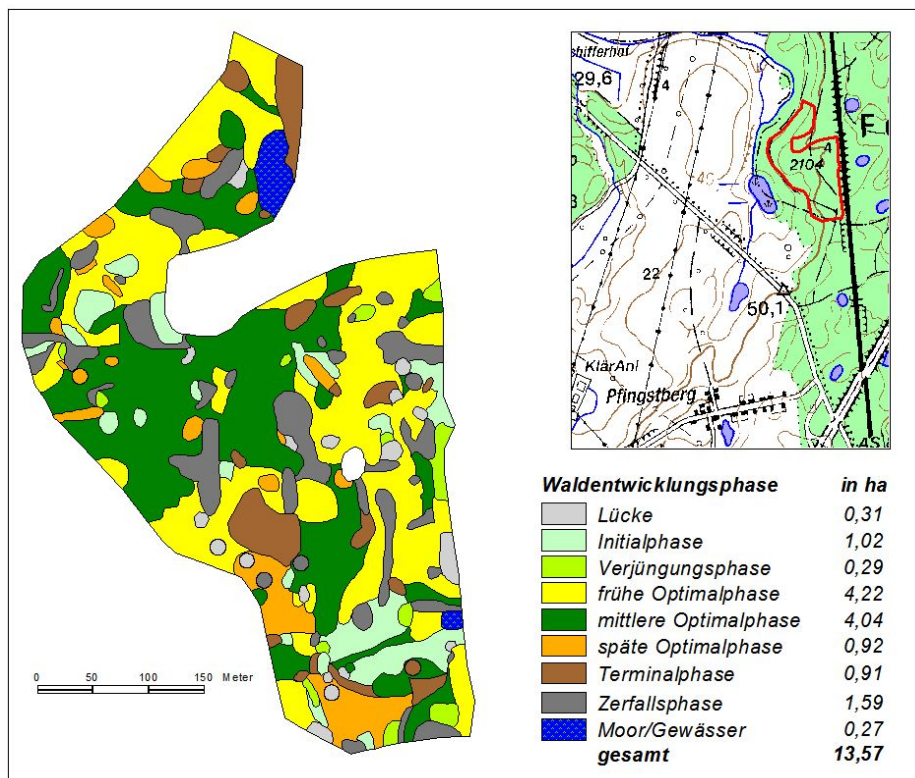
Die vor 150 Jahren zum Gebietsschutz führende Geschlossenheit des Bestandes erfuhr erstmals um die Jahrhundertwende Unterbrechungen. So erwähnt bereits der Bericht über die 34. Versammlung des Märkischen Forstvereins (MÄRKISCHER FORSTVEREIN 1913) in seinem Exkursionsteil, dass „in den letzten zwanzig Jahren“ der Sturm „jährlich einzelne, besonders die schon anbrüchigen Stämme gebrochen“ habe. Der alte „überhaubare“ Bestand bleibe aus ästhetischen Gründen erhalten.

Der Windwurf war wahrscheinlich auf einen „Jahrhundertsturm“ im Jahr 1894 zurückzuführen, bei dem in der gesamten Oberförsterei Lüttenhagen 39.000 m<sup>3</sup> Holz, darunter 6.000 m<sup>3</sup> Buche, geworfen wurden (BORRMANN 1993). Eine Forsteinrichtung der Oberförsterei Lüttenhagen bezeichnete den Bestand folgerichtig nur noch als „im Schluß genügend“, was auf offensichtliche Veränderungen im Vergleich zur Mitte des 19. Jahrhunderts hindeutete. Schon im Jahr 1941 berieten Forstleute ernsthaft über eine Begünstigung der Verjüngung, um vergleichsweise kahlen Flächen mit wenigen alten Buchenruinen vorzubeugen. Dazu kam es dann aber nicht, denn 1950 war der Bestand bereits großflächig in die Verjüngungsphase eingetreten. Deutlich wird dies anhand der folgenden Gebietsbeschreibung (aus BORRMANN 2001):

- 1920: Unterstand auf kleinen Lücken
- 1961: Jungwuchs einzeln und truppweise
- 1977: 7,10 ha 19jähriger Unterstand
- 1991: 0,75 ha 15jähriger Unterstand, 5,5 ha 20jähriger Unterstand, 6,0 ha 33jähriger Unterstand und 1,75 ha 60-70jähriger Unterstand.

### r3 Fauler Ort

Die mit 13,57 ha zweitkleinste Untersuchungsfläche liegt im uckermärkischen Hügelland und wurde im Zuge der Eiszeit von der Gerswalder Staffel des Pommerschen Stadiums der Weichselvereisung überprägt. Das Relief ist aufgrund dessen ein Wechsel zwischen kuppigen und plateauartigen Bereichen. Der *Faule Ort* r3 ist eine von acht im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin befindlichen Flächen. Wie *Melzow w9* liegt das Gebiet im nördlichen Bereich des Biosphärenreservates im Naturschutzgebiet Melzower Forst im Revier Stegelitz (2104a<sup>1</sup>-neu 2a<sup>1</sup> und 2104a<sup>2</sup>-neu 2a<sup>2</sup>) der Oberförsterei Milmersdorf.



**Abb. 19:** Untersuchungsfläche *Fauler Ort* r3 (oben: Bestand, unten: Lage des Gebietes und Verteilung der Waldentwicklungsphasen).

## Anhang I

Beim Naturschutzgebiet „Fauler Ort“ handelt es sich um einen etwa 77 ha großen Waldbestand, der seit 1990 als Totalreservat ausgewiesen ist. Im etwa 20 ha großen Zentralbereich wurde die Untersuchungsfläche angelegt (Abb. 19).

An die westliche Grenze des Waldgebietes schließt sich der Aalgastsee, der überwiegend aus den Hangquellmooren des *Faulen Ortes r3* gespeist wird, mit einem schmalen Streifen von Erlen-Eschenwäldern an. Weiter nach Westen erstrecken sich landwirtschaftliche Flächen, die in einem Pufferstreifen zum *Faulen Ort r3* mit Hilfe des Vertragsnaturschutzes zumindest teilweise als Grünland genutzt werden, damit der Stoffeintrag von diesen Gebieten in das NSG hinein reduziert wird. Das Ufer des Aalgastsees liegt 24,9 m ü. NN, während die zwei höchsten Punkte der Untersuchungsfläche mit 56,4 und 60,4 m ü. NN etwa 35 m höher liegen. Dazwischen befindet sich der ansteigende Westhang mit dem wohl ältesten Tiefland-Buchenwald Brandenburgs mit unzähligen kleineren und größeren Hangquellmoorbereichen.

Der *Faule Ort r3* wird als anhydromorphes Sand-Geschiebelehm mosaik beschrieben (SCAMONI 1971). Neben den tiefen Moorböden kommen in den mineralischen Bereichen vor allem Tieflehm-Fahlerden und Parabraunerden vor.

Das Alter der Buchen wird im Datenspeicher Wald (2001) mit 213 Jahren angegeben. Diese Angabe scheint aber nicht das maximale Alter widerzuspiegeln, da SCAMONI (1971) bereits Bäume im Alter von 250 Jahren beschreibt. Während im Oberbestand neben Buchen nur Berg-Ahorn, Winter-Linde und Esche vorkommen, sind im Unter- und Zwischenstand zusätzlich Berg- und Flatterulme, Hainbuche und Sommer- und Winter-Linde anzutreffen. Hinsichtlich des Mosaiks der Waldentwicklungsphasen kommen jeweils zu einem Drittel frühe und mittlere Optimalphase, späte Optimal- und Terminalphase insgesamt auf 13,5 % und die Zerfallsphase auf 11,1 % der Fläche vor. Die Initial- und Verjüngungsphase kommt auf weniger als 10 % vor, und Lücken sind mit einer Fläche von lediglich 0,29 ha so gut wie nicht vorhanden. Durch die überwiegende Hanglage des Buchenwaldes, durch Wechsel der Entwicklungsphasen und letztlich durch den Überhalt einzelner Altbäume in der Zerfalls-, Verjüngungs- und Initialphase besitzt der Bestand eine stark ausgeprägte Kronendachrauigkeit.

Die Vegetation gehört wie die meisten anderen Flächen dem *Galio odorati*-Fagetum an, unterscheidet sich aber aufgrund der reicheren Ausbildung deutlich von den anderen Untersuchungsflächen. Nach der vegetationskundlichen Beschreibung von SCAMONI (1957) wechseln sich auf kleinem Raum drei verschiedene Waldgesellschaften ab:

1. Perlgras-Buchenwald (*Melico*-Fagetum, nördliche Ausprägung des *Galio odorati*-Fagetums) auf dem Plateau mit Sommer- und Winter-Linde (siehe auch CONRAD & KULKKA 2001);
2. Bingelkraut-Kalkbuchenwälder (*Mercuriali*-Fagetum) mit verschiedenen Ausprägungen an den frischen Hängen mit Berg-Ulme, Spitz-Ahorn und Sommer-Linde;
3. an den Unterhängen findet sich der Moschuskraut-Bergahorn-Eschenwald (*Adoxa-Aceretum*) und Eschen-Buchenwald (*Fraxino*-Fagetum) als Übergang zu den Eschen- und Erlenwäldern im westlich angrenzenden Tal.

### Bestandes- und Nutzungsgeschichte

Der *Faule Ort r3* ist wahrscheinlich schon immer ein Waldgebiet. Ob und wann die Fläche zuletzt forstwirtschaftlich genutzt wurde, ist nicht bekannt. Es ist aber sicherlich weit über 100 Jahre her. Der Nutzungsverzicht ergab sich zunächst aus der schlechten Erschließung des Gebietes. Die unzähligen aus dem nach Westen hin geneigten Hang austretenden Quellmoore mit zum Teil mächtigen Torfkörpern von bis zu 8 m und das belebte Relief ließen eine Holzernte und -rückung wohl unrentabel erscheinen. Vor etwa 150 Jahren

wurde dann die Bahnstrecke Berlin-Stettin gebaut, die den *Faulen Ort r3* zusätzlich nach Osten hin von den großen Wirtschaftswäldern abschnitt. Später wurde auch der ökologische Wert des *Faulen Ortes r3* erkannt, was auf Anregung des Botanikers HUECK 1938 zur Ausweisung als Naturschutzgebiet führte (BAUER 1972).

Durch die im Jahr 1990 erfolgte Ausweisung als Totalreservat inklusive Erweiterungsflächen im Norden und Süden des alten NSG ist auch für die Zukunft keine forstliche Nutzung und sogar ein Betreten nur sehr eingeschränkt zugelassen. Jagdliche Nutzung hingegen ist weiterhin auf sehr extensivem Niveau möglich. Die Jagd wurde in den 1990er Jahren zeitweilig eingestellt, was zu deutlichen Verbisschäden führte und die Baumartenvielfalt im Nachwuchs stark reduziert hat (HENNEBERG 1998, BEYER & LUTHARDT 1997, RACKELMANN mdl.). Die Form der alten Buchen mit zahlreichen Astnarben und -wülsten lässt zudem vermuten, dass viele Bäume zwischenzeitlich besonnt gestanden haben. Möglicherweise hat im *Faulen Ort r3* zu früheren Zeiten (im 19. Jahrhundert) eine Waldweide stattgefunden, die das Gebiet partiell offenhielt. Darüber existieren allerdings keine Quellen.

Im *Faulen Ort r3* wachsen aktuell keine Nadelhölzer, und auch historisch ist ein Vorkommen von Nadelbäumen im alten NSG nicht bekannt. Vielmehr stellt die jetzige Vegetationsausbildung die potenziell natürliche Vegetation dar und ist wahrscheinlich schon seit Jahrhunderten in ähnlicher Ausprägung existent (SCAMONI 1955, 1957).

Totholzvorkommen [ $\text{m}^3/\text{ha}$  und in %), gesamt und getrennt nach Totholztypen.

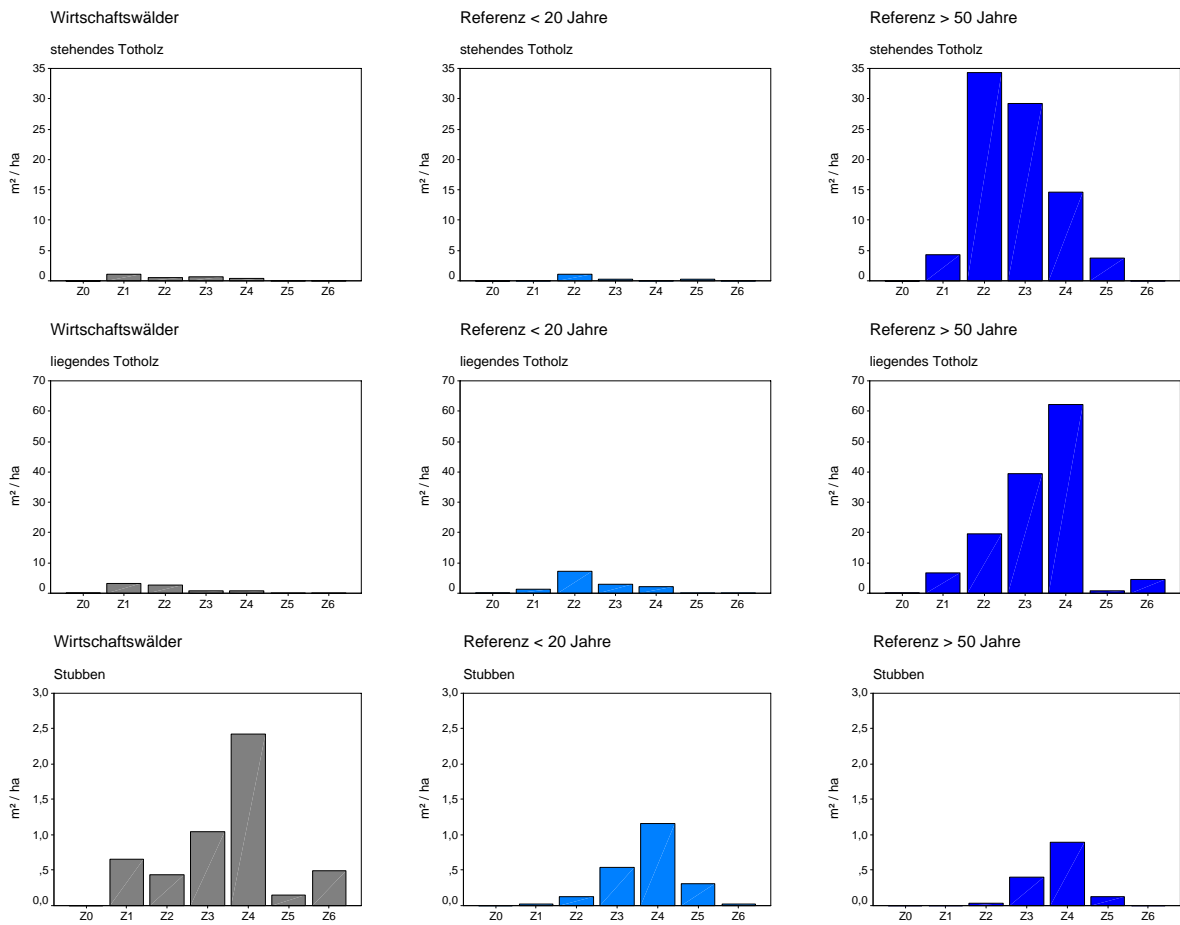
Wirtschaftswald	$\text{m}^3/\text{ha}$				Prozent		
	gesamt	stehend	liegend	Stubben	stehend	liegend	Stubben
w1	2,7	0,0	0,8	1,9	0,0	29,5	70,5
w2	8,1	0,6	5,3	2,2	7,1	65,4	27,4
w3	9,6	1,5	4,0	4,1	15,7	41,7	42,6
w4	21,8	2,6	7,9	11,4	11,7	36,1	52,2
w5	13,6	0,5	2,1	11,0	3,9	15,1	80,9
w6	21,5	7,2	10,0	4,3	33,6	46,5	19,9
w7	16,0	3,8	8,6	3,6	23,7	53,6	22,7
w8	27,0	5,1	18,7	3,2	19,0	69,2	11,9
w9	8,4	0,5	1,6	6,3	6,4	19,1	74,5
w10	34,1	3,8	26,1	4,2	11,1	76,5	12,4
w11	16,6	0,1	12,1	4,4	0,7	73,0	26,3
w12	13,3	0,5	3,4	9,5	3,6	25,3	71,1
w13	12,6	3,8	5,9	2,9	30,4	46,6	23,0
<b>Referenz &lt; 20 Jahre</b>							
k1	16,1	0,4	13,8	1,9	2,5	85,9	11,6
k2	11,6	0,7	9,2	1,7	5,7	79,6	14,7
k3	10,9	1,8	6,7	2,5	16,3	61,2	22,5
k4	34,1	3,3	28,1	2,8	9,6	82,2	8,2
<b>Referenz &gt; 50 Jahre</b>							
r1	142,1	42,1	93,4	6,6	29,6	65,7	4,7
r2	244,1	71,8	170,0	2,3	29,4	69,6	0,9
r3	219,4	99,4	118,9	1,1	45,3	54,2	0,5
r3_ha	228,2	103,3	124,6	0,3	45,2	54,6	0,1

Liegendes Totholz [m<sup>3</sup>/ha] nach Durchmesserklassen getrennt.

Liegend m <sup>3</sup> /ha	Mittendurchmesser						
	2-19	20-39	40-59	60-79	80-99	100-119	ab 120
<b>Wirtschaftsflächen</b>							
w1	0,44	0,35					
w2	0,25	3,46	1,58				
w3	0,76	3,24					
w4	0,27	4,20	3,42				
w5	0,28	0,62		1,16			
w6		2,39	7,60				
w7	1,29	1,44	5,85				
w8	0,16	7,01	2,64	8,84			
w9	0,27	0,49	0,85				
w10	1,44	10,73	13,89				
w11	3,43	6,19	2,51				
w12	0,35		3,01				
w13	1,99	1,65		2,21			
<b>Referenzflächen &lt;20 Jahre</b>							
k1	2,71	11,10					
k2	1,78	4,31	3,12				
k3	3,86	2,80					
k4	3,83	9,87	14,38				
<b>Referenzflächen &gt;50 Jahre</b>							
r1	10,59	34,85	32,14	13,07	0,20		
r2	5,42	27,90	62,02	45,32	25,33	2,19	1,82
r3	6,87	25,48	30,83	10,42	41,82	7,45	
r3_ha	6,20	35,89	53,22	16,39	8,74		

Stubben m <sup>3</sup> /ha	Durchmesser						
	2-19	20-39	40-59	60-79	80-99	100-119	ab 120
<b>Wirtschaftsflächen</b>							
w1	0,05	0,36	0,52	0,29	0,68		
w2	0,13	0,68	0,90	0,50			
w3	0,13	1,24	1,96	0,50	0,26		
w4	0,03	1,04	3,76	3,96	2,61		
w5	0,03	0,69	1,64	4,80	3,85		
w6	0,07	0,25	2,35	1,11	0,49		
w7	0,03	0,57	0,42	1,14	1,47		
w8	0,02	0,29	1,22	0,67	0,16	0,82	
w9	0,02	0,31	0,90	2,56	1,92	0,58	
w10	0,02	0,71	0,94	1,83	0,73		
w11	0,18	0,76	1,97	1,46			
w12	0,10	1,11	2,34	2,98	1,91	1,03	
w13	0,15	1,10	1,22	0,23	0,19		
<b>Referenzflächen &lt;20 Jahre</b>							
k1	0,04	0,77	0,50	0,12	0,42		
k2	0,13	0,26	0,74	0,20	0,38		
k3	0,03	0,63	0,89	0,41	0,49		
k4	0,04	0,48	0,76	1,35	0,16		
<b>Referenzflächen &gt;50 Jahre</b>							
r1	0,03	3,20	2,12	0,90	0,06	0,13	0,18
r2		0,24	0,28	0,29	0,50		1,00
r3	0,03	0,28	0,43	0,50			
r3_ha		0,34					

Verteilung der Totholzvolumina auf die Zeretzungsgrade, nach stehendem und liegendem Totholz und Stubben sowie Wirtschafts-, k20- und r50-Flächen getrennt.





## Anhang V

Pflanzensoziologische Einordnung der Untersuchungsflächen nach MATUSZKIEWICZ & MATUSZKIEWICZ (1973), WILMANN (1989b), HOFMANN (1994), RUNGE (1994), FISCHER (1995), SCHMIDT, P. A. (1995) und RENNWALD (2000).

Klassifikation	Untersuchungsflächen													k1	k2	k3	k4	r1	r2	r3
	w 1	w 2	w 3	w 4	w 5	w 6	w 7	w 8	w 9	w 10	w 11	w 12	w 13							
<b>nach WILMANN (1989b)</b>																				
Klasse: Querco-Fagetea – Artenreiche eurosibirische Fallaubwälder	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
Ordnung: Fagetalia sylvaticae – Mesophytische Laubmisch- und Buchenwälder	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
Verband: Fagion sylvaticae – Rotbuchenwälder	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
Unterverband: Asperulo-Fagenion – Waldmeister-Buchenwälder	x	x					x	x	x	x		x			x	x	x			
Assoziation: Galio odorati-Fagetum – Waldmeister-BuW.	x	x					x	x	x	x		x			x	x	x			
Dentario bulbiferae-Fagetum – Zwiebel-Zahnwurz-BuW.																	x			
Unterverband: Luzulo-Fagenion – Bodensaure, nährstoffarme Buchenwälder	x		x									x	(x)	x						
Assoziation: Deschampsio (flexuosae)-Fagetum	x		x									x	(x)	x						
<b>nach MATUSZKIEWICZ &amp; MATUSZKIEWICZ (1973)</b>																				
Verband: Luzulo-Fagion - Bodensaure, nährstoffarme Buchenwälder										x	x		x	x						
Assoziation: Luzulo pilosae-Fagetum – Hainsimsen-Buchenw. d. Tieflandes										x	x		x	x						
Subassoziation: Luzulo-Fagetum milietosum																(x)				
<b>nach RUNGE (1994)</b>																				
Unterverband: Asperulo-Fagenion – Waldmeister-Buchenwald	x	x		(x)			x	x	x	x		x			x	x	x			
(Sub-)Assoziation: Melico-Fagetum – Perlgras-Buchenwald	x	x		(x)			x		x						x	(x)	x			
Melico-Fagetum circaeetosum – Hexenkraut-Buchenwald									x											
Mercuriali-Fagetum – Bingelkraut-Buchenwald																	x			
Dentario bulbiferae-Fagetum – Zwiebel-Zahnwurz-Buchenwald																	x			
Unterverband: Luzulo-Fagenion – Bodensaure, nährstoffarme Buchenwälder	x		x									x		x						
(Sub-)Assoziation: Farn-Buchenwald – Luzulo-Fagetum dryopteridetosum	x		x									x								
Weißmoos-Buchenwald – Leucobryum-Fagetum														x						
<b>nach HOFMANN (1994)</b>																				
Unterverband: Asperulo-Fagenion – Waldmeister-Buchenwald	x	x					x	x	x	x	x	x			x	x	x			
Assoziation: Melico-Fagetum – Perlgras-Buchenwald	x	x					x		x						x	(x)	x			
Dentario bulbiferae-Fagetum – Zwiebel-Zahnwurz-Buchenwald																	x			
Unterverband: Oxali-Fagetum – Sauerklee-Buchenwälder																				
Milio-Fagetum sylvaticae – Flattergras-Buchenwald	x	x					x	x	x	x	x	x			x	x	x			
Unterverband: Luzulo-Fagenion – Bodensaure, nährstoffarme Buchenwälder														x						
Assoziation: Majanthemo-Fagetum – Schattenblumen-Eichen-Buchenw.														x						

## Anhang V

Fortsetzung: Pflanzensoziologische Einordnung der Untersuchungsflächen nach MATUSZKIEWICZ & MATUSZKIEWICZ (1973), WILMANN (1989b), HOFMANN (1994), RUNGE (1994), FISCHER (1995), SCHMIDT, P. A. (1995) und RENNWALD (2000)

Klassifikation	Untersuchungsflächen													k1	k2	k3	k4	r1	r2	r3
	w 1	w 2	w 3	w 4	w 5	w 6	w 7	w 8	w 9	w 10	w 11	w 12	w 13							
<b>nach FISCHER (1995)</b>																				
Klasse: Quercu-Fagetea – Artenreiche eurosibirische Fallaubwälder	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
Ordnung: Fagetalia sylvaticae – Mesophytische Laubmisch- und Buchenwälder	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x			
Verband: Galio odorati-Fagion	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x			
Assoziation: Galio odorati-Fagetum – Waldmeister-Buchenwald	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x			
Ordnung: Quercetalia robori-petraeae – Bodensaure Fallaubwälder	(x)		x							(x)	(x)	(x)	x	x						
Verband: Luzulo-Fagion – Bodensaure Buchenwälder	(x)		x							(x)	(x)	(x)	x	x						
Assoziation: Luzulo-Fagetum – Hainsimsen-Buchenwald	(x)		x							(x)	(x)	(x)	x	x						
<b>nach SCHMIDT, P. A. (1995)</b>																				
Verbände: Fagion sylvaticae/Quercion robori-petraeae – Buchen(misch)wälder	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
Unterverband: Galio odorati-Fagenion – Waldmeister-Buchenwald	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x			
Assoziation: Galio odorati-Fagetum – Waldmeister-Buchenwald	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x			
Unterverband: Luzulo-Fagenion – Bodensaure artenarme Buchenwälder	(x)		x							(x)	(x)	(x)	x	x						
Assoziation: Luzulo-Fagetum – Hainsimsen-Buchen(misch)wald	(x)		x							(x)	(x)	(x)	x	x						
<b>nach RENNWALD (2000)</b>																				
Ordnung: Fagetalia sylvaticae – Mesophytische Laubmisch- und Buchenwälder	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
Verband: Fagion sylvaticae – Rotbuchenwälder	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x			
Assoziation: Galio odorati-Fagetum – Waldmeister-BuW.	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x			
Ordnung: Quercetalia roboris – Bodensaure Eichen- und Buchen-Mischwälder	(x)		x							(x)	(x)	(x)	x	x						
Verband: Luzulo-Fagion – Bodensaure Hainsimsen-Buchenwälder	(x)		x							(x)	(x)	(x)	x	x						

## Anhang VI

Vegetationskundliche Beschreibung der einzelnen Untersuchungsflächen:

### Waldmeister-Buchenwald *Galio odorati*-Fagetum

Acht Untersuchungsflächen (*Feldberg w2*, *Temmen w7*, *Suckow w8*, *Melzow w9*, *Grumsin-West k2*, *Grumsin-Ost k3*, *Heilige Hallen r2* und *Fauler Ort r3*) können unabhängig von den verschiedenen pflanzensoziologischen Systemen (ELLENBERG 1986, WILMANN 1989b, HOFMANN 1994, RUNGE 1994, SCHUBERT 2001) anhand der Probekreisdaten eindeutig dem Waldmeister-Buchenwald (*Galio odorati*-Fagetum) zugeordnet werden (Tab. 3.26, Anhang III.4). Die von RUNGE (1994) angegebene mittlere Artenzahl von 24 in Waldmeister-Buchenwaldgesellschaften wird von allen genannten Untersuchungsflächen mit 31 bis 76 Arten/Untersuchungsfläche zum Teil weit überboten, was darauf hinweist, dass die Untersuchungsflächen keine homogenen Vegetationseinheiten bilden. Heterogenitäten entstehen einerseits durch die topographische Bewegtheit der landschaftstypischen Grund- und Endmoränenkomplexe und durch Dünenbildungen (*Schwarzes Loch w10*, *Eberswalde w13*); andererseits entstehen partielle Vegetationsunterschiede durch die Bewirtschaftung der Buchenbestände. In Rückegassen kommt es durch das Befahren zur Bodenverdichtung (mehr Feuchte- bzw. Verdichtungszeiger) und über die Reifenprofile zur Einschleppung von Offenlandarten. Durch das Rücken (Schleifen) von gefällten Stämmen kommt es ebenfalls zu vegetationsverändernden Einflüssen wie der Freilegung von Mineralboden.

Aufgrund der hohen Stetigkeit III (59 %) vom Großen Hexenkraut *Circaea lutetiana* kann die Untersuchungsfläche *Melzow w9* eventuell dem von RUNGE (1994) erwähnten Hexenkraut-Buchenwald zugeordnet werden, wobei allerdings eine vegetationskundliche Vergleichsaufnahme bei RUNGE fehlt.

Die Großschirmschlagfläche *Haussee w4* gehört aufgrund der Standortverhältnisse und der vegetationskundlichen Kernflächenbearbeitung von CONRAD & KUKULKA (2001) ebenfalls zum Unterverband Waldmeister-Buchenwald, doch ist die Bodenvegetation durch das Großschirmschlagverfahren und die sehr dichte Naturverjüngung äußerst spärlich ausgeprägt, so dass die pflanzensoziologischen Aufnahmen in den Probekreisen alleine diese Ableitung nicht erlauben.

Vier weitere Flächen (*Lüttenhagen w1*, *Schwarzes Loch w10*, *Senftenthal w11* und *Chorin w12*) gehören durch den Einfluss von Grund- und Endmoränen einem inhomogenen Standortkomplex an, in denen zwar große Bereiche ebenfalls zum Waldmeister-Buchenwald gehören, sich aber auch - zum Teil nur kleinräumig - der nährstoffärmere bodensaure Hainsimsen-Buchenwald ausgebildet hat.

Eine standörtliche Besonderheit stellen die Flächen ***Senftenthal w11*** und ***Chorin w12*** dar: Einerseits kommen Arten der eher bodensauren, nährstoffärmeren Buchenwälder wie *Avenella flexuosa*, *Luzula pilosa*, *Carex pilulifera*, *Oxalis acetosella*, *Dryopteris carthusiana* vor, andererseits sind aber auch Arten des Waldmeister-Buchenwaldes (*Galium odoratum*, *Milium effusum*, *Poa nemoralis* usw.) für eine Ausweisung als *Galio odorati*-Fagetum ausreichend etabliert. Letztlich kommt standörtlich noch darüber hinausgehend die Wald-Haargerste *Hordelymus europaeus* mit einer Stetigkeit von II vor, die nur auf mittel- bis tiefgründigen Lehm- und Tonböden „bester Streuzersetzung“ (BARTSCH 1987) gedeiht und mit einer Reaktionszahl von 7 (Schwachsäure- bis Schwachbasenzeiger, ELLENBERG et al. 1992) als (schwach) kalkhold (ROTHMALER 1994b) gilt. *Senftenthal w11* und *Chorin w12* repräsentieren somit die vegetationskundlich besonders inhomogenen Endmoränenkomplexe, die für die Tiefland-Buchenwälder in Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern typisch sind.

Der **Faule Ort r3** als Brandenburger Referenzfläche gehört zwar ebenfalls zum Waldmeister-Buchenwald, gehört aber im Kerngebiet reicherer Assoziationen an. SCAMONI (1957, 1971) beschreibt den alten Kernbereich des *Faulen Ortes r3* als Bingelkraut-Buchenwald, im anschließenden nördlicheren und südlicheren Bereich hat sich der etwas ärmere Perlgras-Buchenwald ausgebildet. Die Wuchsorte der Zwiebelzahnwurz *Dentaria bulbifera* sind über das gesamte alte Reservat verstreut, wobei auf der ausgeprägten mineralischen Kuppe im südlichen Bereich ein Verbreitungsschwerpunkt besteht. Der *Faule Ort r3* als kleines extrazonales Vorkommen des sonst montanen Zwiebelzahnwurz-Buchenwaldes *Dentaria bulbifera*-Fagetum (POTT 1996: 543, SCHMIDT, P. A. 1995) wurde ehemals als Zahnwurzausbildung dem Bingelkraut-Buchenwald zugeordnet (BAUER 1972).

Die Referenzfläche **Serrahn r1** befindet sich auf einem Moränenkomplex mit einer sehr ausgeprägten Reliefenergie. Das bedingt einerseits eine sehr unterschiedliche Vegetationsausprägung an den zum Teil steilen Moränenhängen sowie in Senkenbereichen, andererseits hat sich nach der Beendigung des gezäunten Wildgeheges eine großflächig ausgebildete, dichte Naturverjüngungsschicht entwickelt, die nur eine spärliche Entwicklung der Krautschicht zulässt. Die durchschnittliche Bodenbedeckung durch die Krautschicht liegt bei nur 3,8 %, wobei *Fagus sylvatica* mit durchschnittlich 3 % den größten Teil der Krautschicht ausmacht. Gemeine Brennessel *Urtica dioica*, Wald-Sauerklee *Oxalis acetosella* und Busch-Windröschen *Anemone nemorosa* erreichen mit jeweils zwischen 0,1 % und 0,2 % die höchsten durchschnittlichen Deckungsgrade unter den krautigen Arten. Da Waldmeister *Galium odoratum* in den Probekreisen nicht, Flattergras *Milium effusum* nur in einem Probekreis und auch das Einblütige Perlgras *Melica uniflora* nur mit einer Stetigkeit von II kartiert werden konnte, ist die Untersuchungsfläche nur vage dem Waldmeister-Buchenwald zuzuordnen. Das Fehlen von *Galium odoratum* könnte als Negativbeweis für eine Zuordnung zum Luzulo-Fagetum herangezogen werden, doch fehlen auch die das Luzulo-Fagion kennzeichnenden Arten wie Drahtschmiele *Avenella flexuosa* und Heidelbeere *Vaccinium myrtillus* in der Untersuchungsfläche. Auch die Pillensegge *Carex pilulifera*, die nach RUNGE (1994) mit einer Stetigkeit von II vorhanden sein sollte, kommt nur in drei von 34 Probekreisen vor. Der Standort wurde in der Standortkartierung als Choriner Moränenkomplex ‚Wismarer Typ‘ angegeben, der sich zu 50 % aus mäßig nährstoffversorgten (M2/M2+), 40 % besser nährversorgten (K2) und zu 10 % (R2) sehr gut nährstoffversorgten Komplexbereichen zusammensetzt. Somit erscheint eine Zuordnung zum Galio odorati-Fagetum aus standortkundlicher Sicht gerechtfertigt.

### **Bodensaure, nährstoffarme Buchenwälder Luzulo-Fagetum**

Die beiden Wirtschaftsflächen **Thomsdorf w3** und **Eberswalde w13** gehören vegetationskundlich dem Luzulo-Fagetum an. Aufgrund der hohen Stetigkeit der Differenzialarten *Luzula pilosa* und *Carex digitata* kann angenommen werden, dass diese Flächen der Assoziation Luzulo pilosae-Fagetum (MATUSZKIEWICZ & MATUSZKIEWICZ 1973) angehören; *Convallaria majalis* fehlt allerdings.

Die auf einer Halbinsel liegende, erst kurzfristig nicht bewirtschaftete Referenzfläche **Stechlin k1** ist aufgrund ihrer Vegetationsausprägung ebenfalls dem Luzulo-Fagetum zuzuordnen. Die kennzeichnenden Arten wie Drahtschmiele *Avenella flexuosa* (Stg IV), Pillensegge *Carex pilulifera* (Stg II), Wald-Sauerklee *Oxalis acetosella* (Stg II) und Behaarte Simse *Luzula pilosa* (Stg III) kommen in typischen Häufigkeiten vor. Weitere kennzeichnende Arten wie Heidelbeere *Vaccinium myrtillus* und Schattenblume *Maianthemum bifolium* konnten allerdings nicht nachgewiesen werden. Aufgrund der hohen Stetigkeit von *Luzula pilosa* und *Carex digitata*, die beide als Differenzialarten des Luzulo pilosae-Fagetum gelten (MATUSZKIEWICZ & MATUSZKIEWICZ 1973), wird auch diese Fläche den „azidophilen artenarmen Tieflagen-Buchenwäldern der baltischen

## Anhang VI

Jungmoräne Nord- und Nordwest-Polens“ (ZERBE et al. 2000) zugeordnet. Der schmale, zum Stechlinsee geneigte Randstreifen der Untersuchungsfläche wird durch häufige Seewinde von der sonst typischen Laubstreuendecke freigehalten und zugleich ausgegert, so dass sich kleinflächig ein Weißmoos-Buchenwald ausgebildet hat.

Ähnlich den seeuferzugeneigten Bereiche in *Stechlin k1* haben sich innerhalb der Fläche *Thomsdorf w3* in Moorrandnähe Flächen mit Weißmoos entwickelt.

### Anthropogen bedingte vegetationsarme Untersuchungsflächen

Die Lichtintensität wird in diesen Untersuchungsflächen durch die dichte Naturverjüngungsschicht über Jahrzehnte so stark abgeschwächt, dass sich die Bodenvegetation nur noch höchst spärlich ausbilden kann und Deckungsgrade von nur durchschnittlich einem Prozent erreicht werden. In der Untersuchungsfläche **Klaushagen w6** gibt es Probekreise, in denen gar keine Krautschicht vorhanden ist. Am stetigsten kommt die Buche *Fagus sylvatica* in der Krautschicht vor. Auf Wegschneisen kommen zudem regelmäßig das Land-Reitgras *Calamagrostis epigeios* und die Gemeine Brennessel *Urtica dioica*, die auf ein erhöhtes Stickstoff- und Lichtangebot hinweisen, vor. Die Verbreitung von *Juncus effusus* und *Carex remota*, die hoch anstehendes Grund- oder Bodenwasser benötigen, wird in den Buchenwäldern durch die Verdichtung des Waldbodens auf Wirtschaftswegen und durch das Befahren der Bestände mit (schweren) Fahrzeugen gefördert.

Hohe Deckungsgrade der Bodenvegetation werden auf Rückegassen und -kreuzungen erreicht. Da diese Verjüngungslücken fast gänzlich ohne randliche Überschildung eines Buchenaltbestandes sukzessive von der krautigen Vegetation eingenommen werden, entsteht eine Mischung aus typischen Waldarten (u. a. Wald-Zwenke *Brachypodium sylvaticum*, Wald-Sauerklee *Oxalis acetosella*, Knotige Braunwurz *Scrophularia nodosa*), Schlagflur-/Saumarten (Wald-Weidenröschen *Epilobium angustifolium*, Gundermann *Glechoma hederacea*) und Arten mit einem Verbreitungsschwerpunkt in der Offenlandschaft (Acker-Kratzdistel *Cirsium arvense*, Vielstengeliges Schaumkraut *Cardamine hirsuta*).

Aufgrund der geringen Stetigkeiten von waldgesellschaftsbestimmenden Arten, die auf eine gute Nährstoffversorgung weisen (Wald-Zwenke *Brachypodium sylvaticum*, Riesen-Schwengel *Festuca gigantea*, Hain-Rispengras *Poa nemoralis*, Knotige Braunwurz *Scrophularia nodosa*) ist nur zu vermuten (keine Standortkartierung), dass die Untersuchungsfläche *Klaushagen w6* ohne Schirmschlagbewirtschaftung wohl überwiegend dem Galio odorati-Fagetum angehören würde. Das Vorkommen von Drahtschmiele *Avenella flexuosa*, Pillen-Segge *Carex pilulifera* und Schattenblümchen *Maianthemum bifolium* weist allerdings darauf hin, dass kleinflächig auch der bodensaure, nährstoffärmere Buchenwald ausgeprägt ist.

## Moosartenliste nach Untersuchungsflächen getrennt.

Die Zahlen geben die Probekreisanzahl an, in denen eine Art gefunden wurde.

Arten	Wirtschaftswälder					k20- r50-Flächen				Summe Fundorte
	w2	w4/w6	w10	w12	w13	k1	r1	r2	r3	
<i>Amblystegium serpens</i>	1	1		3	2	1		1	4	13
<i>Anomodon viticulosus</i>									1	1
<i>Atrichum undulatum</i>	10	8	10	14	6	8	11	10	6	83
<i>Aulacomnium androgynum</i>	1	9	9	14	16	7		2		58
<i>Brachythecium oedipodium</i>		1	1		5			1		8
<i>Brachythecium populeum</i>	1									1
<i>Brachythecium reflexum</i>					1					1
<i>Brachythecium rutabulum</i>	15	12	11	12	11	8	16	14	12	111
<i>Brachythecium salebrosum</i>	8	2	7	7	7	5	5	9	3	53
<i>Brachythecium velutinum</i>	4	1	3	7	3	5	4		3	30
<i>Bryum caespiticium</i>				2						2
<i>Bryum capillare</i>				1		1				2
<i>Calliergonella cuspidata</i>								1		1
<i>Campylopus introflexus</i>					3	1				4
<i>Ceratodon purpureus</i>	1	1	2	9	7	7	2	2	2	33
<i>Cirriphyllum piliferum</i>	1									1
<i>Cratoneuron filicinum</i>									1	1
<i>Dicranella heteromalla</i>	15	11	9	16	15	11	12	8	7	104
<i>Dicranodontium denudatum</i>	1									1
<i>Dicranoweisia cirrata</i>	1				2				1	4
<i>Dicranum flagellare</i>					1	2	1			4
<i>Dicranum fuscescens</i>							1			1
<i>Dicranum majus</i>								4		4
<i>Dicranum montanum</i>	14	6	4	7	13	10	16	10	2	82
<i>Dicranum scoparium</i>	17	7	4	5	12	10	12	6	2	75
<i>Dicranum tauricum</i>	1			1	7	2	1			12
<i>Drepanocladus aduncus</i>					1					1
<i>Eurhynchium angustirete</i>									1	1
<i>Eurhynchium hians</i>	1	1							4	6
<i>Eurhynchium praelongum</i>	1	3		4	1		1	1	1	12
<i>Eurhynchium striatum</i>		1	1				1	1		4
<i>Fissidens adianthoides</i>									1	1
<i>Fissidens bryoides</i>	1									1
<i>Funaria hygrometrica</i>	1									1
<i>Herzogiella seligeri</i>	18	8	6	9	12	12	14	6	9	94
<i>Homomallium incurvatum</i>									3	3
<i>Hylocomium splendens</i>								1		1
<i>Hypnum cupressiforme</i>	18	12	12	14	14	12	16	14	13	125
<i>Hypnum jutlandicum</i>		1		5	5	1		1		13
<i>Hypnum pallescens</i>			1							1
<i>Isoetes alopeuroides</i>									2	2
<i>Lepidozia reptans</i>		5					2			7

Fortsetzung: Moosartenliste nach Untersuchungsflächen getrennt.

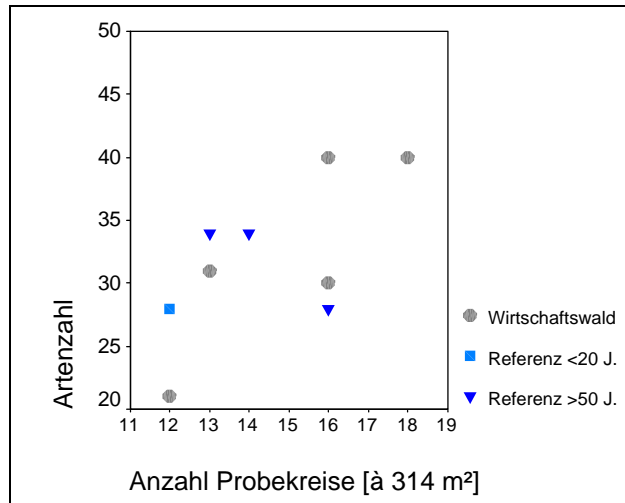
Die Zahlen geben die Probekreisanzahl an, in denen eine Art gefunden wurde.

Arten	Wirtschaftswälder					k20- k1	r50-Flächen			Summe Fundorte
	w2	w4/w6	w10	w12	w13		r1	r2	r3	
<i>Leptodictyum riparium</i>				1	1				1	3
<i>Leucobryum glaucum</i>	1	1			3	1		2		8
<i>Lophocolea bidentata</i>	1		1	1	12	1				16
<i>Lophocolea heterophylla</i>	16	5	8	7	14	7	10	10	7	84
<i>Metzgeria furcata</i>		1					1	1		3
<i>Mnium hornum</i>	7	9	1	6	5	6	9	6	2	51
<i>Mnium stellare</i>					1					1
<i>Neckera complanata</i>									1	1
<i>Neckera crispa</i>									1	1
<i>Orthodontium lineare</i>	1				1					2
<i>Orthotrichum affine</i>								1		1
<i>Physcomitrium pyriforme</i>	1									1
<i>Plagiochila asplenioides</i>	1	1								2
<i>Plagiochila porelloides</i>	1									1
<i>Plagiomnium affine</i>	1			1			1		4	7
<i>Plagiomnium cuspidatum</i>									5	5
<i>Plagiomnium undulatum</i>									1	1
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	6	4	2	6	4	1	8	7	4	42
<i>Plagiothecium laetum</i> var. <i>curvifolium</i>	8	4	3	2	6	1	3	4	2	33
<i>Plagiothecium laetum</i> var. <i>laetum</i>	2	1		1	1					5
<i>Plagiothecium nemorale</i>	1				1		2	1		5
<i>Plagiothecium succulentum</i>							1	1		2
<i>Platygyrium repens</i>					1					1
<i>Pleurozium schreberi</i>					3	1		3		7
<i>Pohlia cruda</i>	1									1
<i>Pohlia nutans</i>	6	6	6	10	14	7	2	4	2	57
<i>Polytrichum formosum</i>	16	11	6	11	13	9	8	11	3	88
<i>Polytrichum juniperinum</i>					2					2
<i>Polytrichum piliferum</i>					1					1
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	3	2			2	3		1		11
<i>Ptilium crista-crastensis</i>								1		1
<i>Rhizomnium punctatum</i>							1		1	2
<i>Rhynchostegium megapolitanum</i>				1						1
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>		1								1
<i>Sanionia uncinata</i>								1		1
<i>Scleropodium purum</i>				1						1
<i>Sphagnum squarrosum</i>		1								1
<i>Tetraphis pellucida</i>	1			2	4	3	1			11
<i>Thamnobryum alopecurum</i>									1	1
<i>Thuidium tamariscinum</i>	2									2
<b>Fundorte pro Untersuchungsfläche</b>	<b>207</b>	<b>137</b>	<b>107</b>	<b>180</b>	<b>233</b>	<b>143</b>	<b>162</b>	<b>146</b>	<b>113</b>	<b>1428</b>
<b>Artenzahl pro Untersuchungsfläche</b>	<b>40</b>	<b>31</b>	<b>21</b>	<b>30</b>	<b>40</b>	<b>28</b>	<b>28</b>	<b>33</b>	<b>34</b>	<b>83</b>

Anhang VIII

Beziehung zwischen der Anzahl kartierter Probekreise und der Anzahl gefundener Moosarten

Nur schwach signifikante Beziehungen weisen der gesamte Datensatz (Korrelationskoeffizient: 0,597,  $p = 0,089$ ) und die Wirtschaftswälder (Korrelationskoeffizient: 0,763,  $p = 0,067$ ) auf. Die Referenzwälder zeigen aufgrund der geringen Anzahl von Untersuchungsflächen keinen Zusammenhang zwischen Artenzahl und Zahl kartierter Probekreise.



Da die Artenzahl mit steigender Zahl kartierter Probekreise auch in buchendominierten Untersuchungsflächen tendenziell ansteigt (siehe auch SCHMIDT, W. 1999), sollten die Ergebnisse der kartierten Untersuchungsflächen nicht direkt (absolute Werte, Mittelwerte) miteinander verglichen werden. Die Korrelation zwischen Probekreisanzahl und Artenzahl ist zwar nur schwach signifikant, doch liegt dies wohl an der geringen Zahl von Untersuchungsflächen mit ihren großen individuellen Unterschieden (siehe auch Tab. 3.37 und Anhang III.6).

Anhang IX

Indizes der Moosvegetation: durchschnittliche Artenzahl pro Probekreis [à 314 m²], durchschnittliche Zahl neuer Arten pro Probekreis, Shannon-Weaver, Evenness und McNaughton [jeweils ± einfacher Standardabweichung].

Weil die zwei Untersuchungsflächen *Haussee w4* und *Klaushagen w6* zwei Großschirmschläge in räumlicher Nähe zueinander und ihre Probekreisanzahlen mit neun und fünf sehr niedrig sind, wurden die Datensätze zusammengefasst.

UF	durchschnittl. Artenzahl/Pk	neue Arten/Pk	Shannon-Weaver	Evenness	McNaughton
<b>Wirtschaftsflächen</b>					
w2	11,5 ± 2,4	2,2	1,11 ± 0,46	0,45 ± 1,7	80,7 ± 13,1
w4/w6	10,5 ± 4,6	2,4	0,95 ± 0,42	0,41 ± 1,7	85,3 ± 13,6
w10	8,9 ± 3,6	1,8	1,28 ± 0,40	0,62 ± 1,6	76,7 ± 16,3
w12	11,3 ± 2,4	1,9	1,41 ± 0,37	0,58 ± 1,2	73,6 ± 13,9
w13	14,6 ± 3,2	2,5	1,46 ± 0,50	0,55 ± 2,0	69,3 ± 16,9
<b>Referenz &lt;20 Jahre unbewirtschaftet</b>					
k1	11,9 ± 2,7	2,3	1,29 ± 0,57	0,51 ± 2,0	69,8 ± 24,8
<b>Referenz &gt;50 Jahre unbewirtschaftet</b>					
r1	10,1 ± 2,1	1,8	1,23 ± 0,36	0,54 ± 1,5	78,5 ± 12,5
r2	10,4 ± 3,6	2,4	0,94 ± 0,32	0,42 ± 1,4	87,9 ± 8,9
r3	<b>8,7 ± 3,8</b>	<b>2,6</b>	0,99 ± 0,37	0,47 ± 1,2	84,9 ± 10,8



Durchschnittliche Moosartenzahl pro Probekreis [ $\pm$  314 m<sup>2</sup>]: gesamt und nach Substrattypen (epigäisch, Stubben, Stammanlauf, liegendes Totholz, Stein) getrennt [ $\pm$  einfache Standard-abweichung].

Weil die zwei Untersuchungsflächen *Haussee w4* und *Klaushagen w6* Großschirmschläge in räumlicher Nähe zueinander und ihre Probekreisanzahlen mit neun und fünf sehr niedrig sind, wurden die Datensätze zusammengefasst.

**Grün:** Maximalwerte; **blau:** Minimalwerte; WiWald: Wirtschaftswald; r50-Wald: Wälder, die seit mind. 50 Jahren nicht bewirtschaftet wurden. Zu Signifikanzniveau, Irrtumswahrscheinlichkeit und Mann-Whitney-U-Test siehe Erläuterungen Kap. 2.3.2). Getestet wurden die Daten des Wirtschaftswaldes gegen die r50-Wälder. Signifikanz wird bei der höher liegenden Artenzahl/Pk angegeben.

UF	Boden	Stubben	Stammanlauf	liegendes Totholz	Stein
k1	6,2 $\pm$ 3,3	5,4 $\pm$ 3,0	2,8 $\pm$ 1,1	4,3 $\pm$ 3,5	keine
r1	4,8 $\pm$ 3,2	1,8 $\pm$ 1,8	5,3 $\pm$ 1,6	4,8 $\pm$ 1,9	1,6 $\pm$ 1,6
r2	4,3 $\pm$ 2,1	<b>1,0</b> $\pm$ 1,4	4,1 $\pm$ 1,5	<b>6,0</b> $\pm$ 4,5	<b>2,1</b> $\pm$ 2,4
r3	<b>3,1</b> $\pm$ <b>1,9</b>	<b>1,0</b> $\pm$ 1,6	3,8 $\pm$ 3,0	3,8 $\pm$ 1,5	1,2 $\pm$ 1,9
w2	5,9 $\pm$ 3,6	3,9 $\pm$ 1,5	<b>5,5</b> $\pm$ 2,3	2,4 $\pm$ 1,8	1,4 $\pm$ 1,6
w4/w6	7,3 $\pm$ 3,9	3,8 $\pm$ 2,0	2,5 $\pm$ 2,6	2,5 $\pm$ 2,0	0,5 $\pm$ 0,9
w10	3,9 $\pm$ 2,8	4,6 $\pm$ 1,8	2,3 $\pm$ 1,7	3,8 $\pm$ 2,3	0,2 $\pm$ 0,4
w12	7,9 $\pm$ 2,7	4,4 $\pm$ 2,4	<b>2,0</b> $\pm$ 3,8	<b>1,9</b> $\pm$ 2,9	0,3 $\pm$ 0,5
w13	<b>8,4</b> $\pm$ 3,8	<b>8,3</b> $\pm$ 2,6	2,1 $\pm$ 1,9	4,5 $\pm$ 3,8	<b>0,1</b> $\pm$ 0,5
Mittelwert WiWald	6,8 $\pm$ 3,6 *** (0,000)	5,2 $\pm$ 2,5 *** (0,000)	3,8 $\pm$ 2,9	3,5 $\pm$ 2,7	0,9 $\pm$ 1,2
Mittelwert r50-Wald	4,1 $\pm$ 2,5	2,4 $\pm$ 1,4	4,4 $\pm$ 1,7 * (0,035)	4,9 $\pm$ 3,0 ** (0,003)	1,8 $\pm$ 1,8 (* (0,057))
Mittelwert	5,9 $\pm$ 3,4	4,7 $\pm$ 2,6	3,9 $\pm$ 2,9	4,2 $\pm$ 2,9	1,4 $\pm$ 1,6

Stetige Moosarten in den untersuchten Tiefland-Buchenwäldern, nach Substraten getrennt.

**X:** Art kommt in allen Untersuchungsflächen auf dem angegebenen Substrat vor, **•:** Art kommt auf dem Substrat vor, aber nicht in allen Untersuchungsflächen; aufgrund der nur 50 kartierten Steine kann keine repräsentative Aussage gemacht werden.

Art	epigäisch	liegendes Totholz	Stammanlauf	Stubben
<i>Amblystegium serpens</i>	•	•	•	•
<i>Atrichum undulatum</i>	X	•	•	•
<i>Aulacomnium androgynum</i>	•	•	•	•
<i>Brachythecium rutabulum</i>	X	X	X	X
<i>Brachythecium oedipodium</i>	•	•	•	•
<i>Brachythecium salebrosum</i>	X	X	•	•
<i>Brachthecium velutinum</i>	•	•	•	•
<i>Ceratodon purpureus</i>	•	•	•	•
<i>Dicranella heteromalla</i>	X	•	•	•
<i>Dicranum flagellare</i>	•	•	•	•
<i>Dicranum montanum</i>	•	•	X	•
<i>Dicranum scoparium</i>	•	•	•	•
<i>Dicranum tauricum</i>	•	•	•	•
<i>Eurhynchium praelongum</i>	•	•	•	•
<i>Herzogiella seligeri</i>	•	X	•	X
<i>Hypnum cupressiforme</i>	X	X	X	X
<i>Hypnum jutlandicum</i>	•	•	•	•
<i>Lepidozia reptans</i>	•	•	•	•
<i>Lophocolea bidentata</i>	•	•	•	•
<i>Lophocolea heterophylla</i>	•	X	•	X
<i>Mnium hornum</i>	•	•	•	•
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	X	•	•	•
<i>Plagiothecium laetum</i> var. <i>curvifolium</i>	X	•	•	•
<i>Plagiothecium nemorale</i>	•	•	•	•
<i>Plagiothecium succulentum</i>	•	•	•	•
<i>Pohlia nutans</i>	X	•	•	•
<i>Polytrichum formosum</i>	X	•	•	•
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	•	•	•	•
<i>Tetraphis pellucida</i>	•	•	•	•

## Moosarten in den untersuchten Tiefland-Buchenwäldern, nach Substratnutzung getrennt.

Die Ziffern geben die Anzahl von Probekreisen an, in denen die jeweilige Art gefunden wurde, **links**: alle Probekreise, **Mitte**: Probekreise der Referenzflächen >50 Jahre unbewirtschaftet (r50), **rechts**: ges. = Summe der Probekreise, in denen eine Art vorkommt (ohne Substratdifferenzierung).

Artenliste														
	epigäisch	Stubben	Baumanlauf	lieg. Totholz	Stein	epigäisch	Stubben	Baumanlauf	lieg. Totholz	Stein	Summe Vorkommen (Anzahl Probekreise)		Anteil Referenz	Anteil Wirtschaftswald
	ges.	ges.	ges.	ges.	ges.	r50	r50	r50	r50	r50	ges.	r50	r50%	Wiwald%
<b>alle Substrate</b>														
<i>Amblystegium serpens</i>	3	4	5	5	1	1	1	4	2	1	18	9	50	50
<i>Atrichum undulatum</i>	83	5	2	4	2	27			3	1	96	31	32	68
<i>Brachythecium rutabulum</i>	47	60	50	79	11	19	11	31	41	5	247	107	43	57
<i>Brachythecium salebrosum</i>	21	19	12	30	3	5	1	8	10	3	85	27	32	68
<i>Brachythecium velutinum</i>	10	14	7	9	2	2	2	2	2	1	42	9	21	79
<i>Ceratodon purpureus</i>	26	5	3	8	2	4		1	2	2	44	9	20	80
<i>Dicranum montanum</i>	13	20	72	19	2	3	1	27	6	2	126	39	31	69
<i>Dicranum scoparium</i>	32	24	32	18	15	6	2	13	7	9	121	37	31	69
<i>Herzogiella seligeri</i>	39	50	19	50	5	8	11	7	20	3	163	49	30	70
<i>Hypnum cupressiforme</i>	54	77	96	86	31	13	9	40	39	18	344	119	35	65
<i>Lophocolea bidentata</i>	1	11	2	5	1						20	0	0	100
<i>Lophocolea heterophylla</i>	20	46	35	43	6	4	5	14	20	4	150	47	31	69
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	24	9	13	9	3	8	3	7	6	3	58	27	47	53
<i>Plagiothecium laetum var. curvifolium</i>	16	6	8	9	2	4		3	3	2	41	12	29	71
<i>Mnium hornum</i>	32	10	9	10	5	9	1	3	7	3	66	23	35	65
<i>Pohlia nutans</i>	45	15	5	9	1	7			2		75	9	12	88
<i>Polytrichum formosum</i>	83	7	4	7	9	18	1	2	5	5	110	31	28	72
<b>alle Substrate ohne Steine</b>														
<i>Aulacomnium androgynum</i>	32	38	5	22			1		1		97	2	2	98
<i>Brachythecium oedipodium</i>	4	4	1	2					1		11	1	9	91
<i>Dicranella heteromalla</i>	91	30	28	14		21	3	8	5		163	37	23	77
<i>Dicranum flagellare</i>	1	1	1	1					1		4	1	25	75
<i>Dicranum tauricum</i>	1	8	2	2				1			13	1	8	92
<i>Eurhynchium praelongum</i>	6	2	2	3		1		1	1		13	3	23	77

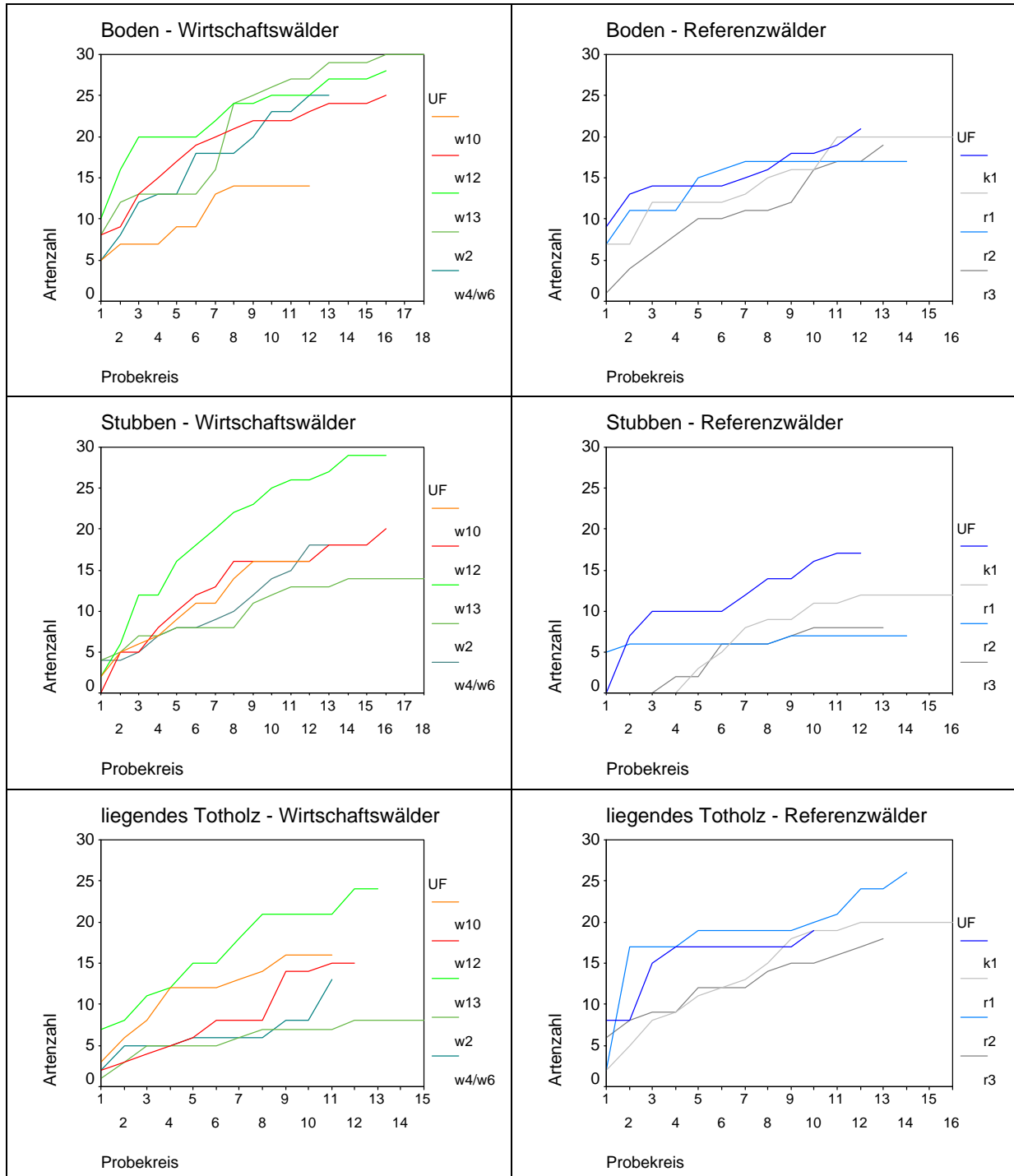
Artenliste	epigäisch	Stubben	Baumanlauf	lieg. Totholz	Stein	epigäisch	Stubben	Baumanlauf	lieg. Totholz	Stein	Summe Vorkommen Substrat und Probekreis		Anteil Referenz	Anteil Wirtschaftswald
	ges.	ges.	ges.	ges.	ges.	r50	r50	r50	r50	r50	ges.	r50	r50%	Wiwald%
<b>alle Substrate ohne Steine (Forts.)</b>														
<i>Hypnum jutlandicum</i>	7	5	1	3					1		16	1	6	94
<i>Lepidozia reptans</i>	6	1	1	2		1			1		10	2	20	80
<i>Plagiothecium nemorale</i>	3	2	2	1		2	1	2	1		8	6	75	25
<i>Plagiothecium succulentum</i>	1	1	1	1		1	1	1	1		4	4	100	0
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	1	4	4	2					1		11	1	9	91
<i>Tetraphis pellucida</i>	2	8	2	2					1		14	1	7	93
<b>"epigäische" Arten</b>														
<i>Leucobryum glaucum</i>	7	1				2					8	2	25	75
<i>Plagiomnium affine</i>	6		1	3		4		1	3		10	8	80	20
<i>Campylopus introflexus</i>	4	1									5	0	0	100
<i>Bryum caespiticium</i>	2										2	0	0	100
<i>Bryum capillare</i>	2										2	0	0	100
<i>Leptodictyum riparium</i>	2		1	1				1	1		4	2	50	50
<i>Plagiochila asplenioides</i>	2										2	0	0	100
<i>Plagiothecium laetum</i>	2		2	1							5	0	0	100
<i>Polytrichum juniperinum</i>	2										2	0	0	100
<i>Cirriphyllum piliferum</i>	1										1	0	0	100
<i>Eurhynchium angustirete</i>	1					1					1	1	100	0
<i>Fissidens bryoides</i>	1										1	0	0	100
<i>Funaria hygrometrica</i>	1										1	0	0	100
<i>Isothecium alopecuroides</i>	1		1		1	1		1		1	3	3	100	0
<i>Neckera crispa</i>	1					1					1	1	100	0
<i>Physcomitrium pyriforme</i>	1										1	0	0	100
<i>Plagiochila porelloides</i>	1										1	0	0	100
<i>Plagiomnium undulatum</i>	1					1					1	1	100	0
<i>Pohlia cruda</i>	1										1	0	0	100
<i>Polytrichum piliferum</i>	1										1	0	0	100
<i>Rhizomnium punctatum</i>	1				1	1				1	2	2	100	0
<i>Rhynchostegium megapolitanum</i>	1		1								2	0	0	100

Artenliste	epigäisch	Stubben	Baumanlauf	lieg. Totholz	Stein	epigäisch	Stubben	Baumanlauf	lieg. Totholz	Stein	Summe Vorkommen Substrat und Probekreis		Anteil Referenz	Anteil Wirtschaftswald
											ges.	r50		
<b>"epigäische" Arten (Forts.)</b>	ges.	ges.	ges.	ges.	ges.	r50	r50	r50	r50	r50	ges.	r50	r50%	Wiwald%
<i>Sphagnum squarrosum</i>	1										1	0	0	100
<i>Thuidium tamariscinum</i>	1	1									2	0	0	100
<b>"Stubbenarten"</b>														
<i>Mnium stellare</i>		1									1	0	0	100
<i>Orthodontium lineare</i>		2									2	0	0	100
<i>Scleropodium purum</i>		1									1	0	0	100
<b>"Arten der Baumanläufe"</b>														
<i>Eurhynchium hians</i>	2	1	3		1		1	3		1	7	5	71	29
<i>Homomallium incurvatum</i>			3					3			3	3	100	0
<i>Plagiomnium cuspidatum</i>	1		2	1	1	1		2	1	1	5	5	100	0
<i>Metzgeria furcata</i>			2	1				1	1		3	2	67	33
<i>Brachythecium denticulatum</i>			1	1				1	1		2	2	100	0
<i>Dicranodontium denudatum</i>			1								1	0	0	100
<i>Dicranum fuscescens</i>			1		1			1		1	2	2	100	0
<i>Orthotrichum affine</i>			1					1			1	1	100	0
<i>Platygyrium repens</i>			1								1	0	0	100
<b>"Arten des liegenden Totholzes"</b>														
<i>Pleurozium schreberi</i>		2		6					3		8	3	38	63
<i>Eurhynchium striatum</i>	1			3	1				1	1	5	2	40	60
<i>Dicranum majus</i>			2	3	1			2	3	1	6	6	100	0
<i>Dicranoweisia cirrata</i>		1	1	2					1		4	1	25	75
<i>Brachythecium reflexum</i>				1							1	0	0	100
<i>Calliergonella cuspidata</i>				1					1		1	1	100	0
<i>Cratoneuron filicinum</i>				1					1		1	1	100	0
<i>Drepanocladus aduncus</i>				1							1	0	0	100
<i>Hylocomium splendens</i>				1					1		1	1	100	0
<i>Hypnum pallescens</i>				1							1	0	0	100

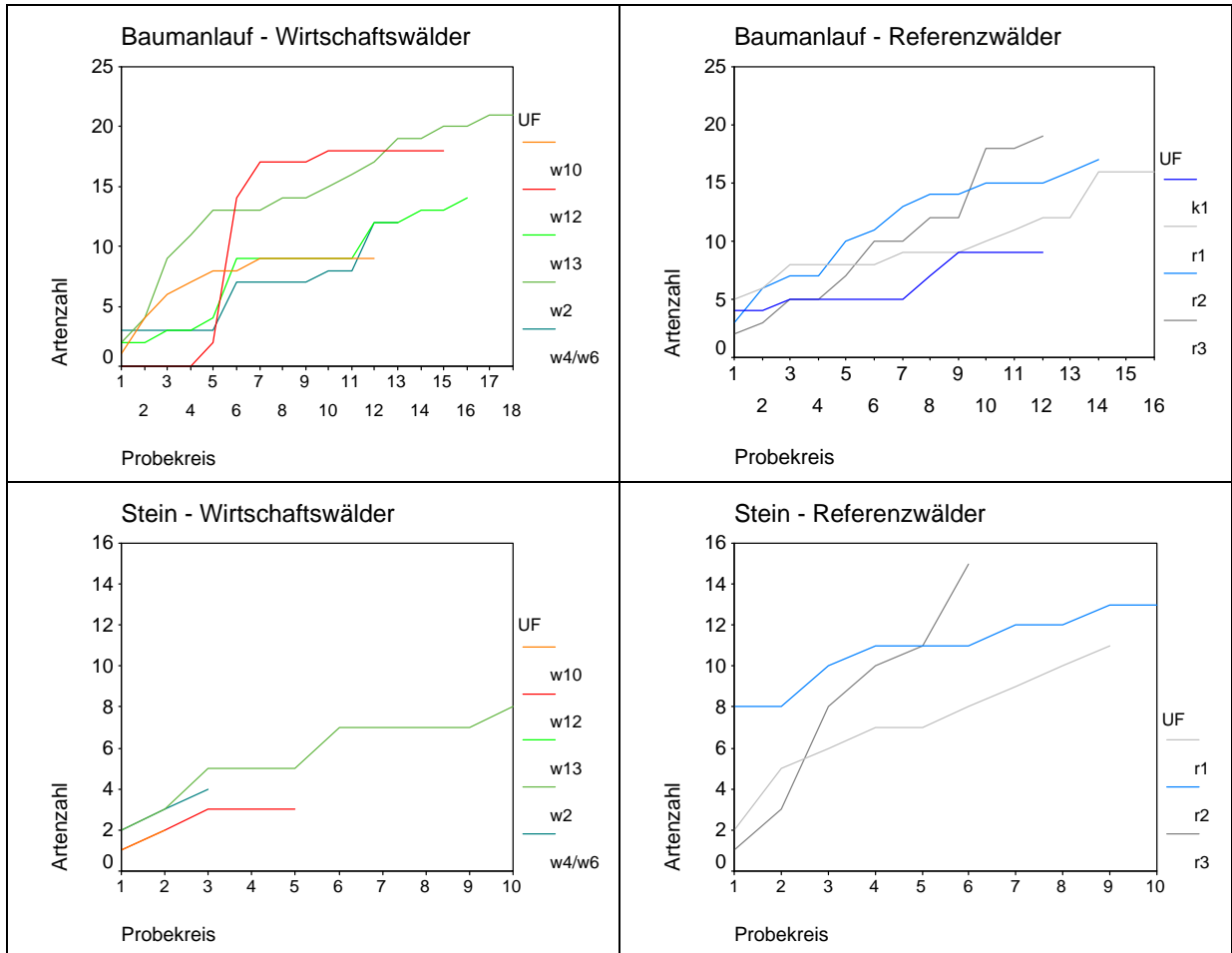
Anhang XII

Artenliste	epigäisch	Stubben	Baumanlauf	lieg. Totholz	Stein	epigäisch	Stubben	Baumanlauf	lieg. Totholz	Stein	Summe Vorkommen Substrat und Probekreis		Anteil Referenz	Anteil Wirtschaftswald
	ges.	ges.	ges.	ges.	ges.	r50	r50	r50	r50	r50	ges.	r50	r50%	Wiwald%
<b>"Arten des liegenden Totholzes" (Forts.)</b>														
<i>Neckera complanata</i>				1					1		1	1	100	0
<i>Ptilium crista-crastensis</i>				1					1		1	1	100	0
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>				1							1	0	0	100
<i>Sanionia uncinata</i>				1					1		1	1	100	0
<b>"Arten der Steine"</b>														
<i>Anomodon viticulosus</i>					1					1	1	1	100	0
<i>Brachythecium populeum</i>					1						1	0	0	100
<i>Fissidens adianthoides</i>					1					1	1	1	100	0
<i>Thamnobryum alopecurum</i>					1					1	1	1	100	0

Abhängigkeit der Moosartenzahl von der Anzahl kartierter Probekreise, getrennt nach Substraten (Boden, liegendes Totholz, Stammanlauf, Stein) und Untersuchungsflächen; **links:** Wirtschaftswälder; **rechts:** Referenzwälder.



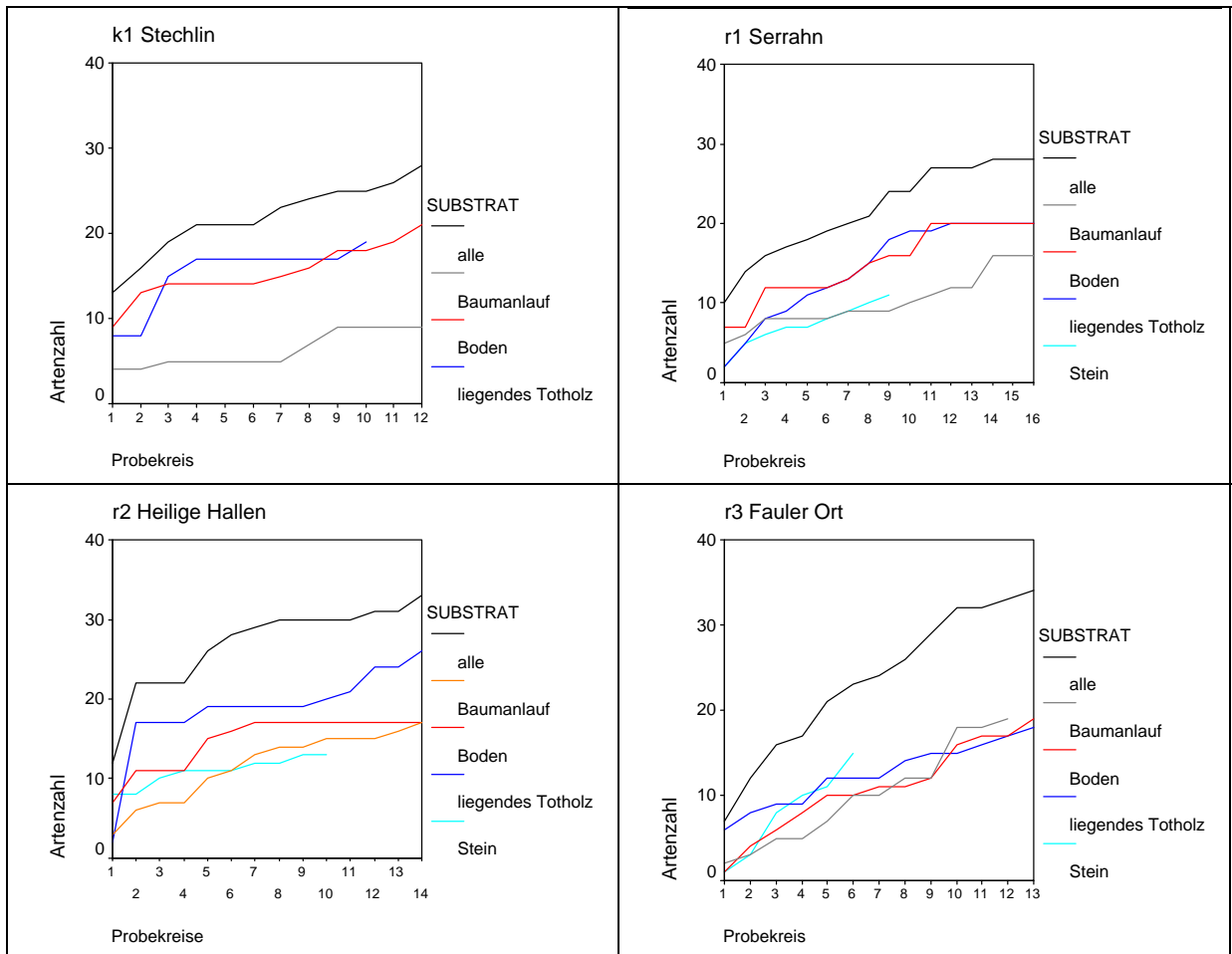
Fortsetzung: Abhängigkeit der Moosartenzahl von der Anzahl kartierter Probekreise, getrennt nach Substraten (Boden, liegendes Totholz, Stammanlauf, Stein) und Untersuchungsflächen; **links**: Wirtschaftswälder; **rechts**: Referenzwälder







Fortsetzung: Vorkommen der Moose in den Untersuchungsflächen nach Substraten getrennt



Indizes der Moosvegetation nach Substraten getrennt berechnet: Shannon-Weaver, Evenness und McNaughton [jeweils ± einfacher Standardabweichung].

\* keine Steine vorhanden

UF	Shannon-Weaver					Evenness					McNaughton				
	Boden	Stubben	lieg. Totholz	Stammanlauf	Stein	Boden	Stubben	lieg. Totholz	Stammanlauf	Stein	Boden	Stubben	lieg. Totholz	Stammanlauf	Stein
<b>Wirtschaftsflächen</b>															
w2	0,99 ± 0,48	0,69 ± 0,40	0,70 ± 0,57	0,53 ± 0,40	0,41 ± 0,40	0,61 ± 0,19	0,58 ± 0,28	0,79 ± 0,30	0,34 ± 0,26	0,68 ± 0,28	62 ± 20	90 ± 13	87 ± 17	93 ± 12	97 ± 6
w4/w6	0,88 ± 0,62	0,43 ± 0,33	0,32 ± 0,46	0,57 ± 0,40	0,43 ± 0,12	0,52 ± 0,35	0,34 ± 0,29	0,64 ± 0,37	0,70 ± 0,32	0,64 ± 0,14	52 ± 35	97 ± 4	95 ± 10	93 ± 8	100 ± 0
w10	0,71 ± 0,56	0,99 ± 0,37	0,61 ± 0,43	0,47 ± 0,45	0	0,75 ± 0,24	0,72 ± 0,22	0,62 ± 0,30	0,79 ± 0,26	0	75 ± 24	85 ± 13	93 ± 9	95 ± 10	100 ± 0
w12	1,02 ± 0,39	0,84 ± 0,39	0,34 ± 0,39	0,75 ± 0,96	0	0,52 ± 0,18	0,59 ± 0,19	0,78 ± 0,33	0,87 ± 0,20	0	52 ± 18	85 ± 10	99 ± 4	83 ± 31	100 ± 0
w13	1,15 ± 0,55	1,42 ± 0,48	0,97 ± 0,63	0,45 ± 0,51	0	0,56 ± 0,27	0,68 ± 0,19	0,65 ± 0,26	0,81 ± 0,22	5	56 ± 27	68 ± 18	80 ± 18	93 ± 13	100 ± 0
<b>Referenz &lt;20 Jahre unbewirtschaftet</b>															
k1	0,97 ± 0,49	1,05 ± 0,47	0,99 ± 0,5	0,51 ± 0,30	*	0,49 ± 0,25	0,62 ± 0,19	0,75 ± 0,17	0,61 ± 0,32	*	82 ± 19	80 ± 15	84 ± 15	98 ± 4	*
<b>Referenz &gt;50 Jahre unbewirtschaftet</b>															
r1	0,83 ± 0,61	0,82 ± 0,35	0,70 ± 0,37	0,92 ± 0,22	0,50 ± 0,41	0,71 ± 0,23	0,82 ± 0,15	0,47 ± 0,21	0,58 ± 0,18	0,59 ± 0,32	85 ± 17	87 ± 11	93 ± 10	87 ± 8	95 ± 10
r2	0,89 ± 0,46	0,24 ± 0,50	0,51 ± 0,27	0,63 ± 0,22	0,53 ± 0,45	0,74 ± 0,19	0,92 ± 0,19	0,36 ± 0,22	0,48 ± 0,18	0,77 ± 0,22	85 ± 14	96 ± 10	98 ± 3	95 ± 5	95 ± 9
r3	0,68 ± 0,49	0,54 ± 0,45	0,51 ± 0,38	0,52 ± 0,48	0,53 ± 0,45	0,79 ± 0,18	0,75 ± 0,29	0,47 ± 0,30	0,48 ± 0,36	0,84 ± 0,19	85 ± 18	88 ± 16	96 ± 8	85 ± 29	95 ± 8

Irrtumswahrscheinlichkeit (p) und die davon abgeleitete Signifikanz (sig., U-Test nach Mann und Whitney) für Unterschiede zwischen Buchenwirtschafts- und Referenzwäldern in Bezug auf die Indexwerte Shannon-Weaver, Evenness und McNaughton.

Substrat	Shannon-Weaver		Evenness		McNaughton	
	p	sig.	p	sig.	p	sig.
<b>Boden</b>	0,107		0,001	**	0,000	***
<b>Stubben</b>	0,011	*	0,000	***	0,055	
<b>lieg. Totholz</b>	0,676		0,000	***	0,957	
<b>Stammanlauf</b>	0,100		0,013	*	0,010	**
<b>Stein</b>	0,200		0,5		0,162	

Signifikante Beziehungen (Korrelationskoeffizienten nach Spearman) zwischen Strukturparametern und der Anzahl von Moosarten (getrennt nach Wirtschafts- und Referenzwäldern und dem Gesamtdatensatz).

**Grün hinterlegt:** wichtige Korrelationen für die Ableitung von strukturellen Indikatoren für die Moosvielfalt (Kap. 3.2.2.4); **hellblau:** nicht erklärbare bzw. Zufallskorrelationen; Pk: Probekreis à 314 m<sup>2</sup>; WEP: Waldentwicklungsphasen; \*<sup>1</sup> aufgrund der hoch signifikanten Korrelationen zwischen der besiedelten Bodenoberfläche und der Artenvielfalt wäre es interessant zu wissen, ob die potenziell besiedelbare Bodenoberfläche auch mit der Artenanzahl korrelieren würde. Da die Probekreisgröße keine Variable ist, ist dieser statistische Test aber nicht möglich. Die potenziell besiedelbare Steinoberfläche wurde nicht ermittelt, da die Anzahl sehr gering war und, wenn überhaupt, fast immer nur ein Stein in einem Kreis vorkam. Aufgrund des angenommenen Standarddurchmessers der Steine von 50 cm konnten keine Korrelationen berechnet werden.

Parameter	Arten der Wirtschaftswälder						Arten der Referenzwälder						Arten der Wirtschafts- und Referenzwälder					
	gesamt	Boden	Stubben	Stammanlauf	lieg. Totholz	Stein	gesamt	Boden	Stubben	Stammanlauf	lieg. Totholz	Stein	gesamt	Boden	Stubben	Stammanlauf	lieg. Totholz	Stein
lebender Vorrat [m <sup>3</sup> /Pk]				,323*		,618**									-,233*	,209*		
Totholz [m <sup>3</sup> /Pk]								-,379*					-,281**	-,353**	-,277**		,231*	
max. BHD im Pk													-,200*		-,272**			
WEP									-,518*				-,231*	-,237**	-,356**		,197*	
<b>Baumzahl pro Probekreis</b>																		
ab 2 cm BHD																		
ab 7 cm BHD																		
ab 20 cm BHD	-,251*	-,272*	-,309*				-,411**						-,237**					
ab 60 cm BHD							,435**			,427**								
ab 80 cm BHD															-,206*			
<b>potenziell besiedelbare Oberfläche</b>																		
stehendes Totholz	,675**			,685**			-,355*	-,502**							-,410*	,286*	,299*	
liegendes Totholz														-,367**	-,579**	,335**	,255*	
Stubben			,288*											,306**				
Stammanlauf																		
<b>real besiedelte Oberfläche</b>																		
Boden*1	,473**	,620**					,351*	,834**					,506**	,720**	,328**			
liegendes Totholz					,601**									-,264**	-,294**	,234*	,523**	
Stubben														,302*			-,282*	
Stammanlauf				,691**			,386*	,371*		,669**						,529**	,251*	
Stein	,641**			,702**	,537*	,515*					,511**		,484**					,519**
gesamt	,345**			,363**	,393**	,500*	,469**	,532**					,281**			,394**	,334**	
Anzahl Korrelationen	5	2	2	5	3	3	6	4	1	2	0	1	7	5	11	6	8	1

## Gesamtliste der nachgewiesenen Carabidenarten.

Häufigkeit: sh = sehr häufig, mh = mäßig häufig, h = häufig, s = selten, ss = sehr selten;  
 RL = Rote Liste: \* weniger häufig, \*\* häufig, R(4): potenziell gefährdet, 3: gefährdet, 2: stark gefährdet.

Artname (SCHEFFLER ET AL. 1999)	Lebensraum in Brandenburg	Biotoptyp nach TRAUTNER et al. 1997	Häufigkeit in Brandenburg	RL Brandenburg (SCHEFFLER et al. 1999)	RL Mecklenburg-Vorpommern (MÜLLER-MOTZFELD 1992)	nachgewiesene Individuen
<i>Abax parallelepipedus</i> (PILLER & MITTERPACHER, 1783)	mesophile Laubwälder	6.3	mh	*		2418
<i>Agonum fuliginosum</i> (PANZER, 1809)	Feucht- und Nasswälder	5.1	sh	**		1
<i>Amara aenea</i> (DE GEER, 1774)	Sandtrockenrasen	7.1	sh	**		2
<i>Amara communis</i> (PANZER, 1797)	Frischwiesen u. Weiden, Ufer	9.5, 4.4	sh	**		6
<i>Amara curta</i> DEJEAN, 1828	Sandtrockenrasen	7.1	mh	*		1
<i>Asaphidion flavipes</i> (LINNÉ, 1761)	Ackerunkrautfluren	9.1, 9.2	h	**		22
<i>Badister lacertos</i> STURM, 1815	mesophile Laubwälder	6.3	h	**		17
<i>Badister meridionalis</i> PUEL, 1925	Verlandungsvegetation	4.	s	3	R (Kategorie 4)	1
<i>Badister sodalis</i> (DUFTSCHMID, 1812)	Feuchtwiesen, Feuchtwälder	4.6, 5.1	h	**		4
<i>Bembidion lampros</i> (HERBST, 1784)	Ackerunkrautfluren	9.1, 9.2	sh	**		23
<i>Bembidion mannerheimii</i> C.R.SAHLBERG, 1827	Feucht- und Nasswälder	5.	h	**		4
<i>Bembidion obtusum</i> AUDINET-SERVILLE, 1821	Ackerunkrautfluren	9.1, 9.2	s	*		3
<i>Bembidion properans</i> (STEPHENS, 1828)	Ackerunkrautfluren	9.1, 9.2	h	**		1
<i>Calathus fuscipes</i> (GOEZE, 1777)	Ruderalfluren	9.8	sh	**		2
<i>Calathus micropterus</i> (DUFTSCHMID, 1812)	bodensaure Mischwälder	6.4	h	**		30
<i>Calathus rotundicollis</i> DEJEAN, 1828	feuchte Laubwälder	6.3	mh	*		262
<i>Carabus arvensis</i> HERBST, 1784	bodensaure Mischwälder	6.4	mh	3	R (Kategorie 4)	5
<i>Carabus auratus</i> LINNE, 1761	Ackerunkrautfluren	9.1, 9.2	h	**		64
<i>Carabus coriaceus</i> LINNE, 1758	mesophile Laubwälder	6.3	h	**		125
<i>Carabus glabratus</i> PAYKULL, 1790	mesophile Laubwälder	6.3	ss	2	R (Kategorie 4)	128
<i>Carabus granulatus</i> LINNÉ, 1758	Feucht- und Nasswälder	5.	sh	**		15
<i>Carabus hortensis</i> LINNÉ, 1758	mesophile Laubwälder	6.3	mh	*		562
<i>Carabus nemoralis</i> MÜLLER, 1764	mesophile Laubwälder	6.3	h	**		201
<i>Carabus violaceus</i> LINNÉ, 1758	bodensaure Mischwälder	6.4	mh	*		402
<i>Cicindela campestris</i> LINNÉ, 1758	Feld- und Waldwege	6.5, 9.1	mh	3		2
<i>Clivina fossor</i> (LINNÉ, 1758)	Ackerunkrautfluren	9.1, 9.2	h	**		9
<i>Cychrus caraboides</i> (LINNÉ, 1758)	mesophile Laubwälder	6.3	mh	*		105
<i>Dromius quadrimaculatus</i> (LINNÉ, 1758)	arboricol, Laubbäume	6.3	mh	*		1
<i>Dyschirius globosus</i> (HERBST, 1784)	Feucht- und Nasswälder	5.	sh	**		1
<i>Epaphius secalis</i> (PAYKULL, 1790)	Feucht- und Nasswälder, Feuchtwiesen	5., 4.6	mh	*		1

## Fortsetzung: Gesamtliste der nachgewiesenen Carabidenarten

Artname (SCHEFFLER ET AL. 1999)	Lebensraum in Brandenburg	Biotoptyp nach TRAUTNER et al. 1997	Häufigkeit in Brandenburg	RL Brandenburg (SCHEFFLER et al. 1999)	RL Mecklenburg-Vorpommern (Müller-Motzfeld 1992)	nachgewiesene Individuen
<i>Harpalus affinis</i> (SCHRANK, 1781)	Ackerunkrautfluren	9.1, 9.2	sh	**		9
<i>Harpalus laevipes</i> ZETTERSTEDT, 1828	mesophile Laubwälder	6.3	mh	*		13
<i>Harpalus latus</i> (LINNÉ, 1758)	Frischwiesen und -weiden	9.5	h	**		50
<i>Harpalus rufipes</i> (DE GEER, 1774)	Ackerunkrautfluren	9.1, 9.2	sh	**		3
<i>Harpalus xanthopus winkleri</i> SCHAUBERGER, 1923	mesophile Laubwälder	6.3	mh	*		3
<i>Leistus ferrugineus</i> (LINNÉ, 1758)	bodensaure Mischwälder	6.4	h	**		5
<i>Leistus rufomarginatus</i> (DUFTSCHMID, 1812)	mesophile Laubwälder	6.3	mh	*		42
<i>Leistus terminatus</i> (HELLWIG in PANZER, 1793)	Verlandungsvegetation	4.	h	**		2
<i>Limodromus assimilis</i> (PAYKULL, 1790)	Feucht- und Nasswälder	5.1	mh	*		2
<i>Loricera pilicornis</i> (FABRICIUS, 1775)	Ackerunkrautfluren, Verlandungsvegetation	4., 9.1, 9.2	sh	**		1
<i>Microlestes minutulus</i> (GOEZE, 1777)	Ruderalfluren	9.8	h	**		4
<i>Nebria brevicollis</i> (FABRICIUS, 1792)	feuchte Laubwälder	6.3	sh	**		171
<i>Notiophilus aestuans</i> MOTSCHULSKY, 1864	Ackerunkrautfluren (Lehm)	9.2	ss	R	R (Kategorie 4)	1
<i>Notiophilus biguttatus</i> (FABRICIUS, 1779)	mesophile Laubwälder	6.3	h	**		52
<i>Notiophilus palustris</i> (DUFTSCHMID, 1812)	Feucht- und Nasswälder	5.1	h	**		5
<i>Notiophilus rufipes</i> CURTIS, 1829	Buchenwälder	6.3	s	3	R (Kategorie 4)	89
<i>Oxypselaphus obscurus</i> (HERBST, 1784)	Feucht- und Nasswälder	5.1	sh	**		16
<i>Panageus bipustulatus</i> (FABRICIUS, 1775)	mesophile Laubwälder, Ruderalfluren	6.3, 9.8	h	**	R (Kategorie 4)	1
<i>Patrobus atrorufus</i> (STROEM, 1768)	Feucht- und Nasswälder	5.1	h	**		1
<i>Poecilus cupreus</i> (LINNE, 1758)	Ackerunkrautfluren	9.1, 9.2	sh	**		4
<i>Poecilus versicolor</i> (STURM, 1824)	Ackerunkrautfluren, Wiesen	9.1, 9.2, 9.5	sh	**		5
<i>Pterostichus quadrioveolatus</i> (LETHNER, 1852)	bodensaure Mischwälder, Waldbrandflächen	6.5, 6.4	mh	*		1
<i>Pterostichus melanarius</i> (ILLIGER, 1798)	Grünland (intensiv bewirtschaftet)	9.5	sh	**		94
<i>Pterostichus niger</i> (SCHALLER 1783)	mesophile Laubwälder	6.3	sh	**		1237
<i>Pterostichus nigrita</i> (PAYKULL, 1790)	Feucht- und Nasswälder	5.1	sh	**		2
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i> (FABRICIUS, 1787)	bodensaure Mischwälder	6.4	h	**		853
<i>Pterostichus strenuus</i> (PANZER, 1797)	mesophile Laubwälder	6.3	sh	**		79
<i>Stomis pumicatus</i> (PANZER, 1796)	Feuchtwiesen	4.6	h	**		3
<i>Trechus obtusus</i> ERICHSON, 1837	Ruderalfluren	9.8	h	**		148
					<b>Summe</b>	<b>7314</b>

## Kurzbeschreibung der charakteristischen Laufkäferarten des Tiefland-Buchenwaldes

Um das Vorkommen der Laufkäfer in den bewirtschafteten und unbewirtschafteten Buchenwäldern des nordostdeutschen Tieflandes in den Rahmen des schon Bekannten zu stellen, werden im Folgenden relativ kurz die Verbreitungsbilder, Häufigkeiten und speziellen Habitatansprüchen der am häufigsten nachgewiesenen Arten beschrieben.

Die Reihenfolge der Darstellung folgt der abnehmenden Gesamtindividuenzahl der Käfer (Dominanzverhältnisse, Tab. 3.51) bzw. ihrer Stetigkeit (Tab. 3.52).

### *Abax parallelepipedus*

Die mesophile Waldart (MÜLLER-MOTZFELD 2001a) ist mit 2242 Individuen (32,9 % der Gesamtindividuen) die häufigste und die einzige eudominante Carabidenart in den untersuchten Buchenwäldern des nordostdeutschen Tieflandes. Sie ist doppelt so häufig wie die mit 1135 Individuen (16,6 % der Gesamtindividuen) zweithäufigste Art *Pterostichus niger*.

*A. parallelepipedus* kommt nach WACHMANN et al. (1995) in Nordspanien, Mittel- und Südeuropa häufig vor. Dass die Art für Brandenburg als nur mäßig häufig beschrieben wird (SCHEFFLER et al. 1999), liegt wohl eindeutig an der geringen Verbreitung von Tiefland-Buchenwäldern in Brandenburg und eventuell an der geringen Dichte carabidologischer Untersuchungen in diesem Lebensraum. *Abax parallelepipedus* wurde auch in anderen Waldstudien als häufigste Art nachgewiesen (GRUTKE 2001, RIETZE 2001)

Die Art scheint zumindestens regional eine deutliche Habitatpräferenz für Buchenwälder entwickelt zu haben. In der sächsischen Schweiz kam sie nach KRAUSE (1974) vorzugsweise in trockenen bis mäßig feuchten Buchenwäldern auf Basalt und Sandstein vor. WACHMANN et al. (1995) beschreiben die Art zwar als eurytop und silvicol, aber mit häufigstem Vorkommen in feuchten (Buchen-)Wäldern. Dies entspricht dem von GERSDORF (1937) und LOHSE (1954) beschriebenen Vorkommensschwerpunkt im „hohen Buchenwald mit Laubschicht“. Nach LINDROTH (1945) kommt *Abax parallelepipedus* in Schweden ausschließlich in Buchenwäldern vor. BAEHR (1980) bezeichnet die Art als Charakterart der Fagetalia. Andere Autoren konnten dagegen keine Buchenwaldpräferenz nachweisen (VON BROEN 1965, GRUSCHWITZ 1983, DÜLGE 1992). Teilweise wurde ein Schwerpunktkommen in Eichen-Hainbuchen- sowie Buchen-Traubeneichen-Wäldern (THIELE 1962, TIETZE 1966c) nachgewiesen.

Für Brandenburg wird der Lebensraum von *A. parallelepipedus* als mesophiler Laubwald beschrieben (SCHEFFLER ET AL. 1999), auch in anderen Untersuchungen wurde *A. parallelepipedus* vor allem in Laubwäldern nachgewiesen (LAUTERBACH 1964, BARNDT et al. 1991, BORTMANN 1996). *Abax parallelepipedus* überwintert in Stubben und lebt in der Vegetationsperiode in der Laubstreu. Die Art hält sich gerne an feuchteren Waldstandorten unter Steinen, Laub, Moos, liegenden Ästen & Stämmen und unter loser Rinde alter Bäume auf (BURMEISTER 1939, KOCH 1989, WACHMANN et al. 1995). Eine Bevorzugung von Lehm-Standorten (WILMS 1961, TURIN et al. 1991, DÜLGE 1992, WACHMANN et al. 1995) ist auf das Brutfürsorgeverhalten zurückzuführen, da die Weibchen ihre Eier in selbstgeformte Lehmkokons ablegen, um sie vor Austrocknung zu schützen (LÖSER 1970, 1972 in DÜLGE 1992).

GÜRLICH (1997) hat in einer Untersuchung im niedersächsische Tiefland herausgefunden, dass *Abax parallelepipedus* sehr stark auf Bodenbearbeitung von Waldböden reagiert und eine mögliche Zeigerart für die Beeinträchtigung der epigäischen Lebensgemeinschaften durch Bodenbearbeitung sein könnte: „Die Wiederbesiedlung bodenbearbeiteter Flächen durch diese Art könnte als ein indirektes Maß für die Regeneration des Bodens respektive des Bodenlebens und dessen Annäherung an weitgehend naturnahe (wenig gestörte) Verhältnisse dienen“ (GÜRLICH 1997).

## Anhang XVIII

### *Pterostichus niger*

Die mit 1119 gefangenen Individuen (16,6 % der Gesamtindividuen) zweithäufigste, dominante (Tab. 3.49) und ausnahmslos in allen Untersuchungsflächen nachgewiesene (Tab. 3.52) Carabidenart *Pterostichus niger* ist hinsichtlich der Habitatansprüche nicht sehr spezialisiert. *Pterostichus niger* kommt vom Flachland bis in etwa 2000 m Meereshöhe vor, ist eine paläarktische Art, die nur im „äußersten Norden und Südwesten Europas fehlt“ (WACHMANN et al. 1995) und *eurypod* ist (BARNDT et al. 1991). Die Art wird häufig in mesophilen Laubwäldern gefunden (GERSDORF 1937, VON BROEN 1965, BARNDT et al. 1991, RIEGEL 1996). LINDROTH (1945) beschreibt sie für Skandinavien als vorwiegende Waldart, LARSSON (1939) stimmt dem für Dänemark zu. THIELE & KOLBE (1962) zählen *P. niger* neben *P. strenuus* und *C. coriaceus* zu den charakteristischen Arten der mesophilen Laubmischwälder (Fagetalia). Da in Deutschland insgesamt aber keine deutliche Bevorzugung des Waldes vorliegt, wurde *P. niger* nicht als typische Waldart einklassifiziert (MÜLLER-MOTZFELD 2001a).

Manche Autoren fanden eine gewisse Präferenz von feuchten Standorten jeglicher Art: Feucht- und Nasswälder (GERSDORF 1937, TIETZE 1966a/b, KRAUSE 1974, BARNDT et al. 1991, STEGNER 1998), Feucht- und Nasswiesen (TIETZE 1966a, BARNDT et al. 1991) und feucht-warme Sukzessionsflächen (KNIE 1975). *P. niger* kann aber auch im bebauten Stadtgebiet in Hinterhöfen und Grünanlagen (MOSSAKOWSKI 1991) vorkommen.

BURMEISTER (1939) beschreibt, dass die Art ihre Lebensraumsprüche in feuchten humusreichen Orten in und an Wäldern, auf Feldern in Heide- und Moorgebieten, an Ufern von Flüssen, Bächen, Seen, an Sümpfen und an der Meeresküste erfüllt findet. Sie lebt unter Steinen, Grasbüscheln, Moos, liegenden Ästen und unter loser Baumrinde von Stubben und liegendem totem Stammholz. KRAUSE (1974) fand *P. niger* am häufigsten an feuchten Stellen mit gut entwickelter Kraut- und Streuschicht. DAHL (1928) beschreibt, dass die Art stark kalkhaltigen Boden meiden würde, während WILMS (1961) und LAUTERBACH (1964) diese Kalkmeidung nicht bestätigen können.

Außerhalb des Waldes kann die Art in Schleswig-Holstein auch in Knicks und in Kulturfeldern (TISCHLER 1958) vorkommen. In Nordrhein-Westfalen konnte nach KIRCHNER (1960) *P. niger* nicht auf landwirtschaftlichen Flächen nachgewiesen werden, während KRAUSE (1974) herausgefunden hat, dass *P. niger* offenes Gelände nicht meidet, wenn es am Boden dicht bewachsen ist.

### *Pterostichus oblongopunctatus*

Die dritthäufigste Art der Tiefland-Buchenwälder ist mit 817 Individuen (12,4 % der Gesamtfänge) *Pterostichus oblongopunctatus*. Sie ist eine dominante Art (Tab. 3.49) und konnte wie die beiden zuvor beschriebenen Arten *Abax parallelepipedus* und *Pterostichus niger* in allen Untersuchungsflächen nachgewiesen werden (Tab. 3.52), jedoch nur mit gut ein Drittel der Individuenzahl von *Abax parallelepipedus*.

Hinsichtlich der Gesamtverbreitung (paläarktisch, vom Flachland bis ins Gebirge bis 2000 m ü. NN) und durch das sehr häufige Vorkommen in Wäldern (WACHMANN et al. 1995) stellt *P. oblongopunctatus* nach *Abax parallelepipedus* die zweite, allerdings wenig spezialisierte mesophile Waldart dar (MÜLLER-MOTZFELD 2001a; LARSSON 1939, PAARMANN 1966, THIELE 1977, PAJE & MOSSAKOWSKI 1985, DÜLGE 1992). Sie kommt in eher trockenen (VAN DER DRIFT 1959, ASSMANN 1982) und mäßig feuchten (NIEMANN 1963 *kühl feuchte Nordhänge*, LINDROTH 1945, RIEGEL 1996) Laub- und Nadelwäldern (GERSDORF 1937, TIETZE 1966b, KRAUSE 1974) vor. Nach WACHMANN et al. (1995) bevorzugt die Art saure Humusböden, nach PAJE & MOSSAKOWSKI (1984) dagegen besitzt *P. oblongopunctatus* keine eindeutige pH-Wert Abhängigkeit des Bodensubstrates.

Die Art lebt unter Moospolstern (DAHL 1928, BURMEISTER 1939, LINDROTH 1945, LOHSE 1954), Steinen (BURMEISTER 1939, LOHSE 1954), Baumrinde (LOHSE 1954), Totholz (BURMEISTER 1939) und kommt in Wäldern mit ausgeprägter Falllaubdecke häufiger vor (BURMEISTER 1939, DEN BOER 1965a, GRUSCHWITZ 1983). Nach GERSDORF (1937) ist sie allerdings im unterwuchslosen Wald noch häufiger als im Wald mit Unterwuchs. Nach LINDROTH (1945) soll die Art von der krautigen Bodenvegetation unabhängig sein.



*P. oblongopunctatus* ernährt sich überwiegend carnivor. Die größten Anteile an den Nahrungsspektren bilden kleine Coleopteren, Aphiden, Collembolen und andere Kleinarthropoden (KÖHLER 1984).

### ***Carabus hortensis***

Mit 7,5 % an der Gesamtindividuenzahl kommt *Carabus hortensis* nur noch subdominant in den Buchenwäldern vor. In den Referenzflächen ist die Art stetig. Im Wirtschaftswald konnte *C. hortensis* zwar in allen Untersuchungsflächen, aber nicht in allen Fangeinheiten nachgewiesen werden (kein Nachweis 1999 in *Melzow w9* und 2001 in *Chorin w12* (Falle 6 bis 10). Das heißt, dass die Art trotz Präsenz auf der Fläche manchmal aufgrund ihrer Laufaktivität oder Vorkommensdichte nicht erfasst wird.

*C. hortensis* ist in Mitteleuropa eine stenotope Art (BARNDT et al. 1991) lichter Bestände von Laub- und Mischwäldern (LINDROTH 1945, RIEGEL 1996, MÜLLER-MOTZFELD 2001a), die angesichts ihres weiteren Vorkommens in Auwäldern (Feucht- und Nasswälder nach BARNDT et al. 1991, STEGNER 1998), Parks und Hecken als eurytopes, „typisches Waldtier“ beschrieben wird (WACHMANN et al. 1995, DÜLGE 1992). Die Art kommt in Europa mit Ausnahme des Westens (Niederlande, Großbritannien) von der Ebene bis ins Hochgebirge vor (PAJE & MOSSAKOWSKI 1985, WACHMANN et al. 1995). Die Art ist nicht auf Laubwälder beschränkt (Nadelwald: DAHL 1928, LOHSE 1954, PAJE & MOSSAKOWSKI 1985, Kiefernwald: GERSTORF 1937, GEILER 1956) und konnte mehrfach auf Lichtungen bzw. Kahlschlägen nachgewiesen werden (TISCHLER 1958, VON BROEN 1965, KOCH 1989, WACHMANN et al. 1995). *C. hortensis* ist, wenn sie aufgrund der geographischen Verbreitung in einem Wald vorkommt, dann meist die häufigste Art (GÜNTHER & ASSMANN 2000).

Die bevorzugten Kleinhabitate, an denen *C. hortensis* nachgewiesen werden kann, werden von BURMEISTER (1939) und KOCH (1989) mit Steinen, Moospolstern, Laub & Reisig, morschen Stubben und Totholz beschrieben. LINDROTH (1945) beschreibt eine Bevorzugung von Wäldern mit ausgeprägter Humusschicht.

### ***Carabus violaceus***

Die zweite subdominante Art kommt mit insgesamt 352 nachgewiesenen Individuen (5,2 % der Gesamtindividuenzahl) in allen Referenzflächen und in 94 % der Wirtschaftsflächen vor. In der Untersuchungsfläche *Hausse w4* (Großschirmschlag) wurde die Art im Jahr 1999 nicht nachgewiesen. Im darauffolgenden Jahr wurde sie allerdings in derselben Fläche an den gleichen Fallenstandorten mit 24 Individuen nachgewiesen, ohne dass sich die Bestandesstruktur erkennbar verändert hätte.

*C. violaceus* ist eine häufige Art, die wie die vorgenannten Arten vom Flachland bis ins Hochgebirge vorkommt und ein großes, europäisches Verbreitungsgebiet besiedelt (West-, Mittel-, Südost- und Osteuropa). Sie ist die dritte eurytope Waldart (THIELE 1977, TURIN & HEIJERMANN 1988, MOSSAKOWSKI 1991, DÜLGE 1992), die keine besondere Bindung an einen bestimmten Waldtyp aufweist (WACHMANN et al. 1995). Sie kommt mäßig häufig in bodensauren Mischwäldern (SCHEFFLER et al. 1999), gelegentlich in mesophilen Laubwäldern (BARNDT et al. 1991), in Feucht- und Nasswäldern (BARNDT et al. 1991), im Kiefern(misch)wald (GERSTORF 1937, DÜLGE 1992) und Fichtenforst (KLEINSTEUBER 1969, KRAUSE 1974) vor. Die Art besiedelt aber auch Wiesen (KRAUSE 1974) teilweise oberhalb der Waldgrenze (LINDROTH 1945) und Hochmoore (KLEINSTEUBER 1969). Zusammenfassend wird *C. violaceus* in Deutschland als mesophile Waldart einklassifiziert (MÜLLER-MOTZFELD 2001a), wobei dieser Begriff weiter als bei BARNDT et al. (1991) gefasst ist.

Die Art wurde auf Sandböden mit geringer Feuchte (DÜLGE 1992), aber auch an kühlen feuchten Nordhängen (NIEMANN 1963) und im feuchten Schluchtwald (KLESS 1961) angetroffen. Manchmal wird sie nur auf Mullstandorten nachgewiesen (LAMPARSKI 1988). LINDROTH (1945) hat sie vor allem auf trockenen Böden mit geringer Humusschicht gefunden. *C. violaceus* kann Waldböden ohne und mit Kraut- und Falllaubsschicht besiedeln (KRAUSE 1974) und kommt nach BURMEISTER (1939) unter Steinen, Moos, Reisig und am Stammanläufen der Bäume vor. *C. violaceus* frisst Schnecken, (frisches) Aas und Pilze (WACHMANN et al. 1995).

## Anhang XVIII

### *Calathus rotundicollis*

*Calathus rotundicollis* stellt die letzte subdominante Carabidenart des gesamten Fangspektrums dar. Mit 262 Individuen stellt sie immerhin noch 3,9 % der Gesamtfänge. Die Stetigkeit ist mit 69 % der Fangeinheiten in den Wirtschaftswäldern und 71 % in den langfristigen Referenzflächen nicht mehr sehr hoch, wobei dies überwiegend auf Fangschwankungen (Aktivitäts- oder Dichteschwankungen) zurückzuführen ist (Tab. 1). Auf vier Flächen konnte *C. rotundicollis* immer erst im zweiten Fangjahr nachgewiesen werden. Für die zwei nur einfach kartierten Flächen *Temmen w7* und *Senftenthal w11*, in den *C. rotundicollis* nicht nachgewiesen wurde, lässt sich also nicht schlussfolgern, dass die Art dort nicht vorkommt. In weiteren fünf nur einfach kartierten Flächen wurde die Art nachgewiesen. Auf Nachweisbarkeitsschwankungen (allerdings größere Perioden betrachtend) hat schon LOHSE (1954) hingewiesen, konnte dies mit der Besiedelungsgeschichte der Art aber nicht hinreichend erklären.

**Tab. 1:** Schwankungen der Fangzahlen von *Calathus rotundicollis* zwischen Untersuchungsjahren. Es werden nur Flächen mit zwei Fangjahren aufgeführt; - = kein Fangjahr.

Untersuchungsfläche	1999	2000	2001
w4 Haussee (ha-Aufnahme)	0	1	-
w5 Brüsenwalde (ha-Aufnahme)	12	45	-
w9 Melzow	0	15	-
w 10 Schwarzes Loch	1	-	6
w12 Chorin (Falle 1-5)	-	0	22
w12 Chorin (Falle 6-10)	-	4	4
r1 Serrahn	-	25	77
r2 Heilige Hallen	-	0	18
r3 Fauler Ort (ha-Aufnahme)	1	12	-
<b>durchschnittliche Anzahl</b>	<b>2,8</b>	<b>12,75</b>	<b>25,4</b>

*C. rotundicollis* ist eine mäßig häufige mesophile Waldart in Brandenburg (SCHEFFLER et al. 1999) und in Deutschland (MÜLLER-MOTZFELD 2001a), die auch von RIEGEL (1996) nur im mesophilen Laubmischwald, nicht aber im Bruch-, Au- oder bodensauren Stieleichenwald nachgewiesen werden konnte. WACHMANN et al. (1995) beschreibt die Art hingegen für Europa als eurytop und silvicol mit Vorkommen in Heiden und Wäldern einschließlich Erlenbrüchen. DÜLGE (1992) klassifiziert sie auch als eurytopye Waldart ein. PAJE & MOSSAKOWSKI (1985) verzichten auf eine nähere Kennzeichnung und bezeichnen *C. rotundicollis* einfach als Waldart, was MOSSAKOWSKI (1991) für die Geestwälder und Gehölze in der Marsch bestätigt. GÜRLICH (1997) konnte die Art sowohl in Laubalholzbeständen wie in gepflügten, dichten und jungen Laubholzaufforstungen finden. In manchen Waldstudien wurde die Art gar nicht nachgewiesen (KRAUSE 1974: Wälder d. sächs. Schweiz; BORTMANN 1996: Buchenwald).

### *Carabus glabratus*

*Carabus glabratus* (Abb. 1) gehört weder aufgrund der Gesamtdominanz ( $n = 122$ , 1,8 % der Gesamtfänge) noch aufgrund der Stetigkeit in den Fangeinheiten zu den typischen Buchenwaldarten, da sie nur in fünf Wirtschaftsflächen und zwei langfristigen Referenzflächen vorkommt. Entscheidend für die hier hervorgehobene Behandlung war das „massenhafte“ (= dominante) Vorkommen der sonst eher seltenen Art (Rote Liste Brandenburg: sehr selten und stark gefährdet, SCHEFFLER et al. 1999) in der erst seit etwas mehr als 10 Jahren unbewirtschafteten Fläche *Grumsin-Ost k3*. Während *C. glabratus* in den Wirtschaftsflächen nur mit maximal neun Individuen nachgewiesen wurde, wurden in *Grumsin-Ost k3* 72 Tiere gefangen. In den *Heilige Hallen r2* gingen auch relativ viele Individuen in die Falle (2000: 13 Tiere und 2001: 20 Tiere).

*C. glabratus* als stenotopye, silvicole Art (KOCH 1989, WACHMANN et al. 1995) kommt schwerpunktmäßig in mesophilen Laubwäldern (BARNDT et al. 1991, MÜLLER-MOTZFELD 2001a) und gelegentlich bis häufig in bodensauren Mischwäldern (BARNDT et al. 1991, RIEGEL 1996) vor. *C. glabratus* wurde in unterschiedlichen Waldtypen einschließlich Nadelwäldern gefunden (DAHL 1928, GRIES et al.



**Abb. 1:** *Carabus glabratus*

Foto: E. Wachmann.

1973). LOHSE (1954), ARNDT (1989) und DÜLGE (1992) weisen nach, dass die Art nur in großen und alten Wäldern vorkommt. ASSMANN (1994) konnte die Art im Weser-Emsland ebenfalls nur in alten Wäldern finden und bezeichnet *C. glabratus* als Indikatorart für historisch alte Wälder. Im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide kommt *C. glabratus* nur in oder in der Nähe von Waldflächen vor, die nachweislich bereits seit 1775 kontinuierlich bestockt sind (ASSMANN et al. 2001). Auch GÜRLICH (1997) konnte die Art mit hohen Individuenzahlen in Laubholzalbeständen bzw. Beständen in der Nähe von Laubholzalbeständen nachweisen. In zwei Altbeständen, die schon im 18. Jahrhundert vom „historisch alten Kernbestand des Thorenwaldes“ isoliert lagen, und in Jungbeständen wurde die Art nicht gefangen.

Es liegt wohl eine gewisse Bevorzugung von sandigen und steinigen Böden vor (BURMEISTER 1939, LINDROTH 1945, GRIES et al. 1973, DÜLGE 1992). Hinsichtlich der Mikrohabitatansprüche sind sich KOCH (1989) und WACHMANN et al. (1995) einig, dass die Art in älteren, morschen Stubben und in Moospolstern vorkommt.

In den Tiefland-Buchenwäldern kommt *Carabus glabratus* hinsichtlich der Präferenz von verschiedenen Bestandesstrukturen eine besondere Bedeutung zu (Kap. 3.3.4).

### ***Notiophilus rufipes***

*Notiophilus rufipes* ist die zweite hier hervorgehobene Art, die weder nach der Gesamtdominanz noch nach der Stetigkeit in den Fangeinheiten zu typischen Buchenwaldarten gehört. Nur in einer der beiden kurzfristig unbewirtschafteten Flächen (*Stechlin k1* dominant mit 19 Individuen) und in einer Wirtschaftsfläche (*Chorin w12* Fallen 6-10 mit maximal 25 Individuen) war sie in relativ hoher Anzahl nachweisbar. In den Wirtschaftsflächen wurde die Art in 63 % (10 von 16) der Fangeinheiten festgestellt (Tab. 3.52).

Da die Art in Brandenburg stenotop in Buchenwäldern vorkommt, selten ist und in der Roten Liste Brandenburgs als gefährdet geführt ist (SCHEFFLER et al. 1999), liegt auf dieser Art ein gewisses Augenmerk. MÜLLER-MOTZFELD (1989) ermittelte eine Habitatbeschränkung von *N. rufipes* auf Buchenwälder, die auf anmoorigen Böden stocken. Dies konnte in der vorliegenden Untersuchung nicht bestätigt werden.

In anderen Untersuchungen konnte die Habitatpräferenz von *N. rufipes* nicht bestätigt werden, so wurde sie als Art des Laubwaldes mit Schwerpunkt vorkommen im Eichen-Birkenwald (LINDROTH 1945; RABELER 1969, HEITJOHANN 1974 in RUDOLPH 1976a) beschrieben. DÜLGE (1992) konnte für den Bremer Raum *N. rufipes* schwerpunktmäßig und gar nicht so selten nicht nur im Wald, sondern auch in Hecken nachweisen, solange diese auf Lehmstandorten stocken.

### ***Carabus nemoralis***

Nach MOSSAKOWSKI (1991) kann *Carabus nemoralis* als Indikator für menschliche Besiedlung angesehen werden. Die Art kommt nicht nur in Wäldern, sondern z. B. überall im Stadtgebiet von Bremen in Gärten, Parks, an Deichen und Straßen, die durch Grünland führen, vor. BARNER (1937) und LINDROTH (1945) beschreiben *C. nemoralis* als kulturbegünstigt. Die vielfältige Habitatnutzung wird - allerdings ohne indikative Wertgebung - auch von anderen Autoren (BARNER 1937, LOHSE 1954, WACHMANN et al. 1995) beschrieben.

In Berlin (BARNDT et al. 1991), Brandenburg (SCHEFFLER et al. 1999), Mecklenburg (VON BROEN 1965) und Niedersachsen (RIEGEL 1996) besiedelt die Art aber schwerpunktmäßig mesophile Laubwälder. GERSTORF (1937) beschreibt sogar eine Habitatpräferenz „im hohen Buchenwald mit

## Anhang XVIII

Unterwuchs“. Auch für die sächsische Schweiz wurde eine Bevorzugung „trockener bis mäßig feuchter Buchenwälder ermittelt (KRAUSE 1974). Für Deutschland wird *C. nemoralis* von MÜLLER-MOTZFELD (2001a) als Waldart klassifiziert.

Mit 182 Individuen (2,8 %) der Gesamtfänge ist *C. nemoralis* die siebthäufigste Buchenwaldart in den Untersuchungsflächen. Deshalb erscheint es trotz der vergleichsweise geringen Stetigkeit der Art in den Referenzflächen (71 %) wie in den Wirtschaftsflächen (88 %) gerechtfertigt (Tab. 3.52), die Art als typische Buchenwaldart zu bezeichnen.

Fachliche Übereinstimmung herrscht hinsichtlich der Meidung von sandigen Böden (GERSDORF 1937, HEYDEMANN 1954). Die ökologischen Ansprüche im Wald werden unter Steinen, unter loser Rinde und im Moos erfüllt (DAHL 1928, BURMEISTER 1939, KOCH 1989).

### ***Cychnus caraboides***

Die von MÜLLER-MOTZFELD (1991) ebenfalls als mesophile Waldart beschriebene Art kommt mit einer Stetigkeit von 100 % in den Referenzflächen und von 81 % in den Wirtschaftsflächen (Tab. 3.52) vor. Es liegt auch nach anderen Autoren (BARNDT et al. 1991, MOSSAKOWSKI 1991, DÜLGE 1992) eine deutliche Präferenz von Wäldern vor. WACHMANN et al. (1995) beschreibt sie als eurytope, hygrophile Art feuchter Laubwälder, wobei die Art in geringen Anzahlen (als Irrgast) auch im Offenland unter Steinen (LOHSE 1954), auf Waldwiesen und Felsplateaus (KRAUSE 1974) gefunden wurde. Die Spezialisierung auf Schnecken als Beutetiere führt insgesamt zu einer Habitatpräferenz feuchter Lebensräume (VON BROEN 1965).

Die Art kommt auf sandigen wie lehmigen Standorten vor (DÜLGE 1992), wobei eine bestimmte Humusform (Mull bis Rohhumus) nach LAMPARSKI (1988) nicht bevorzugt wird. Häufig zu finden ist *Cychnus caraboides* unter Moos, Laub, Steinen, der Rinde alter Stubben und liegendem, morschem Totholz (DAHL 1928, BURMEISTER 1939, LINDROTH 1945, KOCH 1989, WACHMANN et al. 1995).

### ***Pterostichus melanarius***

Mit 100 % Stetigkeit in den r50- und immerhin noch ein 81 % in den Wirtschaftsflächen gehört *P. melanarius* zu den typischen Arten des Tiefland-Buchenwaldes, obgleich die Habitatansprüche außerordentlich heterogen beschrieben werden. Die eurytope Art wurde von GERSTORF (1937) und LAUTERBACH (1964) sehr zahlreich im Buchenwald mit Unterwuchs bzw. im Buchenwald auf Kalk nachgewiesen. Sie gilt aber auch als Kulturfolger (WACHMANN et al. 1995). Ein Vorkommen an Waldrändern wurde in verschiedenen Untersuchungen festgestellt (LARSSON 1939, VON BROEN 1965), ansonsten ist die Vorkommenspalette vielseitig: Frischwiesen und -weiden, Ackerkraut- und Ruderalfluren, Verlandungsvegetation aller Trophiestufen, Feucht- und Naßwiesen (BARNDT et al. 1991), bebautes Gelände (LOHSE 1954), Kieszonen des Rheinufer (LEHMANN 1965) usw.

KOCH (1989) beschreibt eine Bevorzugung von dichter Vegetation, Hecken, Ziegeleien, Kiesgruben und faulenden „Vegetabilen und Genist“. Im Wald kommt *P. melanarius* gerne unter loser Rinde vor. BURMEISTER (1939) beschreibt darüber hinaus, dass die Art unter Steinen, Laub, Erdschollen und Holzstücken nachzuweisen ist.

### ***Pterostichus strenuus***

Auch *P. strenuus* ist eine euryöke Art (GRUSCHWITZ 1983), die mit 100 % Stetigkeit in den r50-Flächen und 69 % in den Wirtschaftswäldern der Tiefland-Buchenwälder vorkommt. BARNDT et al (1991) beschreibt passend dazu das Schwerpunkt-vorkommen im mesophilen Laubwald. Doch ist die Art auch in völlig anderen Biotopen zu Hause: in Feucht- und Nasswäldern, in offenen Feuchtbiotopen (DÜLGE 1992), im Sphagnum der Moore (LOHSE 1954), auf Kahlschlägen (VON BROEN 1965), im Schilf (GERSDORF 1937), in Rapsfeldern (PAUER 1975) und unter Tang am Meeresufer (LINDROTH 1945).

KOCH (1989) beschreibt *P. strenuus* als Ubiquist, der unter Moose, Detritus, unter loser Rinde und in Maulwurfsnester anzutreffen ist. BURMEISTER (1939) beschreibt die Art zusätzlich unter Steinen und in Rohr- und Schilfstengeln und LINDROTH (1945) konnte die Art auch im Reisig und in gut ausgebildeter Humusschicht nachweisen.

### ***Nebria brevicollis***

Die Art ist eine Wald- und Wiesenart (PAJE & MOSSAKOWSKI 1985) und kommt fast überall vor. So erreicht sie in den r50-Flächen eine Stetigkeit von 100 % und in den Wirtschaftswäldern von 63 %. Obwohl sie auch von THIELE & WEISS (1976) als Charakterart der Fagetalia und von BARNDT et al. (1991) mit einem Vorkommensschwerpunkt in mesophilen Laubwäldern beschrieben wird, scheint sie keine typische Buchenwaldart mit hohem indikatorischen Wert zu sein, weil sie auch in Ruderal- und Ackerkrautfluren, in hygrophilen Therophytenfluren, auf Frisch-, Feucht- und Naßwiesen sowie auf Sandtrockenrasen (HOLSTE 1974, BARNDT et al. 1991) eurytop vorkommt. HEYDEMANN (1964) beschreibt sie auch als häufige Art in baumlosen Marschen.

Entsprechend der eurytopen Lebensweise kommt sie auch auf verschiedenen Standorten wie trockenen Sanden und Moorböden (GERSDORF 1937) genauso wie auf Lehm- und Tonböden vor (HEYDEMANN 1964). Nach LAMPARSKI (1988) kommt die Art im Wald von Mull- bis Rohhumusstandorten vor.

Nach BURMEISTER (1939) kommt die Art unter Steinen, Reisig, Laub und Rinde, in Komposthaufen, an Mauern und Stammfüßen von Bäumen und in Maulwurfshügeln vor. KOCH (1989) erwähnt auch morsches Holz.

Ähnlichkeiten der Laufkäfergemeinschaften nach Jaccard [%].

**Grün:** Ähnlichkeiten zwischen den >50 Jahren unbewirtschafteten Referenzwäldern, **grau:** Ähnlichkeiten zwischen >50 Jahre unbewirtschafteten Referenz- und Wirtschaftswäldern und **gelb:** Ähnlichkeiten zwischen den Wirtschaftswäldern.

r1_00	r1_00	r1_01	r2_00	r2_01	r3_99_1	r3_99_2	r3_00	k1_01	k3_01	w1_00	w4_99	w4_00	w5_99	w5_00	w7_00	w9_99	w9_00	w10_99	w10_01	w11_00	w12_00_1	w12_00_2	w12_01_1	w12_01_2
r1_01	<b>65</b>																							
r2_00	43	<b>43</b>																						
r2_01	50	50	<b>58</b>																					
r3_991	57	58	58	<b>50</b>																				
r3_992	52	46	46	59	<b>59</b>																			
r3_00	48	48	42	54	54	<b>62</b>																		
k1_01	50	50	30	30	36	35	37																	
k3_01	36	42	42	42	42	39	36	42																
w1_00	54	42	54	54	37	45	47	42	26															
w4_99	42	35	41	41	35	57	46	41	40	<b>41</b>														
w4_00	48	42	48	48	42	56	52	36	41	<b>58</b>	<b>59</b>													
w5_99	32	36	50	43	50	<b>67</b>	48	30	35	<b>32</b>	<b>48</b>	<b>48</b>												
w5_00	48	<b>63</b>	41	48	55	50	58	41	40	<b>41</b>	<b>39</b>	<b>40</b>	<b>41</b>											
w7_00	58	52	52	52	52	48	55	46	35	<b>55</b>	<b>44</b>	<b>45</b>	<b>41</b>	<b>44</b>										
w9_99	32	30	30	30	53	35	32	24	28	<b>22</b>	<b>29</b>	<b>25</b>	<b>30</b>	<b>29</b>	<b>31</b>									
w9_00	56	39	44	44	50	57	<b>64</b>	44	33	<b>48</b>	<b>48</b>	<b>48</b>	<b>34</b>	<b>43</b>	<b>47</b>	<b>35</b>								
w10_99	<b>65</b>	<b>76</b>	43	50	<b>67</b>	52	48	50	50	<b>37</b>	<b>41</b>	<b>42</b>	<b>43</b>	<b>55</b>	<b>52</b>	<b>44</b>	<b>39</b>							
w10_01	<b>64</b>	<b>65</b>	52	46	58	48	55	52	40	<b>50</b>	<b>50</b>	<b>50</b>	<b>36</b>	<b>56</b>	<b>64</b>	<b>31</b>	<b>57</b>	<b>58</b>						
w11_00	52	53	53	45	53	48	50	53	37	<b>50</b>	<b>50</b>	<b>50</b>	<b>45</b>	<b>43</b>	<b>54</b>	<b>32</b>	<b>46</b>	<b>61</b>	<b>54</b>					
w12_001	38	43	43	50	50	40	37	43	50	<b>37</b>	<b>29</b>	<b>31</b>	<b>36</b>	<b>41</b>	<b>46</b>	<b>30</b>	<b>30</b>	<b>50</b>	<b>41</b>	<b>45</b>				
w12_002	<b>75</b>	<b>78</b>	45	45	<b>68</b>	48	50	52	45	<b>44</b>	<b>38</b>	<b>50</b>	<b>39</b>	<b>57</b>	<b>54</b>	<b>33</b>	<b>52</b>	<b>78</b>	<b>67</b>	<b>55</b>	<b>45</b>			
w12_011	<b>65</b>	67	59	52	59	48	50	52	33	<b>56</b>	<b>38</b>	<b>50</b>	<b>40</b>	<b>50</b>	<b>59</b>	<b>29</b>	<b>52</b>	<b>59</b>	<b>65</b>	<b>55</b>	<b>46</b>	<b>68</b>		
w12_012	<b>61</b>	55	42	36	55	39	41	62	41	<b>46</b>	<b>30</b>	<b>41</b>	<b>31</b>	<b>46</b>	<b>50</b>	<b>30</b>	<b>48</b>	<b>55</b>	<b>56</b>	<b>43</b>	<b>48</b>	<b>64</b>	<b>70</b>	
w13_01	33	43	38	43	38	36	33	43	36	<b>38</b>	<b>36</b>	<b>32</b>	<b>32</b>	<b>42</b>	<b>46</b>	<b>26</b>	<b>31</b>	<b>43</b>	<b>41</b>	<b>39</b>	<b>50</b>	<b>40</b>	<b>52</b>	<b>42</b>

Deskriptive Statistik der Sonderstrukturdaten aus [Probekreisaufnahmen ab 60 cm BHD](#), getrennt nach Wirtschafts-, kurz- (<20) und langfristig unbewirtschafteten Referenzwäldern.

**Gelb** hinterlegt: Eine Probekreiskartierung der Sonderstrukturen kann weder ab 2 cm BHD noch ab 60 cm BHD empfohlen werden.

**Blau** hinterlegt: Eine Probekreiskartierung der Sonderstrukturen kann ab 2 cm BHD, nicht aber ab 60 cm BHD empfohlen werden.

Die Daten der Wirtschafts- und k20-Flächen werden zur Übersicht mit angegeben, sie wurden aber bei der Beurteilung der Kartiermethodik nicht berücksichtigt.

Sonderstruktur	Referenz >50 Jahre			Referenz <20 Jahre			Wirtschaftswald		
	Median	25 Perzentil	Spannweite (max-min)	Median	25 Perzentil	Spannweite (max-min)	Median	25 Perzentil	Spannweite (max-min)
S1 Zunderschwammbäume	4,2	1,0	5,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,33
S2 Baumschwammbäume	keine Bäume vorhanden								
S3 weitere Pilzbäume	0,0	0,0	3,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,3
S4 Teilkronenbrüche	2,4	0,4	6,7	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	1,2
S5 Kronenbrüche	1,2	0,1	4,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
S6 Zwieselabbrüche	0,5	0,0	2,2	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0
S7 Stammbrüche	1,9	0,9	2,4	0,0	0,0	2,0	0,0	0,0	2,3
S8 Ersatzkronenbäume	1,6	0,2	3,6	0,0	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0
S9 Blitzrinnen	0,5	0,0	1,8	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	1,0
S10 Risse und Spalten	0,9	0,0	9,0	3,8	1,7	3,9	0,0	0,0	4,0
S11 aufgesplitterte Stämme	0,7	0,0	3,6	0,0	0,0	2,0	0,0	0,0	1,3
S12 Höhlenbäume	10,8	7,4	25,3	7,8	1,4	14,8	1,2	0,0	8,9
S13 Höhlenetagen	0,5	0,0	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
S14 ausgehöhlte Stämme	2,4	0,9	3,4	0,0	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0
S15 Höhlen mit Mulm	11,7	3,2	14,6	0,6	0,0	1,7	0,0	0,0	2,2
S16 Mulmtaschen	12,8	5,4	15,5	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	2,0
S17 Rindentaschen	8,9	3,3	14,0	1,4	0,3	2,0	0,0	0,0	4,4
S18 Krebsbildungen	3,7	2,1	10,2	1,2	0,0	3,3	0,0	0,0	1,3
S19 Schürfstellen	4,6	1,2	9,0	7,5	5,1	3,9	4,8	2,7	12,7
S20 Wurzelteller	keine Dimensionsdifferenzierung, Daten siehe Tab. xxx5a								

Deskriptive Statistik der Sonderstrukturdaten ([Hektaraufnahmen](#)), getrennt nach Wirtschafts-, <20 und >50 Jahren unbewirtschafteten Referenzwäldern.

**Gelb** hinterlegt: Eine hektarweise Kartierung der Sonderstrukturen kann nicht empfohlen werden.

**Grün** hinterlegt: Eine hektarweise Kartierung der Sonderstruktur ist zwar möglich, führte aber in den untersuchten Tiefland-Buchenwäldern zu keinem signifikanten Unterschied zwischen Wirtschafts- und r50-Flächen. Eine Aufnahme der Struktur kann aber in anderen Untersuchungsflächen sinnvoll sein.

Da nur eine k20-Fläche kartiert wurde, können weder Median, 25er Perzentil noch Spannweite angegeben werden.

Sonderstruktur	Referenz >50 Jahre			Wirtschaftswald		
	Median	25 Perzentil	Spannweite (max-min)	Median	25 Perzentil	Spannweite (max-min)
S1 Zunderschwammbäume	2,2	0,4	3,8	0,2	0,1	0,7
S2 Baumschwammbäume	0,2	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0
S3 weitere Pilzbäume	0,8	0,2	1,2	0,4	0,2	0,9
S4 Teilkronenbrüche	keine Aufnahme					
S5 Kronenbrüche	1,6	0,6	3,0	0,2	0,1	0,6
S6 Zwieselabbrüche	0,2	0,2	0,2	0,3	0,1	0,4
S7 Stammbrüche	1,6	1,4	0,2	0,0	0,0	0,6
S8 Ersatzkronenbäume	2,2	1,4	1,8	0,0	0,0	0,2
S9 Blitzrinnen	keine Aufnahme					
S10 Risse und Spalten	1,6	0,4	1,8	0,2	0,0	0,8
S11 aufgesplitterte Stämme	keine Aufnahme					
S12 Höhlenbäume	8,2	6,4	1,8	1,2	0,7	2,9
S13 Höhlenetagen	1,4	0,8	2,0	0,2	0,1	0,4
S14 ausgehöhlte Stämme	5,0	4,4	2,6	0,3	0,2	0,8
S15 Höhlen mit Mulm	4,4	3,4	3,4	0,3	0,2	1,1
S16 Mulmtaschen	keine Aufnahme					
S17 Rindentaschen	keine Aufnahme					
S18 Krebsbildungen	keine Aufnahme					
S19 Schürfstellen	keine Aufnahme					
S20 Wurzelteller	4,6	1,8	4,2	0,4	0,1	1,5



Homogenitätstest der Sonderstrukturergebnisse in den seit >50 Jahren unbewirtschaftete Referenzflächen.

Es wird berechnet, ob der Median weniger als ein Viertel der Datenspanne (Differenz von 4 x Median und der Spannweite der Daten).

Sp = Spannweite, M4 = Median x 4, Pk = Probekreis;

**Gelb** hinterlegt: Sonderstrukturen, deren Vorkommen in den r50-Flächen heterogen ist.

Sonderstruktur	Pk-Aufnahme ab 2 cm BHD				Pk-Aufnahme ab 60 cm BHD				Hektaraufnahmen			
	Median	Sp	M4	Diff. M4-Sp	Median	Sp	M4	Diff. M4-Sp	Median	SP	M4	Diff. M4-Sp
S1 Zunderschwammbäume	5,3	6	21,2	15,2	4,2	5,4	16,8	11,4	2,2	3,8	8,8	5
S2 Baumschwammbäume	0,3	1,8	1,2	-0,6	0	0	0	0	0,2	0,2	0,8	0,6
S3 weitere Pilzbäume	0	4,4	0	-4,4	0	3,7	0	-3,7	0,8	1,2	3,2	2
S4 Teilkronenbrüche	10	27,9	40	12,1	2,4	6,7	9,6	2,9	keine Aufnahme			
S5 Kronenbrüche	5,9	17,4	23,6	6,2	1,2	4	4,8	0,8	1,6	3	6,4	3,4
S6 Zwieselabbrüche	1,8	2	7,2	5,2	0,5	2,2	2	-0,2	0,2	0,2	0,8	0,6
S7 Stammbrüche	8,4	10	33,6	23,6	1,9	2,4	7,6	5,2	1,6	0,2	6,4	6,2
S8 Ersatzkronenbäume	3,6	12,1	14,4	2,3	1,6	3,6	6,4	2,8	2,2	1,8	8,8	7
S9 Blitzzinnen	2,1	3,1	8,4	5,3	0,5	1,8	2	0,2	keine Aufnahme			
S10 Risse und Spalten	13,8	22	55,2	33,2	0,9	9	3,6	-5,4	1,6	1,8	6,4	4,6
S11 aufgesplitterte Stämme	2,6	6,7	10,4	3,7	0,7	3,6	2,8	-0,8	keine Aufnahme			
S12 Höhlenbäume	18,5	22,9	74	51,1	10,8	25,3	43,2	17,9	8,2	1,8	32,8	31
S13 Höhlenetagen	0,5	3,6	2	-1,6	0,5	1,8	2	0,2	1,4	2	5,6	3,6
S14 ausgehöhlte Stämme	3,7	3,4	14,8	11,4	2,4	3,4	9,6	6,2	5	2,6	20	17,4
S15 Höhlen mit Mulm	16,3	21,1	65,2	44,1	11,7	14,6	46,8	32,2	4,4	3,4	17,6	14,2
S16 Mulmtaschen	22	30,5	88	57,5	12,8	15,5	51,2	35,7	keine Aufnahme			
S17 Rindentaschen	15,3	20,9	61,2	40,3	8,9	14	35,6	21,6	keine Aufnahme			
S18 Krebsbildungen	20,3	14,7	81,2	66,5	3,7	10,2	14,8	4,6	keine Aufnahme			
S19 Schürfstellen	60,5	93,1	242	148,9	4,6	9	18,4	9,4	keine Aufnahme			
S20 Wurzelteller	1,8	9,1	7,2	-1,9	keine Aufnahme				4,6	4,2	18,4	16,8